

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
“ХАРКІВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ”

# **РАДІОЕКОЛОГІЯ**

**Підручник**

для студентів спеціальності –

101 «Екологія та охорона навколишнього середовища»  
усіх форм навчання вищих навчальних закладів

Затверджено вченою радою НТУ «ХПІ»

Чернівці  
«Місто» АНТ, 2018

УДК 577.3

P.15

Гриф наданий Вченою радою НТУ «ХПІ»  
для спеціальності 101 «Екологія та охорона навколишнього середовища»  
Протокол № 6 від 07.07.2017 р., як підручник

**Автори:** В.П. Шапорєв, Ю.Г. Масікевич, В.Ф. Моїсєєв, та ін.

**Рецензенти:**

доктор біологічних наук, професор кафедри патфізіології ВДНЗ «Буковинського державного медичного університету»

**Валентин Францевич Мислицький**

доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екології та збалансованого природокористування Національного університету «Львівська політехніка»

**Мирослав Степанович Мальований**

**P.15 Радіоекологія:** підручник. В.П. Шапорєв, Ю.Г. Масікевич, В.Ф. Моїсєєв, та ін. – Чернівці: «Місто» АНТ, 2018. – 440 с

ISBN

У підручнику викладено основи радіоекології, основні принципи вимірювання вмісту радіонуклідів в об'єктах оточуючого середовища. Розглянута міграція радіонуклідів у водних екосистемах, ґрунті, атмосфері, рослинних і тваринних організмах. Наведені основні методи розрахунків доз від зовнішнього і внутрішнього опромінення.

Підручник призначений для студентів вищих навчальних закладів України, що навчаються за спеціальністю – 101 «Екологія та охорона навколишнього середовища», а також може бути корисним широкому колу фахівців екологічних служб.

© Колектив авторів, 2018

© НТУ «ХПІ», 2018

## ВСТУП

Відкриття В.Рентгеном у 1895 р. рентгенівських променів, А.Беккерелем у 1896 р. природної радіоактивності та М.Склодовської і П.Кюрі у 1898 р. радіоактивних властивостей полонію і радію сприяло виникненню ряду наук, що вивчають як теоретичні, так і практичні питання застосування людством ядерної енергії. В свою чергу, інтенсивний розвиток досліджень в цьому напрямку призвів створення атомної та водневої бомб, інтенсивного розвитку ядерної енергетики і застосування ядерних технологій у різних галузях народного господарства. У біосферу Землі почали надходити штучні радіонукліди у значних кількостях. Радіоактивний фон планети, який протягом останніх тисячоліть був відносно постійним, став зростати, штучні радіонукліди включалися в біогеохімічні цикли міграції у наземних та водних екосистемах. Наслідком цього стало підвищення рівня складової штучного опромінення у дозовому навантаженні на населення, мікрофлору, рослинний і тваринний світ. Інтенсивний розвиток ядерних технологій викликав потребу у виокремленні наукового напрямку – радіоекологія, який займався б відслідковуванням процесів міграції радіонуклідів у біосфері та вивченням наслідків їх впливу на живі організми, косну та біокосну сфери.

Особливої актуальності проблеми радіоекології набули після аварії на Чорнобильській АЕС, результатом якої стало глобальне забруднення значних територій Європи штучними радіоактивними елементами. Ця катастрофа загострила увагу вчених на необхідності дослідження біологічного впливу іонізуючого випромінювання на живі організми, їх популяції та біоценози. В останні десятиліття все більше уваги приділяється впливу малих доз іонізуючого випромінювання на біосистеми, а також вивченню спільної дії цього випромінювання та звичайних біотичних і абіотичних факторів, які постійно впливають на тварини і рослини у середовищі їх існування.

Усвідомлення важливості радіоекології – науки, що вивчає розподіл, міграцію та кругообіг радіонуклідів у біосфері і вплив іонізуючого випромінювання на екологічні системи, її значення для розв'язання проблем охорони довкілля та покращення його якості, запобіганням негативним наслідкам впливу техногенно підвищеного радіаційного фону на екосистеми, сприяло інтенсифікації досліджень у галузі експериментальної радіоекології.

В підручнику викладені основи радіоекології, відомості по радіаційний фон Землі та його складові, подані результати досліджень фахівців по проблемі радону та його ДПР, вплив штучних ізотопів на ситуацію в аграрній сфері. Розглянута структура підприємств ядерно-паливного циклу, а також процеси, пов'язані з видобутком, переробкою, використанням в різних галузях та утилізацією ядерних матеріалів. Описані принципи вимірювання вмісту радіонуклідів в об'єктах оточуючого середовища, представлена ілюстрована інформація про основні типи обладнання, яке застосовують в області

радіаційного контролю сучасні радіологічні лабораторії України, та наведені методи розрахунків доз опромінення від зовнішніх і внутрішніх джерел. Подана нова інформація про міграцію радіонуклідів у водних екосистемах, ґрунті, атмосфері, рослинних і тваринних організмах. Описані механізми проти-променевого захисту організму людини, основні класи хімічних сполук радіозахисного впливу та препарати рослинного походження, які володіють радіопротекторними властивостями.

Посібник відповідає вимогам освітньо-професійної програми підготовки фахівців-екологів до вивчення нормативного курсу “Радіоекологія” в системі Міністерства освіти і науки України. В основу підручника покладено курс лекцій, які тривалий час читаються студентам-екологам Національного технічного університету "Харківський політехнічний інститут". Даний навчальний підручник розрахований на студентів вищих навчальних закладів України, що навчаються за спеціальністю “Екологія та охорона навколишнього природного середовища”, а також може бути корисним широкому колу фахівців екологічних служб та усіх, хто цікавиться проблемами радіоекології.

**1.1. Визначення науки, об'єкти та предмет її дослідження**

Термін “радіоекологія” був запропонований в 1956 р. незалежно один від одного радянськими вченими А.М. Кузіним і А.А. Передельським і американським професором Е. Одумом.

Радіаційна екологія є комбінованим відгалуженням від двох наукових дисциплін, таких як загальна радіобіологія і екологія. Це достатньо молодий напрямок, який набув своєї актуальності в період масового випробування ядерної зброї та розвитку атомної енергетики. Тоді для вчених стало зрозумілим, що забруднення відбувається не на локальному рівні (ядерні полігони, промислові майданчики підприємств атомної промисловості), а призводить до наслідків планетарного масштабу. Цим і визначаються основні принципи даної науки.

Радіоекологія – це наука, що вивчає розподіл, міграцію та кругообіг радіонуклідів у біосфері і вплив іонізуючого випромінювання на екологічні системи (біогеоценози та популяції організмів). Також, радіоекологія – це розділ екології та медицини, пов'язаний з медичною екологією, що вивчає дії радіоактивних випромінювань на організми – людей, тварин, рослин. Існує медична радіоекологія, яка досліджує впливи таких випромінювань на тканини та розробляє методи лікування онкологічних захворювань.

Підрозділи радіоекології:

- морська радіоекологія;
- прісноводна радіоекологія;
- наземна радіоекологія в тому числі лісова та сільськогосподарська радіоекологія;
- ветеринарна радіоекологія;
- гігієна радіоекології.

Результати радіоекологічних досліджень зробили великий вплив на прийняття міжнародних конвенцій, направлених на обмеження випробувань ядерної зброї і відмову від його вживання в умовах війни. На основі рекомендацій радіоекологів в промисловості розробляються і упроваджуються замкнуті цикли охолодження ядерних реакторів, уловлювачі радіоактивних аерозолів, методи зберігання і знешкодження радіоактивних відходів, що включають їх попадання у довкілля.

Із приведеного визначення можна сформулювати *завдання радіоекології*:

- дослідження якісних та кількісних змін в рослинних і тваринних організмах, в організмі людини під впливом зовнішнього та внутрішнього опромінення;

- вивчення процесів міграції та накопичення природних і штучних радіонуклідів у біосфері;
- дослідження екологічних ланцюжків радіоактивного живлення;
- вивчення індикаторних видів, що вказують на присутність значних покладів радіоактивних речовин і радіоактивних забруднень;
- створення екологічно безпечних технологічних процесів, пов'язаних з використанням джерел випромінювання і радіоактивних речовин.

Зрозуміло, що у природних умовах організми піддаються опроміненню за рахунок природного фону іонізуючого випромінювання, який обумовлений випромінюванням природних радіоактивних ізотопів в літосфері, гідросфері і атмосфері, та космічним випромінюванням. Дози випромінювання, які визначаються природним фоном в біосфері незначні і у більшості випадків не створюють помітного впливу на живі організми.

Однак, в результаті появи в біосфері додаткової кількості джерел опромінення, живі організми почали піддаватися не тільки опроміненню природним радіоактивним фоном, а і впливу випромінювань штучних радіоактивних елементів. У популяцій, які потрапляють під вплив опромінення, виникають радіаційно-генетичні зміни, зростає природний мутаційний темп, відбуваються зсуви радіостійкості на популяційному рівні.

Забруднення штучними радіонуклідами значних територій загострило увагу радіоекологів на вивченні шляхів міграції радіонуклідів в біосфері. Радіоактивні речовини (зокрема довгоживучі радіонукліди стронцію-90 та цезію-137) мігрують по певним біологічним ланцюжкам, наприклад, ґрунт–рослина–тварина–людина. Тому вивчення міграції штучних радіонуклідів в біоценозах і по ланцюжкам живлення необхідне для оцінки рівнів накопичення їх в окремих ланках біологічних ланцюжків і можливих наслідків створюваного ними додаткового опромінення рослин, тварин і людини.

## 1.2. Історія розвитку радіоекології

**20-30 роки XX ст. – початок радіоекологічних досліджень.** Основна увага приділялась вивченню особливостей накопичення важких радіонуклідів (урану, радію, торію), що пов'язано з розробкою біогеохімічних методів пошуку урану. Також почалося вивчення біологічного впливу іонізуючого випромінювання на живі організми у місцях з підвищеним вмістом природних радіонуклідів.

Було встановлено, що живі організми у процесі свого розвитку і життєдіяльності завжди піддавалися впливу зовнішнього опромінення (космічне опромінення, альфа-, бета- і гама-випромінювання радіоактивних ізотопів, що містяться у ґрунті, воді та повітрі), так і внутрішньому опроміненню радіоактивними ізотопами, що є звичайними компонентами різних тканин живого організму (калій-40, радій, торій і їх дочірні продукти розпаду).

Ще тоді було виявлено, що накопичення радіонуклідів неоднакове для різних типів організмів, і залежить від видоспецифічних особливостей живих організмів.

**40-60 роки ХХ ст. – розвиток радіоекологічних досліджень.** У зв'язку із створенням у 1945 році атомної бомби, а потім і водневої бомби та їх випробуваннями, у біосферу почали надходити у значній кількості штучні радіонукліди. Під впливом цього почали розвиватися дослідження проблем впливу штучних радіонуклідів на живі організми.

Крім того, у 1957 році відбулися дві масштабні аварії на підприємствах ядерної промисловості: 29 вересня Киштимська (Росія) і 10 жовтня на заводі в Уіндскейлі (Великобританія). Результатом яких стало забруднення штучними радіонуклідами значних територій Челябінської, Свердловської та Тюменської областей Росії і південної частини Англії, території Бельгії, Південної Норвегії, Європи відповідно.

Глобальний контроль за станом природного середовища дозволив вивчити закономірності міграції по ланцюжкам живлення в різних екосистемах стронцію-90 і цезію-137 (основних довго існуючих штучних радіонуклідів у складі суміші продуктів поділу), а також особливостей накопичення рослинами та тваринами набору радіоактивних продуктів поділу. Отримані результати стали основою для визначення дозових навантажень на населення, тваринний та рослинний світ і об'єктивного аналізу наслідків забруднення біосфери глобальними ядерними випаданнями після ядерних випробувань.

**В 70-90 роках ХХ ст. радіоекологія розвивалася в умовах розвитку ядерної енергетики.** Починається інтенсивний розвиток ядерної енергетики і використання ядерних технологій у різних галузях народного господарства. Його супроводжує радіаційний вплив, який ставить розвиток ядерної енергетики в залежність від вирішення проблем захисту навколишнього середовища.

На різних етапах ядерно-паливного циклу в біосферу надходять різні радіонукліди, серед яких є біологічно рухливі і здатні включатися в ланцюжки живлення. Наприклад, при добуванні уранової сировини і його первинній обробці до їх числа можна віднести свинець-210, полоній-210, радій-226, уран-238 та інші важкі природні радіонукліди. Значна кількість радіоізоотопів потрапляє у зовнішнє середовище під час роботи АЕС, серед них до інтенсивно мігруючих відносяться стронці-90, цезій-137, йод-131 тощо.

Особливу актуальність проблеми радіоекології набули після аварії на Чорнобильській АЕС, в результаті якої великі площі на території Європи виявились забрудненими штучними радіонуклідами вище глобального рівня.

Ця катастрофа з новою гостротою поставила питання про необхідність інтенсивного вивчення біологічної дії іонізуючого випромінювання на живі організми, їх популяції та біоценози. Все більше уваги приділяється впливу малих доз іонізуючого випромінювання на ці біологічні системи, а також спі-

льному впливу іонізуючого випромінювання і звичайних біотичних і абіотичних факторів, що постійно впливають на тварин і рослини в середовищі їх життя.

**Радіоекологія на сучасному етапі.** В сучасній радіоекології прийнято виділяти два основних напрямки: водну радіоекологію прісноводних систем та морських об'єктів і радіоекологію наземних біогеоценозів.

Основні задачі водної радіоекології полягають у вивченні міграції радіонуклідів в гідробіоценозах, дослідженні впливу іонізуючого випромінювання на гідробіоти (водні живі організми) та навколоводні співтовариства рослин і тварин та забезпеченні охорони водного середовища від радіоактивного забруднення. У подальшому розвитку основних напрямків водної радіоекології почали виділятися самостійні два розділи: радіоекологія морських організмів і прісноводна радіоекологія, в яких життєві цикли біоценозів мають суттєві відмінності та різні за харчовим ланцюгом.

Радіоекологія наземних біогеоценозів включає лісову радіоекологію (що займається дослідженням пиломатеріалів, дров, грибів, ягід та інших продуктів лісу, які при підвищеному вмісті радіонуклідів можуть стати додатковим джерелом опромінення людини), сільськогосподарську радіоекологію (що займається дослідженням поведінки природних та штучних радіонуклідів у ланцюжках живлення за участю сільськогосподарських рослин та розробкою методів зменшення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів рослинною продукцією), радіоекологію тваринного світу (яка вивчає особливості існування тваринних організмів під впливом іонізуючого випромінювання на фоні різноманітних природних факторів середовища існування).

В останні роки швидко розвивається ще один напрямок радіоекології – вивчення розподілу, перерозподілу і міграції природних радіонуклідів, а також хронічного впливу підвищеного природного радіаційного фону на живі організми в природних умовах. Вивченням закономірностей накопичення, розподілу, виведення і впливу на організм акумульованих в ньому радіонуклідів і зовнішнього опромінення займається **експериментальна радіоекологія**.

Успіхи радіоекології залежать як від розробки методів екологічної дозиметрії, основна задача якої є в оцінці доз випромінювання що отримує організм в середовищі свого існування, так і від залучення до цієї проблеми великої кількості молоді та достатнього фінансування нових досліджень.

Особливо складною є оцінка сумарного ефекту, викликаного сполученням зовнішнього і внутрішнього опромінення, що викликано глобальним забрудненням довкілля радіонуклідами стронцію, цезію, плутонію, та ін.

Кожний напрямок сучасної радіоекології має свої задачі і перспективи розвитку.



### 1.3. Розвиток радіоекології в Україні

28 грудня 1895 р. на зборах фізико-медичного товариства Вюрцбургського університету Вольфганг Конрад Рентген вперше зробив доповідь про новий рід променів відкритих ним 8 листопада того ж і названих Х-променями (іонізуюче випромінювання). Він встановив, що вакуумна трубка загорнена в чорний папір при високій напрузі випускала промені які засвічували фотоматеріал, викликали світіння флюоресцентних речовин, давали тіньове зображення предметів в картонній і дерев'яній упаковці. За допомогою цих променів, німецький фізик зробив знімок скелету своєї руки. Відкриття В.К. Рентгена мало великий резонанс в науці, вчені намагались відтворити зроблені ним досліди і вивчити вплив іонізуючих променів на різні біологічні об'єкти. В.К.Рентген не єдиний відкривач Х-променів. За чотирнадцять років до зробленого ним відкриття український вчений Іван Павлович Пулюй (1845-1918 рр.) досліджував випромінювання в газорозрядній трубці, зробивши низку послідовних винаходів, у тому числі і "Лампу Пулюя". Він раніше за німецького фізика відкрив іонізуючі промені, зробив фотографії біологічних об'єктів та технічно вдосконалив їх, але офіційно відкриття іонізуючих променів було визнано за В.К. Рентгеном [1].

В Україні перші дослідження рентгенівських променів були проведені відразу після їх відкриття. З 1896 р. в науковій літературі з'являлися повідомлення про досліди з іонізуючим випромінюванням, проведені в університетських центрах Києва, Одеси, Харкова. Серед перших дослідників Х-променів в Росії, до складу якої входила Україна, був професор Новоросійського (Одеського) університету Микола Дмитрович Пильчиков (1857– 1908 рр.) [2]. У своїх попередніх наукових працях він близько підійшов до радіологічних досліджень, коли з'явилися повідомлення про рентгенівські промені. Микола Дмитрович з співробітниками І. Тоділовським і В. Гернет переключився на вивчення цих променів. Результати досліджень були опубліковані в "Доповідах Паризької Академії Наук" в 1896 р. та у "Віснику дослідної фізики та елементарної математики" в 1896 р. [3]. Микола Дмитрович вивчав природу Х-променів та вплив на них фізичних чинників, досліджував природну радіоактивності солей радію і торію, показавши їх іонізаційні, флюоресцентні та фотографічні властивості [4]. Він був основоположником рентгенографії та рентгенології в Україні, під його керівництвом в 1896 р. почалось практичне застосування рентгенодіагностики в Одеських лікарнях [5].

В 1910 р. була створена перша в Росії радіологічна лабораторія в м. Одеса. Ініціатором її створення і керівником був талановитий геохімік і радіолог Є.С. Бурксер. [6; 7]. З 1911 р. в лабораторії почали проводити дослідження радіоактивності води, мулу, гірських порід та природних об'єктів Одеських лиманів, колодязної води і води з водогону Одеси. В грудні 1911 р. результати дослідів були представлені на Другому Менделєєвському з'їзді і надруко-

вані в статтях “Исследования радиоактивности Одесских лиманов”, “Радиоактивность одесской водопроводной воды”.

У 1912 р. під керівництвом Є.С. Бурксера була організована перша експедиція на Кавказ для дослідження радіоактивності мінеральних джерел та природних об'єктів Грузії й Абхазії. За результатами експедиції Є.С. Бурксер зробив доповідь на “13-ом съезде русских естествоиспытателей и врачей” в 1913 р., після чого на з'їзді і ухвалив рішення визнати важливість наукової діяльності одеської радіологічної лабораторії і сприяти проведенню нею подальших радіобіологічних досліджень [8; 9].

У 1913 р. Євген Самойлович відправив другу експедицію для багаторічних досліджень природних об'єктів південних губерній Росії. Результати досліджень опубліковані у статтях “Анализы вод минеральных источников Тифлиса”, “Исследование горных пород России”, “Исследование радиоактивных минеральных источников Боржомского имени”, “Исследование радиоактивности Одесских лиманов” та ін. [10]. В 1912 р. у лабораторії був побудований перший в Одесі емана тор для приготування радіоактивної води, яку використовували для проведення дослідів і в лікувальних цілях для профілактики ракових захворювань. А з 1915 р. вже самостійно виділяли радій з відходів ферганської уранової руди і в 1917 р. мали 20 мг солей радію. З 1915 р. Євген Самойлович розпочав серію багатолітніх і широкомасштабних досліджень радіоактивності атмосферного повітря в різних куточках Росії. Результати цієї великої наукової роботи були описані в багатьох статтях і представлені в монографії Є.С. Бурксера “Аэрохимические исследования на Украине ” (1951 р.) [11].

За розробку методу дослідження радіоактивних властивостей лікувальної грязі Російська академія наук в 1917 р. нагородила Є.С. Бурксера премією. В 1921 р. на базі одеської радіологічної лабораторії було організовано Інститут прикладної хімії і радіології, який у 1925 р. трансформувався в Хіміко-радіологічний інститут під керівництвом Є.С. Бурксера. Це була друга в країні і перша в Україні велика науково-дослідна установа, що вивчала радіоактивні елементи та пов'язані з ними дослідження, після Державного радієвого інституту, створеного В.І. Вернадським в Петербурзі у тому ж 1921 р.

Після першого повідомлення про відкриття В.К. Рентгеном Х-променів професор Київського політехнічного інституту Г.Г. Де-Метц повторив його експерименти в фізичній лабораторії університету і провів серію досліджень з їх дії на живі та неживі об'єкти. З цього часу провідною науковою темою Г.Г. Де-Метца стало вивчення природної радіоактивності та впливу іонізуючого випромінювання на живі істоти. Спочатку науковця цікавив технічний бік питання, тому він досліджував вплив різних фізичних факторів на отримання чіткої фотографії від іонізуючого випромінювання. В лютому 1896 р. за результатами власних досліджень він опублікував статтю “Икс-лучи и об-

ласть их применения в медицине ” у журналі “Русский архив Патологии ”, в якій описав свої досліди з фотографіями, зробленими за допомогою X-променів та світіння флюоресцируючого екрану. Георгію Георгійовичу вдалось отримати чіткі знімки жаби з зображенням внутрішніх органів. Він був переконаний, що X-промені можна застосовувати для діагностики внутрішніх органів і лікування людини [13].

Після отримання чітких фотографій натурних об’єктів з використанням X-променів і довівши перспективи їх застосування в медицині, український дослідник продовжував вивчати природу та властивості X-променів, їх проникну здатність щодо різних матеріалів. У березні 1896 р. в Журналі російського фізико-хімічного товариства при імператорському С.-Петербурзькому університеті вийшла стаття Г.Г. Де-Метца “Фотография внутри Трубки Crookesa”, де він описав природу X-променів і їх здатність проникати в різні об’єкти, у тому числі і тканини живих організмів [14]. На цьому вчений не зупинився і дослідив вплив магнітного поля на проникну здатність X-променів. Результати досліджень у 1897 р. Георгій Георгійович опублікував у статті “Действие магнита на X-лучи ” [15].

В роботі “Радиоактивность та будова матерії” він описав серію дослідів 1927-1928 рр. з вивчення природної радіоактивності на препаратах з гінекологічної клініки Київського медичного інституту.

За результатами цих досліджень Георгій Георгійович дійшов висновку, що живі організми мають сталу низьку радіоактивність і не нагромаджують в своїх органах великої кількості радіоактивних елементів. Де-Метц проводив дослідження вмісту радію у воді і флорі із ставка Київського ботанічного саду. В першу чергу його цікавило накопичення радію ряскою (*Lemna minor* L.). За результатами досліджень він зробив висновок, що деякі види живої тканини здатні вбирати й навіть концентрувати радій з води та навколишнього середовища. Тому коливання радіоактивності того чи іншого організму залежить від умов його існування. Після цього Георгій Георгійович вивчав вплив радію на рослини.

Питанням радіоактивності вчений присвятив багато років, неодноразово брав участь у наукових конференціях, найважливішими з яких були Міжнародний конгрес з фізики в Парижі (1900 р.), Міжнародний конгрес з радіології та електрики в Брюсселі (1910 р.), з’їзди російських дослідників природи та лікарів (від 1887 р. до 1915 р.), з’їзд з вивчення виробничих сил народного господарства України в Харкові (1924 р.), Радіологічний з’їзд в Одесі (1925 р.). Зроблена ним на з’їзді в Харкові доповідь “ Об исследовании радиологических богатств Украины ” вийшла окремим виданням у Києві в 1925 р. [16].

Системні дослідження з радіобіології в Україні розпочалися у 1920 р. Після створення Української рентгенівської академії у м. Харків, Київського рентгенівського інституту, Одеської радіологічної лабораторії під керівницт-

вом Є.С. Бурксера та рентгено-онкологічного інституту ім. проф. Я.В. Зільберберта, які стали центрами розвитку в Україні досліджень з практичного застосування Х-променів у медицині, геології. Останні роки XIX – перші два десятиліття XX ст. можна вважати першим етапом розвитку радіобіології в Україні. У цей час нагромадилося безліч фактів про дію рентгенівських випромінювань і випромінювань радіоактивних елементів на різні біологічні об'єкти. Ці дослідження проводилися фізіологами, зоологами, ботаніками, лікарями, мікробіологами в межах своїх наук і хоча, безперечно, мали фундаментальне значення для розвитку радіобіології, носили в основному описовий характер. Але радіобіологія як самостійна наука ще не існувала. Для її становлення не було головного – задовільної теорії, що пояснювала б механізм дії іонізуючої радіації на організм.

#### **1.4. Проблеми та сучасні завдання радіоекології**

Перед світом все гостріше постає проблема негативної екологічної дії радіації на довкілля. Це зумовлено непинним зростанням кількості радіоактивних речовин як природного, так і техногенного походження, підвищенням інтенсивності космічних променів, унаслідок чого екологічні системи (екосистеми) Землі зазнають дедалі більшого впливу іонізуючого випромінювання.

Ще в 1927 р. Одеський хіміко-радіологічний інститут першим визначив кількісний склад радію в рослинах та різних живих організмах. В 1927 р. Є.С. Бурксер з співробітниками інституту І. Бруном та К. Бронштейном провели серію експериментів по виявленню радіоактивності рослин. В 1929 р. вчені Одеського радіологічного центру визначили вміст радію в продуктах харчування: пшениці, картоплі, яблуках, м'ясі, коров'ячому молоці, морських бичках та раках, після чого зробили висновок, що перелічені продукти харчування містять малі сліди радіоактивності, а концентрація радія в них така низька, що не перевищує його концентрацію в морській воді [12].

Підвищення рівня радіоактивності навколишнього природного середовища зумовлено передусім розвитком атомної енергетики, активним використанням джерел іонізуючого випромінювання у медицині й промисловості, а також радіоактивних речовин у техніці, наукових та військових дослідженнях. Унаслідок руйнування людиною озонового шару атмосфери також посилюється згубна дія ультрафіолетових променів.

Радіоактивне забруднення довкілля досягло глобальних катастрофічних масштабів. Воно відбувається у результаті випробувань ядерної зброї, аварій на об'єктах атомної енергетики, під час видобутку й переробки ядерного палива тощо. Найтяжчими для екосистем світу, а особливо для здоров'я людини стали екологічні наслідки найбільшої техногенної катастрофи на Чорнобильській атомній електростанції. Отже, людство вже сьогодні повинно вчитися запобігати та протидіяти негативному впливові радіації на екосистеми.

Усвідомлення важливості *радіоекології* – науки, яка вивчає дію іонізуючого випромінювання на екологічні системи, її значення для розв'язання проблем оптимізації природного середовища сприяли активному проведенню досліджень у цій галузі. Сучасні *радіоекологічні дослідження* набули міждисциплінарного характеру на ґрунті зв'язків із суміжними науками: екологією, географією, геологією і біологією. Це зумовило широту їхньої науково-методологічної основи.

Останніми роками проведено великий обсяг цінних вітчизняних та закордонних радіоекологічних досліджень, опубліковано чимало праць з цієї проблеми. У радіоекології постійно виникають нові факти, теоретичні положення, погляди, методи й прикладні розробки. Попри це, побутує проблема, зумовлена опрацюванням результатів досліджень, спричинена відмінністю у позиціях прихильників розвитку атомної індустрії та активних захисників довкілля. Незважаючи на відмінність у поглядах, радіоекологічні дослідження збагачують новими знаннями сучасну екологію.

### **Контрольні запитання**

1. Що вивчає радіоекологія?
2. Дайте визначення радіоекології як науки.
3. Хто запропонував термін “радіоекологія”?
4. Вкажіть предмет і методи дослідження радіоекології.
5. Визначить етапи розвитку радіоекології.
6. Які етапи розвитку радіоекології в Україні?
7. Охарактеризуйте методи дослідження які використовують в радіоекології.
8. Назвіть зарубіжних і вітчизняних вчених, які зробили визначний внесок у розвиток радіоекології.
9. Вкажіть галузі застосування досягнень радіоекології.
10. Охарактеризуйте зв'язок радіоекології з іншими науками.

### **Літературні джерела за темою**

1. Барвінський О. Причинок до історії створення рентгенології / О.Барвінський // Український медичний вісник. – Прага, 1924. - Ч.3/4. – С.184-188.
2. Пильчиков Н.Д. Радий и его лучи / Н.Д.Пильчиков // Вестник опытной физики и элементарной математики. – Одесса, 1900. – №286. – С.217-223.
3. Пильчиков Н.Д. Свойства лучей радия / Н.Д.Пильчиков // Вестник опытной физики и элементарной математики. – Одесса, 1900. – №289. – С.3-15.

4. Пильчиков Н.Д. Ионизационное поле радия / Н.Д.Пильчиков // Дневник 11 съезда русских естествоиспытателей и врачей: сб. публикаций. – М., 1902. – 264 с. – С.64.
5. Зайцева Л.Л. Исследования явлений радиоактивности в дореволюционной России / Л.Л.Зайцева, Н.А.Фигуровский. – М.: “Издательство Академии Наук СССР”, 1961. – 222 с.
6. Держархів Одеської обл., ф.30, оп.30, спр.3, арк.74-78. 7. Держархів Одеської обл., ф.33, оп.30, спр.3, арк.13-38.
8. Дневник XIII Съезда русских естествоиспытателей и врачей. – Тбилиси: Изд-во “Распорядительный комитет съезда”, 1913. – Вып.9. – 258 с.
9. Дневник XIII Съезда русских естествоиспытателей и врачей. – Тбилиси: Изд-во “Распорядительный комитет съезда”, 1913. – Вып.10. – 515 с.
10. Бурксер Е.С. Цель и задачи радиологической лаборатории Одесского отделения РТО / Е.С.Бурксер // Труды радиевой экспедиции АН. – 1915. – №7.
11. Бурксер Е.С. Аэрохимические исследования на Украине / Е.С.Бурксер. – К.: Вид. АН УРСР, 1951. – 128 с.
12. Бурксер Е.С. Действие радиоэлементов на растения / Е.С.Бурксер // Записки общества сельского хозяйства Южной России. – 1914. – No10. – С.1-15.
13. Де-Метц Г.Г. Икс-лучи Rontgen'a и область их применения в медицине / Г.Г.Де-Метц // Журнал Русского физико-химического общества при императорском С.-Петербургском университете. – Часть физическая. – СПб., 1898. – Т.30, вып.2. – С.48-56.
14. Де-Метц Г.Г. Фотография внутри трубки Crookes'a / Г.Г.Де-Метц // Журнал Русского физико-химического общества при императорском С.-Петербургском университете. – Часть физическая. – СПб., 1896. – Т.28, вып. 3. – С.81-87.
15. Де-Метц Г.Г. Действие магнита на X-лучи / Г.Г.Де-Метц // Журнал Русского физико-химического общества при императорском С.-Петербургском университете. – Часть физическая – СПб., 1897. – Т.29, вып.9. – С. 68-72.
16. Пасічник Ю.А. Георгій Георгійович Де-Метц: (До 150-річчя з дня народження заслуженого професора фізики) / Ю.А.Пасічник // Наукові записки НДУ ім. М.Гоголя. – Серія: Психолого-педагогічні науки. – 2011. – No7. – С.181-185.

## 2. ОСНОВНІ ЗАКОНОМІРНОСТІ РАДІОАКТИВНИХ ПЕРЕТВОРЕНЬ. ВЛАСТИВОСТІ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

### 2.1. Будова атома. Поняття радіоактивності. Одиниці радіоактивності

*Атом* – найменша частина хімічного елемента, яка зберігає всі його властивості, його розміри  $10^{-8}$  см, складається з позитивно зарядженого ядра і негативно заряджених електронів, що рухаються у вигляді електронної хмари по електронним орбіталям. Атом в цілому електронейтрален.

*Електрон* – стійка елементарна частинка з масою спокою, що дорівнює 0,000548 атомної одиниці маси (а.о.м.) або  $9,1 \times 10^{-28}$  грамів. Електрон несе один елементарний негативний заряд електрики, рівний  $1,6 \times 10^{-19}$  Кл, який в ядерній фізиці прийнято за одиницю. Електрони переміщуються по еліптичних орбітах, утворюючи електронну оболонку атома у вигляді хмарки, вони групуються на тій чи іншій електронній орбіті в залежності від енергії. Число електронних орбіталей коливається від однієї до семи відповідно групам хімічних елементів періодичної системи Д.І. Менделєєва, позначаються буквами латинського алфавіту.

Ядро атомів складаються з позитивно заряджених частинок – протонів, і нейтральних в електричному відношенні частинок – нейтронів, які в цілому називаються нуклонами. Вони знаходяться в постійному русі і між ними діють внутріядерні сили тяжіння. Число протонів в ядрі дорівнює порядковому номеру елемента в періодичній системі Д.І. Менделєєва і позначається в лівому нижньому кутку символу елемента буквою Z, а сумарне число протонів і нейтронів - в лівому верхньому кутку і позначається буквою M, воно відповідає атомній масі хімічного елемента. наприклад:  ${}_{92}^{235}\text{U}$ .

*Протон* (p) – стійка елементарна частинка з масою спокою рівною 1,00758 а.о.м. ( $1,6725 \times 10^{-24}$  г), приблизно в 1840 разів більше маси спокою електрона, має один елементарний заряд, рівний заряду електрона.

*Нейтрон* (n) – електрично нейтральна частинка, маса спокою якої дорівнює масі спокою протона (1 а.е.м). Внаслідок своєї електричної нейтральності нейтрон не відхиляється під впливом магнітного поля, не відштовхується атомним ядром, має велику проникаючу здатність і біологічну ефективність.

Таким чином, атоми хімічних елементів *електронейтральні*. При передачі електронам ззовні додаткової енергії вони можуть переходити з одного енергетичного рівня (орбіти) на інший або навіть залишати межі даного атома. Атоми, що володіють надлишком енергії, називають збудженими. Перехід електронів з зовнішніх орбіт на внутрішні супроводжується рентгєнівським випромінюванням. При сильних електричних впливах електрони вири-

ваються з атома, видаляються за його межі, а атом перетворюється в позитивний іон, а атом, який приєднав один або кілька електронів – в негативний.

Процес утворення іонів з нейтральних атомів називається іонізацією.

У природі більшість хімічних елементів складається з суміші атомів з різною кількістю нейтронів, але з постійним числом протонів – такі атоми називаються ізотопами. Атоми хімічного елемента з однаковим масовим числом, але ядра яких знаходяться в різному енергетичному стані, називаються **ізомерами**. Ядра всіх ізотопів хімічних елементів прийнято називати **нуклідами**. Наприклад: елемент уран складається з ізотопів  $^{238}\text{U}$  – 98,5% та  $^{235}\text{U}$  – 1,5%. Ізотопи поділяються на 2 групи: стабільні і радіоактивні. **Радіонукліди** – це радіоактивні атоми з даним масовим числом (сумарним числом протонів і нейтронів) і атомним номером або з даним енергетичним станом атомного ядра (для ізомерів).

*Радіоактивність* – перетворення атомних ядер одних хімічних елементів в ядра інших хімічних елементів з виділенням енергії у вигляді електромагнітного випромінювання (гамма і рентгенівське випромінювання) і корпускулярних частинок (альфа-, бета-, нейтронне, позитронне випромінювання).

Радіоактивні випромінювання, що відбуваються в природі без зовнішнього впливу, називаються природною радіоактивністю, а в штучно отриманих під впливом альфа-, нейтронного випромінювань речовинах (через ядерні реакції) – штучною або наведеною радіоактивністю. В даний час відомі 3 природних радіоактивних сімейства:

1. Урана-радію –  $^{235}_{92}\text{U}$  та  $^{226}_{88}\text{Ra}$ , які через 8 альфа- і 6 бета-розпадів перетворюються в стабільний ізотоп свинцю –  $^{208}_{82}\text{Pb}$ .

2. Торія –  $^{232}\text{Th}$ , який через 6 альфа- і 4 бета-розпадів перетворюється в стабільний ізотоп свинцю.

3. Актинія-урану –  $^{235}_{92}\text{U}$  та  $^{235}_{89}\text{Ac}$ , які в результаті 7 альфа- і 4 бета-розпадів також перетворюються в стабільний ізотоп свинцю.

Швидкість ядерних перетворень характеризується активністю - числом ядерних перетворень за одиницю часу. В системі СІ за одиницю активності радіонуклідів приймається одиниця бекерель (Бк), дорівнює одному ядерному перетворенню в 1 секунду:

$$1 \text{ Бк} = 1 \text{ розпад/с.}$$

Застосовуються також кратні величини: МБк =  $10^6$  Бк; ГБк =  $10^9$  Бк; ТБк =  $10^{12}$  Бк; ПБк =  $10^{15}$  Бк. Позасистемною одиницею активності радіонуклідів є одиниця Кюрі (Кі) – це така кількість радіоактивних речовин, в якій число радіоактивних перетворень в 1 секунду дорівнює  $3,7 \times 10^{10}$ . Ця величина відповідає радіоактивності 1 г радію.

$$1 \text{ Кі} = 3,7 \times 10^{10} \text{ розпад/с} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Бк.}$$

Застосовуються також дробні величини: мКі =  $10^{-3}$  Кі; мкКі =  $10^{-6}$  Кі; нКі =  $10^{-9}$  Кі; пКі =  $10^{-12}$  Кі. Одиницями питомої активності або концентрації,



тобто активності на одиницю маси або об'єму є такі величини як: Кі/мл, Кі/г, Бк/г, Бк/мл і др.

Одиницею гамма-активності радіоактивних джерел є еквівалент 1 мг радію. Міліграм еквівалент радію (мг·екв. радію) дорівнює активності будь-якого радіоактивного препарату, гамма-випромінювання якого створює при однакових умовах таку ж потужність експозиційної дози, як гамма-випромінювання 1 мг радію еталона при платиновому фільтрі 0,5 см на відстані 1 см від джерела. Точкове джерело в 1 мг (1 мКі) радію створює потужність експозиційної дози 8,4 Р/год. Ця величина називається іонізаційною гамма-постійною радію і позначається символом  $K_\gamma$ .

Гамма-еквівалент будь-якого ізотопу М пов'язаний з його активністю А (мКі) через іонізаційну гамма-постійну радію співвідношеннями:

$$M = A \cdot K_\gamma / 8,4; \quad A = M \cdot 8,4 / K_\gamma.$$

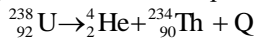
Ці співвідношення дозволяють зробити перехід від активності, вираженої в мг·екв. радію, до активності, вираженої в мКі, і навпаки.

## 2.2. Типи ядерних перетворень. Взаємодія ІВ з речовинами. Види ІВ і їх характеристика

Ядра атомів в стабільному стані стійкі, але змінюють свій стан при порушенні певного співвідношення протонів і нейтронів. Якщо в ядрі занадто багато протонів або нейтронів, то такі ядра нестійкі і зазнають радіоактивні перетворення, в результаті яких змінюється склад ядра, тобто ядро атома одного хімічного елемента перетворюється в ядро атома іншого хімічного елемента – це явище називається *радіоактивністю*, а сам процес – *ядерним (радіоактивним) розпадом або ядерним перетворенням*.

### 2.2.1. Альфа-розпад

Цей вид ядерних перетворень супроводжується випусканням з ядра альфа – частинки, що представляє собою ядро атома гелію, що призводить до зменшення порядкового номера нового хімічного елемента на 2 одиниці і масового числа (атомної маси) на 4 одиниці. наприклад:



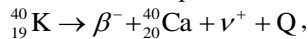
Цей вид ядерних перетворень характерний для природних радіоактивних елементів з великими порядковими номерами: ядра з порядковими номерами більше 82, за рідкісним винятком, альфа-активні ( ${}^{60}\text{Co}$  та ін.). Перетворення їх ядер супроводжуються випусканням альфа-частинок, що представляють собою ядра атомів гелію  ${}^4\text{He}$ , при цьому ядро радіоактивного елемента втрачає 2 протона і 2 нейтрона, а елемент, що утворюється, зміщується вліво щодо вихідного на 2 клітини періодичної системи Д.І. Менделєєва.

Альфа-частинки мають позитивний заряд, швидкість поширення 20000 км/с, володіють великою масою – 4,003 а.о.м., великою енергією – 2–11 МеВ (мегаелектронвольт), яка має проникну здатність в повітрі 2–10 см, в біологічних тканинах – кілька десятків мікрометрів.

Проходячи через речовину, позитивно заряджена альфа частка поступово втрачає свою енергію за рахунок взаємодії з електронами атомів або інших негативно заряджених частинок, викликаючи їх іонізацію, частина енергії втрачається на збудження атомів і молекул. У повітрі на 1 см шляху альфа-частинки утворюють 100–250 тис. пар іонів, при попаданні в організм вони вкрай небезпечні для людини і тварин (щільно іонізуюче радіоактивне випромінювання).

### 2.2.2. Бета-розпад

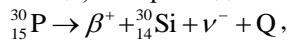
Ряд природних і штучних радіоактивних елементів зазнають розпад з випусканням електронів і позитронів. Електрони і позитрони, що випускаються ядрами, називаються бета-частинками або бета- випромінюванням, а самі ядра – бета-активними. Якщо в ядрі є надлишок нейтронів, то відбувається **електронний бета-розпад**. При цьому виді ядерних перетворень один з нейтронів перетворюється в протон, а ядро випускає електрон і антинейтрино і виникає ядро нового елемента при незмінному масовому числі. Виліт електронів супроводжується викидом антинейтрино – елементарної частинки з масою менше 1/2000 маси спокою електрона, дочірній елемент переміщується в таблиці Д.І. Менделєєва на 1 поле. Наприклад:



де  $\nu$  – антинейтрино.

При надлишку протонів відбувається **позитронний ( $\beta^{+}$ ) бета-розпад**.

Він супроводжується утворенням нового елемента, розташованого в періодичній таблиці Д.І. Менделєєва на 1 позицію вліво від материнського; протон перетворюється в нейтрон, енергія виділяється також у вигляді елементарної частинки – нейтрино. Позитрон зриває з електронної оболонки електрон, утворює пару позитрон – електрон, при взаємодії яких утворюються 2 гамма-кванта (процес анігіляції). Наприклад:



де  $Q$  – енергія двох гамма-квантів.

Взаємодія між електронами і речовиною також призводить до процесів іонізації і збудження атомів і молекул. При взаємодії з орбітальними електронами бета-частинки відхиляється від початкового шляху (однойменні заряди відштовхуються), тому глибина проникнення бета-частинок в речовину менша, ніж довжина пробігу.

**Бета-частинки (бета-випромінювання)** поширюються зі швидкістю світла, яка має проникаючу здатність в повітрі до 25 метрів, а в біологічних тканинах – до 1 см, в повітрі на 1 см пробігу утворює 50–100 пар іонів (рідко іонізуюче випромінювання).

Випромінювання, що виникає при перебудові ядер атомів радіоактивних елементів також моноенергетично (тобто має лінійний спектр) або характеризується обмеженим числом фіксованих енергій (до декількох МеВ).

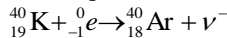
Гальмівне і характеристичне випромінювання зазвичай відносять до рентгенівських променів, а випромінювання, що утворюється при ядерних перебудовах – до гамма-випромінювання. При такому поділі спектри рентгенівських і  $\gamma$ -променів перекриваються. Немає принципових відмінностей між ними і за фізичними властивостями. Часто, незалежно від походження, випромінювання з енергією фотонів до 250 кеВ відносять до рентгенівського випромінювання, а вище 250 кеВ – до гамма-випромінювання. По довжині хвилі ця межа відповідає приблизно 0,05 ангстрем.

**Гамма-випромінювання** – це короткохвильове електромагнітне випромінювання, поширюється прямолінійно зі швидкістю світла, енергія його коливається від 0,01 МеВ до 3 МеВ. Гамма-кванти випромінюються при альфа- і бета-розпадах ядра природних і штучних радіонуклідів, позбавлені маси спокою, не мають заряду, тому проникаюча здатність в повітрі становить 150 метрів, в біологічних тканинах – десятки см.

**Рентгенівське випромінювання** також є електромагнітним випромінюванням, виникає при гальмуванні електронів в електричному полі ядра атомів (гальмівне рентгенівське випромінювання) або при перебудові електронних оболонок атомів при іонізації і порушення атомів і молекул (характеристичне рентгенівське випромінювання).

### 2.2.3. К- захоплення електронів ядром

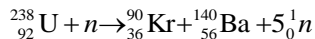
При цьому процесі протон ядра атома захоплює електрон з найближчої до ядра К-орбіталі або рідше з L-орбіталі, має місце таке ж перетворення ядра, як і при позитронному розпаді. Наприклад:



При К-захопленні єдиною вилетілою часткою є антинейтрино, виникає також характеристичне рентгенівське випромінювання.

### 2.3.4. Самовільне ділення ядер

Цей процес спостерігається у радіоактивних елементів з великими атомними номерами –  ${}^{235}\text{U}$ ,  ${}^{239}\text{Pu}$  та ін. під час захоплення їх ядрами повільних нейтронів.



Одні і ті ж ядра при діленні утворюють різну кількість осколків і надмірну кількість нейтронів.

Нейтрони не несуть заряду (електронейтральні), проникаюча здатність в повітрі і в біологічних тканинах дуже велика, вони є щільно іонізуючими, атомні ядра при поглинанні нейтронів стають нестійкими, розпадаються з випусканням протонів, альфа-частинок, фотонів гамма-випромінювання, осколків ядра.

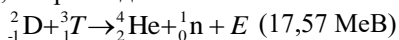
В результаті взаємодії з речовинами повільні нейтрони (0,025 – 0,1 MeV) проникають в ядро атома, де вони «захоплюються» або утримуються. Швидкі нейтрони (з енергією більше 0,1 MeV) взаємодіють шляхом пружного зіткнення з ядром.

Переважний внесок того чи іншого виду ядерної взаємодії в поглинання нейтронного випромінювання залежить від складу речовини, що опромінюється і від кінетичної енергії нейтронів. Залежно від енергії нейтрони можуть бути розділені на наступні групи:

- надшвидкі або релятивістські ( $E > 10^3$  МэВ);
- дуже високих енергій ( $E = 10 - 10^3$  МэВ);
- швидкі ( $E = 0,1 - 10$  МэВ);
- проміжні ( $E = 0,5 - 100$  кэВ);
- повільні ( $E = 0,1$  эВ – 0,5 кэВ);
- теплові ( $E < 0,1$  эВ).

### 2.3.5. Термоядерні реакції

Термоядерні реакції протікають при температурах, що досягають декількох мільйонів градусів. У цих умовах ядра легких елементів, рухаючись з великими кінетичними енергіями, будуть зближатися і об'єднуватися в ядра більш важких елементів, наприклад:



На цьому принципі заснований пристрій термоядерних зарядів, що складаються з плутонієвого запала, що використовується для створення високої температури, і суміші ізоотопів водню – дейтерію і тритію.

п-мезони – негативно заряджені елементарні частинки, масою більше в 273 рази маси електрона, енергія яких 25–100 MeV, при взаємодії з речовинами викликають руйнування ядер з вильотом нейтронів, альфа-частинок, іонів літію, берилію та ін. (мікровибух ядер).

Швидкістю втрати енергії визначається ще одна важлива властивість іонізуючих випромінювань – **проникаюча здатність**. Глибина проникнення іонізуючих випромінювань залежить, з одного боку, від складу і щільності об'єкта, що опромінюється, а з іншого, – від природи і властивостей випромінювання. Чим більше величина *лінійної передачі енергії (ЛПЕ)*, тим менше проникаюча здатність випромінювання в даній речовині.

За міру проникаючої здатності для прискорених заряджених частинок приймають відстань, на якій частка сповільнюється до енергії, близької до середньої енергії теплового руху. Для квантів рентгенівських і гамма-променів за міру проникаючої здатності приймають відстань, на якій потужність випромінювання падає в  $e$  раз (де  $e$  – основа натуральних логарифмів).

Випромінювання з високою проникаючою здатністю називають *жорсткими*. Якщо ж проникаюча здатність мала, то таке випромінювання називають *м'яким*. Однак ці терміни досить відносні, так як, наприклад, бета-випромінювання в порівнянні з альфа-частками буде жорстким, а в порівнянні з гамма-променями – м'яким.

Всі види іонізуючих випромінювань прямо або побічно викликають іонізацію або збудження атомів речовини, і тому виникають первинні зміни, які якісно не залежать від виду випромінювання. Однак при опроміненні в рівних дозах виникають кількісно різні біологічні ефекти, що пов'язано з ЛПЕ. Залежно від величини ЛПЕ все іонізуючі випромінювання ділять на рідко-і плотноіонізуючі. До рідкоіонізуючих відносяться всі види випромінювання, що мають ЛПЕ менше 10 кеВ/мкм. Це в основному електрони, а також гамма і рентгенівські промені, іонізуюча дія яких також здійснюється електронами.

До щільноіонізуючих (ЛПЕ > 10 кеВ / мкм) відносять протони,  $\alpha$ -частинки і інші важкі частинки, а також нейтрони, біологічна дія яких реалізується за рахунок вторинних прискорених заряджених частинок. Рідко іонізуючі види випромінювань відрізняються порівняно високою проникаючою здатністю, а щільноіонізуючі (за винятком нейтронів) проникають в тканини на невелику глибину. Так, альфа-частинки мають дуже низьку проникаючу здатність. Навіть в повітрі їх пробіг дорівнює кільком сантиметрам, а більш щільні речовини (наприклад, тканину або папір) непроникні для альфа-частинок при товщині в долі міліметра. Потік альфа-частинок, що падає на тіло людини, з-за малої проникаючої здатності цілком поглинається у верхніх шарах шкіри. Внаслідок цього альфа-випромінювання при зовнішньому радіаційному впливі абсолютно безпечно для людини. Однак, якщо альфа-активний ізотоп потрапить з їжею, водою або повітрям всередину організму, то небезпека буде вельми велика, так як випускаються ізотопом всередині тканин альфа-частинки, які викличуть дуже сильну іонізацію атомів і молекул, а отже, сильне пошкодження біологічних субстратів, в яких безпосередньо поглинається енергія.

Проникаюча здатність **бета-частинок** приблизно в сто разів більше, ніж **альфа-частинок**. У повітрі вони проходять кілька метрів, в твердих середовищах – кілька міліметрів. У зв'язку з цим бета-частинки становлять певну небезпеку для життя і здоров'я людей не тільки при попаданні всередину організму, але і при аплікації на шкірні покриви і слизові оболонки, внаслідок чого можуть розвинути серйозні місцеві променеві ураження.

Проникаюча здатність **рентгенівських променів** і гамма-квантів дуже велика. Вони глибоко проникають навіть в щільні середовища, а тіло людини «пронизують» наскрізь. Наприклад, гамма-кванти з високою енергією можуть проходити через шар землі або бетону товщиною в кілька метрів. Вельми велика проникаюча здатність, яку можна порівняти з проникаючою здатністю гамма-променів, у нейтронів. Випромінювання з високою проникаючою здатністю становлять небезпеку для людини при зовнішньому опроміненні.

### 2.3. Поглинена і експозиційна дози випромінювання

Ступінь радіаційного ураження біологічних об'єктів визначається дозою опромінення. Тому основним завданням дозиметрії є визначення доз опромінення живих організмів.

Для визначення кількості рентгенівського і гамма-випромінювання визначають експозиційну дозу ІВ.

#### 2.3.1. Експозиційна доза випромінювання

Вона характеризує іонізаційну здатність цих видів ІВ в повітрі. Практично найчастіше застосовується позасистемна одиниця – **рентген** – Р. Рентген – така кількість енергії рентгенівського або гамма-випромінювання, яка в 1 см<sup>3</sup> повітря при атмосферному тиску 760 мм рт. ст. і температурі 0 °С утворює  $2,08 \cdot 10^9$  пар іонів. Рентген має похідні одиниці – мР, мкР, кР, МР.

У Міжнародній системі одиниць (СІ) за одиницю експозиційної дози прийнятий **кулон на кілограм** (Кл/кг), тобто таку кількість енергії рентгенівського і гамма-випромінювання, яка в 1 кг сухого повітря утворює іони, що несуть сумарний заряд в один кулон електрики кожного знака:

$$1 \text{ Р} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг}; 1 \text{ Кл/Кг} = 3876 \text{ Р.}$$

#### 2.3.2. Поглинена доза випромінювання

Для визначення ефекту впливу ІВ в біологічних тканинах, який залежить від величини поглиненої енергії, застосовується позасистемна одиниця **рад** (rad - radiation absorbent dose) – це така доза, при якій в 1 г маси речовини, що опромінюється поглинається енергія будь-якого виду ІВ рівна 100 ерг (1 рад = 100 ерг/г). **Рад** має похідні одиниці – частинні і кратні: мрад, мкрад, крад, Мрад і ін.

В системі одиниць СІ за одиницю поглиненої дози прийнята величина **грей** - **Гр**, тобто така поглинена доза, при якій в 1 кг маси речовини поглинається енергія випромінювання, що дорівнює **1 джоулю (Дж)**:

$$1 \text{ Гр} = 1 \text{ Дж/кг.}$$

Грей має також частинні і кратні величини:

$$1 \text{ Гр} = 100 \text{ рад}; 1 \text{ рад} = 0,01 \text{ Гр.}$$

Поглинену дозу в радах визначають розрахунковим шляхом за формулою:

$$D_{\text{погл.}} = D_{\text{дексп.}} \times K,$$

де  $K$  – коефіцієнт поглинання, для повітря  $K = 0,88$ , для кісткової тканини  $K = 2-5$ , для жирової тканини  $K = 0,6$ , для живого організму в цілому  $K = 0,93$ .

#### 2.4. Відносна біологічна ефективність іонізуючого випромінювання

Однакові дози різних видів іонізуючого випромінювання діють на організми по-різному. Це обумовлене неоднаковою щільністю іонізації – питомої іонізацією. Чим вище питома іонізація, тим більше ефект біологічної дії опромінення. Тому одна і та ж поглинена доза різних видів ІВ призводить до різного ступеня ураження організму. У зв'язку з цим в радіобіології введено поняття *відносної біологічної ефективності* (ВБЕ) або коефіцієнта якості (КЯ) або вагові коефіцієнти іонізуючих випромінювань.

Для оцінки біологічної ефективності різних видів випромінювання введено поняття еквівалентної або біологічної дози ( $D_{\text{екв.}}$  та  $D_{\text{біол.}}$ )

$$D_{\text{екв(біол)}} = D_{\text{погл.}} \times \text{ВБЕ(КЯ)}$$

Позасистемна одиниця еквівалентної дози – біологічний еквівалент рентгена – бер ( $1 \text{ бер} = 1 \times 10^{-2} \text{ Дж/кг}$ ). Одиниця бер – це така доза будь-якого виду іонізуючого випромінювання, при якій в біологічному середовищі створюється такий біологічний ефект, як при дозі рентгенівського або гамма-випромінювання в 1 рад. Дана одиниця має частинні і кратні величини – мбер, мкбер, кбер, Мбер. **В системі СІ** одиниця еквівалентної дози – **зіверт (Зв)**.  $1 \text{ Зв} = 100 \text{ бэр}$ .

Якщо біологічний об'єкт опромінюється різними видами випромінювання одночасно (змішане джерело ІВ), то еквівалентна доза опромінення дорівнює сумі поглинених доз від кожного виду випромінювання, помноженої на середній коефіцієнт якості (КК або ВБЕ).

Різні органи і тканини мають різну чутливість до випромінювання. Для випадків нерівномірного опромінення різних органів або тканин людини введено поняття ефективної еквівалентної дози ( $D_{\text{ефек.}}$ ).

$$D_{\text{ефек.}} = \sum w \times D_{\text{екв}}$$

де  $D_{\text{ефф}}$  – ефективна еквівалентна доза;  $w$  – коефіцієнт радіаційного ризику;  $D_{\text{екв}}$  – середня еквівалентна доза в органі чи тканині. Одиницею ефективної еквівалентної дози є бер і Зв (зіверт).

Крім перерахованих понять, в радіаційній безпеці широко використовують терміни річної та колективної ефективної або еквівалентної дози.

*Річна ефективна (еквівалентна) доза* – це сума ефективної (еквівалентної) дози зовнішнього опромінення, отриманої за календарний рік, і очікуваної дози внутрішнього опромінення, зумовленої надходженням за цей же рік в організм радіонуклідів.

*Колективна ефективна доза* – це міра колективного ризику виникнення стохастичних ефектів опромінення, що дорівнює сумі індивідуальних колективних доз; вона вимірюється в людино-зівертах (люд×Зв).

## 2.5. Потужність дози і одиниці її вимірювання

У біологічному відношенні важливо знати не тільки дозу випромінювання, яку отримав опромінюваний об'єкт, а й дозу, отриману в одиницю часу. Сумарна доза, що значно перевищує летальну, але отримана протягом тривалого періоду часу, не призводить до загибелі тварини, а доза, менше смертельної, але отримана в короткий період часу, може викликати променевою хворобу різного ступеня тяжкості.

**Потужність дози (P)** – це доза випромінювання (D) віднесена до одиниці часу t:  $P = D/t$ .

**Потужність експозиційної дози** в системі СІ вимірюється в ампер на кілограм (A/kg), позасистемна одиниця – в рентген на годину (P/год) або в інших часткових і кратних величинах:

$$1 \text{ A/kg} = 3876 \text{ P/c}, 1 \text{ P/c} = 2,58 \times 10^{-4} \text{ A/kg}.$$

Потужність поглиненої дози опромінення в системі СІ вимірюється в Вт/кг, Гр/с або в інших кратних величинах. Позасистемної одиницею поглиненої дози є рад/с, а так само інші кратні величини.

Під **радіаційним фоном** розуміють саме потужність експозиційної дози іонізуючого випромінювання у повітрі, його середній рівень становить від 4–40 мкP/ч (мікрорентген за годину).

Згідно з рекомендаціями Міжнародної комісії з радіаційного захисту (МКЗР) і Всесвітнього товариства охорони здоров'я радіаційний рівень, відповідний природному фону 0,1–0,2 мкЗв/год (10–20 мкP/год), визнано вважати **нормальним рівнем**, рівень 0,2–0,6 мкЗв/год (20–60 мкP/год) вважається **допустимим**, а рівень понад 0,6–1,2 мкЗв/год (60–120 мкP/год) з урахуванням ефекту екранування вважається **підвищеним**.

Якщо говорити про кордон життєво необхідної радіації, проведені останнім часом експерименти з рослинами і тваринами показали, що ізоляція організму від природної радіації викликає у ньому уповільнення найфундаментальніших життєвих процесів, в тому числі – поділ клітин і міжклітинно-го інформаційного обміну.

Іонізуюче випромінювання не тільки викликає іонізацію, а й збудження, енергія збудження від однієї молекули передається іншій молекулі у вигляді вторинного біогенного випромінювання в інфрачервоному спектрі. Це випромінювання має дивовижні властивості – вдвічі збільшується схожість насіння, розпускаються після сплячки бруньки дерев, стимулюється розвиток зародків в яйцях.



Є і інші дослідження. Вважають, що спадкові порушення, викликані малими дозами радіації, не підкоряються лінійної залежності «доза-ефект». Нобелівський висуванець, канадський вчений А. Петкау в своїх дослідженнях показав, що опромінення при низькій потужності дози може викликати такий же руйнівний ефект в мембранах живої клітини, який виникає при інтенсивному опроміненні дозою в десятки і сотні разів вищою.

Визначення межі життєво необхідної радіації є предметом додаткових досліджень з радіаційної біології.

## 2.6. Закон радіоактивного розпаду

Кількість будь-якого радіоактивного ізотопу згодом зменшується внаслідок радіоактивного розпаду (перетворення ядер). Для кожного радіоактивного ізотопу середня швидкість розпаду його атомів постійна. **Постійна радіоактивного розпаду** –  $\lambda$  для певного ізотопу показує, яка частка ядер розпадається в одиницю часу. Розмірність постійної розпаду виражають в зворотних одиницях часу:  $\text{с}^{-1}$ ,  $\text{хв}^{-1}$ ,  $\text{год}^{-1}$ , щоб показати, що кількість радіоактивних ядер зменшується. Основний закон радіоактивного розпаду встановлює, що за одиницю часу розпадається завжди одна і та ж частка наявних ядер. Математично цей закон виражається рівнянням:

$$N_t = N_0 \times e^{-\lambda t},$$

де  $N_t$  – кількість радіоактивних ядер, що залишилися після часу  $t$ ;  $N_0$  – вихідна кількість радіоактивних ядер в момент часу  $t = 0$ ;  $e$  – основа натурального логарифму ( $e = 2,72$ );  $\lambda$  – постійна радіоактивного розпаду;  $t$  – проміжок часу рівний  $t-t_0$ .

Для характеристики швидкості розпаду радіоактивних речовин (РР) в практиці користуються періодом фізичного напіврозпаду.

**Період фізичного напіврозпаду ( $T_{\text{фіз.}}$ )** – це час, протягом якого розпадається половина початкової кількості радіоактивних ядер.

Між постійною розпаду і періодом напіврозпаду є зворотна залежність, що виражається рівняннями:

$$\lambda = 0,693/T, \quad T = 0,693/\lambda$$

Таким чином, *закон радіоактивного розпаду* матиме такий вигляд в математичному вираженні:

$$N_t = N_0 \times e^{-0,693 \times t/T}$$

Таким чином, число ядер радіоактивної речовини зменшується з часом за експоненціальним законом і графічно виражається експоненційною кривою. Із закону радіоактивного розпаду виведено важливе правило: кожне десятикратне зниження активності осколків і потужності дози гамма-випромінювання відбувається в результаті збільшення їх віку в 7 разів.

### Контрольні питання

1. Охарактеризуйте будову атома.
2. Поясніть процес збудження атома та їх іонізацію
3. Вкажіть сили, що забезпечують стійкість атома
4. Охарактеризуйте радіоактивні ізотопи.
5. Дайте визначення природної та штучної радіації.
7. Напишіть формулу закону радіації.
8. Охарактеризуйте період напіврозпаду.
9. Що таке пряма і непряма радіація ?

### Літературні джерела за темою

1. Авотин Ю. П. Практикум по радиоактивности / Ю.П. Авотин – М. : Высшая школа, 1974. – 134 с.
2. Атаманюк В.Г. Гражданская оборона / В.Г. Атаманюк, Л.Г. Ширшев, Н.И. Акимов – М.: Высшая школа. 1987.
3. Бронштейн М.П. Атом и электроны / М.П. Бронштейн. (Серия: Библиотечка «Квант») – М. : Наука, 1980.
4. Билий М.У. Атомна фізика / М.У. Билий – К.: Вища школа, 1973. – 231 с
5. Желібо Є. Безпека життєдіяльності / Є. Жалібо, Н. Заверуха, В. Зацарний – К.: 2001. – 320 с.
6. Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 256 с.
7. Ландау-Тылкина С.П. Радиация и жизнь / С.П. Ландау-Тылкина – М. : Атомиздат, 1974. – 168 с.
8. Маргулис У. Я. Атомная энергия и радиационная безопасность. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 224 с.
9. Маргулис У. Я. Атомная энергия и радиационная безопасность. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 224 с.
10. Перепелятников Г.П. Основы общей радиоэкологии. – К.: Атика, 2008. – 460 с.
11. Перцов Л.А. Природная радиоактивность биосферы. – М.: Атомиздат, 1964. – 315 с.
12. Содди Ф. История атомной энергии / Пер. с англ. под ред. А. Н. Криво-мазова. – М: Атомиздат, 1979. – 288 с.
13. Справочник по ядерной энерготехнологии. – М.: Энергоатомиздат, 1993. – 752 с.
14. Холл Э. Дж. Радиация и жизнь. – М., 1989. – 256 с.
15. Шехтер В.М. Атом и квантова механіка / В.М. Шехтер, А.А. Ансельм. – М. : Знання, 1980.
16. Ядерная энергетика, человек и окружающая сфера [Н.С. Бабаев и др.]. – М. : Военное издательство, 1977. – 165 с.

### 3. Джерела іонізуючого випромінювання та забруднення навколишнього середовища радіоактивними речовинами

---

#### 3.1. Класифікація джерел іонізуючого випромінювання. Природний радіаційний фон

Всі живі істоти на Землі постійно піддаються впливу іонізуючої радіації шляхом зовнішнього та внутрішнього опромінювання за рахунок природних і штучних джерел іонізуючих випромінювань, які утворюють *радіаційний фон*.

**Природні джерела іонізуючого випромінювання** – це сукупність *космічного випромінювання, випромінювання від природних радіонуклідів*, розсіяних в атмосфері, літосфері, гідросфері і знаходяться в складі біологічних організмів: усі ці випромінювання утворюють *природний радіаційний фон (ПРФ)*, середня ефективна доза якого становить 2000 мкЗв на рік на людину.

**Штучні джерела іонізуючого випромінювання** – це сукупність випромінювань, що утворюються в результаті ядерних вибухів, діяльності атомних електростанцій, вилучення корисних копалин з надр Землі, застосування іонізуючого випромінювання та радіоактивних речовин 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%.

#### 3.2. Природні джерела іонізуючого випромінювання

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

##### 3.2.1. Космічне випромінювання

Розрізняють первинне і вторинне космічне випромінювання. *Первинні космічні промені* є потоком частинок високих енергій, що приходять на Землю з космосу і що виникають в процесі термоядерних реакцій в надрах Сонця і зірок. **Первинне космічне випромінювання** складається з протонів – 92%, альфа-частинок – 7%, ядер атомів літію, берилію, вуглецю, азоту і кисню та ін. Крім того, до складу космічного випромінювання входять електрони, позитрони, гамма-кванти і нейтрино.

При різкому збільшенні сонячної активності можливо наростання космічного випромінювання на 4–100%. Лише деякі первинні космічні промені досягають поверхні Землі, так як вони взаємодіють з атомами повітря, народжуючи потоки частинок вторинного космічного випромінювання. На орбіті

Землі швидкість космічних частинок приблизно дорівнює 300 км/с, тобто близько  $0,001C$  (де  $C$  – швидкість світла). Щільність космічних частинок на орбіті Землі залежить від інтенсивності термоядерних реакцій на Сонці. У спокійні періоди діяльності Сонця щільність первинних космічних частинок на орбіті Землі на висоті 50 км від її поверхні дорівнює  $1-2$  част/см<sup>2</sup>·с. У періоди посилення активності Сонця кількість їх може досягати  $100$  част/см<sup>2</sup>·с.

Первинні космічні частинки, володіючи величезною енергією (в середньому 10 ГеВ) і швидкістю, взаємодіють з ядрами атомів, що складають атмосферу, і народжують вторинне випромінювання.

**Вторинне космічне випромінювання** складається з електронів, нейтронів, мезонів і фотонів; максимум його інтенсивності знаходиться на висоті 20–30 км, на рівні моря інтенсивність випромінювання становить близько 0,05% від початкового.

Елементарні частинки, що становлять *вторинне космічне випромінювання*, під дією магнітного поля Землі утворюють навколо неї два радіаційних пояса – *зовнішній* і *внутрішній*. На широті екватора зовнішній пояс розташований на відстані 20-60 тис. км, а внутрішній – на відстані 600-6000 км від поверхні Землі. На деяких ділянках внутрішній пояс може опускатися на відстань до 300 км від поверхні Землі.

Оскільки серед елементарних частинок радіаційних поясів переважають електрони і позитрони, то щільність частинок вимірюється кількістю електронно-позитронних пар на квадратний сантиметр за секунду. Щільність потоку частинок у зовнішньому і внутрішньому радіаційних поясах рівні відповідно 2107 і 1105 електрон/см<sup>2</sup>·с.

Заряджені частинки вторинного космічного випромінювання рухаються уздовж силових ліній магнітного поля Землі, яке є для них пасткою. У підсумку в радіаційних поясах нашої планети потоки заряджених частинок в сотні мільйонів разів перевищують потоки *сонячного вітру* в космічному просторі. На поверхню Землі потрапляє, головним чином, вторинне космічне випромінювання, яке створює іонізацію компонентів атмосфери. Інтенсивність іонізації зростає зі збільшенням висоти. На рівні моря вона мінімальна, а на висоті 12-16 км досягає максимуму. Іонізація, що викликається космічними променями, зростає в напрямку від екватора до полюсів, що є наслідком відхилення первинно заряджених космічних частинок магнітним полем Землі.

У космічних частинок є так звані *м'яка* і *жорстка компоненти* (складові частини). М'яка компонента складається з електронів, позитронів і фотонів. За своєю проникаючою здатністю вона близька до гамма-випромінювання. Жорстка компонента складається з *мю-мезонів* і *нейтрино*. Жорстка компонента космічного випромінювання має дуже високу проникаючу здатність. Мю-мезони можуть проникати в товщу літосфери до 3 км, а нейтрино пронизують Землю наскрізь, відлітаючи далі в космос.

Космічні промені і іонізуюче випромінювання, що випускається природними радіоактивними речовинами, що містяться у воді, ґрунті та гірських породах, утворюють фонове випромінювання, до якого адаптована нині існуюча біота. Видатний радіобіолог А.М. Кузін вважає, що атомна радіація природного радіоактивного фону стала одним з головних чинників походження життя на Землі і необхідна для нормального існування сучасних живих організмів.

Зазвичай інтенсивність гамма-випромінювання на висоті 1 метр від поверхні Землі коливається від 10 до 15 мкР/год, іноді досягаючи 25 мкР/год. У різних частинах біосфери природний фон розрізняється в 2–3 рази. Наприклад, в горах на висоті 3 км він в 3 рази вище, ніж на рівні моря. Люди, що живуть на рівні моря, одержують у середньому через космічні промені ефективну еквівалентну дозу близько 300 мкЗв на рік; для людей, що живуть вище 2000 м над рівнем моря, ця величина в кілька разів більше. Ще більш інтенсивному опроміненню піддаються екіпажі і пасажери літаків: при підйомі з висоти 4000 м до 12000 м рівень опромінення за рахунок космічних променів зростає приблизно в 25 разів, продовжує зростати при подальшому збільшенні висоти до 20000 км і вище (висота польоту надзвукових реактивних літаків). Наприклад, при перельоті з Нью-Йорка в Париж пасажир отримує дозу близько 50 мкЗв.

### 3.2.2. Природні радіоактивні речовини

В природі зустрічаються радіоактивні елементи, які 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*.

Важкі природні радіоізотопи утворюють чотири радіоактивних сімейства: **урану-радію**; **торію**; **актинію**; **нептунію**. 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.

Родоначальники кожного сімейства характеризуються дуже великими періодами напіврозпаду (див. табл. 3.1), які можна порівняти з часом життя Землі і всієї Сонячної системи.

Найбільший період напіврозпаду у торію (14 млрд років), тому він з часу утворення Землі зберігся майже повністю. Уран-238 розпався в значній

мірі, розпалася переважна частина урану-235, а ізотоп нептунію-232 розпався весь. З цієї причини в земній корі багато торію (майже в 20 разів більше урану), а урану-235 в 140 разів менше, ніж урану-238. Оскільки родоначальник четвертого сімейства (нептуній) з часу утворення Землі весь розпався, то в гірських породах його майже немає. У незначних кількостях нептуній виявлений в уранових рудах. Але походження його вторинне і зобов'язане бомбардуванню ядер урану-238 нейтронами космічних променів. Зараз нептуній отримують за допомогою штучних ядерних реакцій. Для еколога він не представляє інтересу.

Таблиця 3.1. Родоначальники природних радіоактивних сімейств

Ряд	Родоначальник сімейства	Період напіврозпаду – $T_{\text{фіз.}}$ , роки
$A = 4n$	Торій-232	$1,4 \cdot 10^{10}$
$A = 4n + 2$	Уран-238	$4,51 \cdot 10^9$
$A = 4n + 3$	Уран-235	$7,13 \cdot 10^8$
$A = 4n + 1$	Нептуній-232	$2,2 \cdot 10^6$

Періоди напіврозпаду і типи розпаду членів природних радіоактивних рядів приведені в таблиці 3.1.

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

1. Родоначальники кожного сімейства характеризуються великими періодами напіврозпаду, що знаходяться в межах  $10^8 - 10^{10}$  років.
2. Кожне сімейство має в середині ланцюга перетворень ізотоп елемента, що відноситься до групи благородних газів (еманацію).
3. За радіоактивними газами слідують тверді короткоживучі елементи.
4. Всі ізотопи трьох радіоактивних сімейств розпадаються двома шляхами: альфа- і бета-розпадами. Причому короткоживучі ядра сімейств відчують конкуруючі альфа- і бета-розпад, тим самим утворюючи розгалуження рядів. Якщо при альфа- і бета-розпаді ядра не переходять відразу в нормальний стан, то ці акти супроводжуються гамма-випромінюванням.

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

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

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

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

Інтерес для еколога 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 3.2, всі перераховані ядра схильні до бета-розпаду, за винятком самарію, який зазнає альфа-розпад.

Таблиця 3.2. Природні радіоактивні ізотопи, що не входять в сімейства

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

З шести наведених природних радіонуклідів найбільший інтерес представляє *калій-40*, з огляду на його велику поширеність в земній корі. Природний калій містить три ізотопи: калій-39, калій-40 і калій-41, з яких тільки калій-40 радіоактивний. Кількісне співвідношення цих трьох ізотопів у природі виглядає так: 93,08; 0,012; 6,91%.

**Калій-40** розпадається двома шляхами. Близько 88% його атомів схильні до бета-випромінювання і перетворюються в атоми кальцію-40. На один акт розпаду калію-40 доводиться в середньому 0,893 бета-частинок з енергією 1311 кеВ і 0,107 гамма-квантів з енергією 1461 кеВ. Решта 12% атомів, відчуваючи *K-захоплення*, перетворюються в атоми аргону-40. На цій властивості калію-40 заснований калій-аргоновий метод визначення абсолютного віку гірських порід і мінералів.

**Рубідій.** Природний рубідій складається з двох ізотопів: рубідію-85 і рубідію-87. Радіоактивним є другий ізотоп, який випускає м'які бета-промені з максимальною енергією 0,275 МеВ і гамма-промені з енергією 0,394 МеВ.

Таким чином, найбільше значення має  $^{87}\text{Rb}$ , друге місце за кількістю займає радіоізотоп  $^{40}\text{K}$ , але радіоактивність  $^{40}\text{K}$  в земній корі перевищує радіоактивність суми всіх інших природних радіоактивних елементів за рахунок того, що розпад  $^{40}\text{K}$  супроводжується жорстким бета- і гамма-випромінюванням, а  $^{87}\text{Rb}$  характеризується м'яким бета-випромінюванням і має тривалий період напіврозпаду.

**Самарій.** З семи відомих ізотопів цього елемента тільки самарій-147 є радіоактивним. Його частка в природному самарії становить близько 15%. Він випускає альфа-промені з енергією 2,11 МеВ, пробіг яких в повітрі становить 11,6 мм.

**Лютецій.** Відомо кілька його ізотопів, але радіоактивний тільки лютецій-176. Подібно калію, він розпадається двома шляхами: бета-розпадом і К-захопленням. Максимальна енергія бета-променів близько 0,4 МеВ. Гамма-випромінювання володіє енергією 0,270 МеВ.

**Реній.** Радіоактивним є ізоотп реній-187, частка якого в природному ренії становить 63%. Випускає бета-промені з енергією 0,04 МеВ.

Особливе місце серед природних радіоізотопів займає **вуглець**. Природний вуглець складається з двох стабільних ізотопів, серед яких переважає вуглець-12 (98,89%). Інша частина майже цілком доводиться на ізоотп вуглець-14 (1,11%).

Крім стабільних ізотопів вуглецю відомі ще п'ять радіоактивних. Чотири з них (вуглець-10, вуглець-11, вуглець-15 і вуглець-16) характеризуються дуже малими періодами напіврозпаду (секунди і частки секунди). П'ятий радіоізоотп, вуглець-14, має період напіврозпаду 5730 років.

У природі концентрація вуглецю-14 вкрай мала. Наприклад, в сучасних рослинах один атом цього ізотопу припадає на 109 атомів вуглецю-12 і вуглецю-13. Однак з появою атомної зброї і ядерної техніки вуглець-14 отримують штучно при взаємодії повільних нейтронів з азотом атмосфери, тому кількість його стає дедалі більше.

Найбільш вагомими з усіх природних джерел радіації є невидимий, без запаху і смаку, важкий (в 7,5 рази важчий за повітря) газ радон, який разом з іншими дочірніми продуктами розпаду відповідальний за 75% річної індивідуальної ефективної еквівалентної дози, одержуваної населенням від земних джерел радіації і за 50% дози від усіх природних джерел радіації.

Радон у вигляді  $^{222}\text{Rn}$  і  $^{220}\text{Rn}$  виділяється із земної кори повсюдно, але основну дозу людина отримує перебуваючи в закритому, непровітрюваному приміщенні (рівень радіації вище в 8 разів, ніж в зовнішньому повітрі) за рахунок наступних джерел: надходження з ґрунту, фундаменту, перекриття; вивільнення з будівельних матеріалів житлових приміщень становить 60 кБк/добу., із зовнішнього повітря проникає 10 кБк/добу., вивільняється з води, використовуваної в побутових цілях – 4 кБк/добу., виділяється з природного газу при його згорянні – 3 кБк/добу.

Високих концентрацій радон досягає в приміщеннях, якщо будинок стоїть на ґрунті з підвищеним вмістом радіонуклідів або якщо при його будівництві використані матеріали з підвищеною радіоактивністю.

В якості інших джерел земної радіації слід назвати кам'яне вугілля, фосфати і фосфорні добрива, водойми. В цілому природні джерела джерел випромінювання відповідальні приблизно за 90% річної ефективної еквівалентної дози опромінення, з цієї дози на частку земних джерел доводиться 5/6 частин (в основному за рахунок внутрішнього опромінення), на частку космічних джерел – 1/6 частина (в основному шляхом зовнішнього опромінення).



### **Радіоактивність оболонок Землі**

Перші спостереження радіоактивності ґрунтів і гірських порід були проведені на самому початку ХХ століття. Подальші дослідження показали, що всі об'єкти географічної оболонки мають певну радіоактивністю. Загальне уявлення про порядок найбільш часто можна побачити величин природної радіоактивності ґрунтів, рослин, земної кори та гідросфери можна оцінити з таблиці 3.3.

Таблиця 3.3. Середній вміст природних радіонуклідів в різних об'єктах географічної оболонки Землі

Об'єкти	Елементи, мас. %		
	Уран	Торій	Радій
Земна кора	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$8,3 \cdot 10^{-11}$
Ґрунт	$1 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-4}$	$8 \cdot 10^{-11}$
Морська вода	$3 \cdot 10^{-7}$	$7 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-14}$
Прісна вода	$2 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-15}$
Зола рослин	$5 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-11}$

### **Радіоактивність гірських порід**

Про розподіл радіоактивних елементів в товщі земної кори і літосфери в цілому, на глибинах недоступних безпосередньому спостереженню, можна судити тільки на підставі непрямих фактів і загальних уявлень про будову Землі. В даний час найбільшим визнанням користується концепція, згідно з якою радіоактивність порід падає з глибиною, але все ж залишається до досить значних глибин. Різко виражене накопичення радіоактивних елементів в *гранітному шарі* континентальної кори, встановлене Стреттом ще в 1906 році, засвідчили подальші дослідження.

Середні значення концентрацій радіоактивних елементів в гірських породах наведені в таблиці 3.3, а в таблиці 3.4 дана питома активність гірських порід стосовно природних радіонуклідів. З цих даних видна основна геохімічна закономірність зменшення вмісту радіоізотопів зі збільшенням основності магматичних порід. Найбільший вміст природних радіонуклідів спостерігається в вивержених породах кислого і лужного складу, багатих калієм. Основними носіями радіоактивних елементів в цих породах є *акцесорні мінерали*: циркон, монацит, ксенотим, ортит, апатит і сфен. Що стосується головних породоутворюючих мінералів, то встановлено, що салічні мінерали (в першу чергу польові шпати) мають в середньому в 3 рази більшою радіоактивністю, ніж фемічні. Тому на практиці існує емпіричне правило: магматичні породи світлих відтінків більш радіоактивні, ніж темні.

Найбільш високою радіоактивністю серед осадових порід володіють глинисті сланці і глини. Вміст радіонуклідів в них наближається до такого як в кислих вивержених породах – гранітах. На підставі аналізу численних діаг-

рам гамма-каротажу глибоких свердловин і результатів лабораторного радіометричного вивчення великої кількості зразків осадових гірських порід було виявлено, що серед них найменшою радіоактивністю володіють чисті хімічні та органічні породи (кам'яна сіль, гіпс, вапняки, доломіт, кварцові піски, крем'янисті сланці, яшми). Морські опади у цілому більш радіоактивні, ніж континентальні.

Таблиця 3.3. Поширеність радіоактивних елементів в гірських породах, мас. %

Елементи	Горні породи					
	метеорити (хондрити)	дуніти	базальти	граніти	глини, сланці	глибоководні мули
Уран	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-5}$	$3,5 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$
Торій	$4 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$7 \cdot 10^{-4}$

Таблиця 3.4. Питома активність природних радіонуклідів в гірських породах

Горні породи	Питома активність, Бк/кг		
	Уран-238	Торій-232	Калій-40
<i>Магматичні:</i>			
Кислі	60	80	1000
Середні	20	30	700
Основні	10	10	240
Ультраосновні	0,4	25	150
<i>Осадові:</i>			
Вапняки	30	7	90
Пісковики	19	10	370
сланці глинисті	44	45	700

### **Радіоактивність ґрунтів**

Головним джерелом радіоактивних елементів в ґрунтах слід вважати породи, що утворюють ґрунти. Тому ґрунти, розвинені на кислих магматичних породах, збагачені радіоактивними елементами (ураном, радієм, торієм, калієм), а ґрунти, утворені на основних і ультраосновних породах, бідні ними. Глинисті ґрунти майже всюди багатші радіоізотопами, ніж піщанисті.

Ґрунти, як пухкі освіти, по речовому складу близькі до осадових порід, тому вони багато в чому підпорядковуються закономірностям розподілу природних радіонуклідів у відкладеннях цього генезису. Тонка колоїдна фракція ґрунтів, з якою пов'язані *обмінно-сорбційні процеси*, збагачена радіоактивни-

ми елементами в порівнянні з більш великими частками. Те ж саме стосується і органічної складової ґрунтів. Однак прямої залежності між радіоактивністю ґрунтів і кількістю органічної речовини в них не спостерігається. Вміст радію в верхньому горизонті ґрунтів коливається від 2,8 до  $9,5 \times 10^{-10}\%$ . Причому в більшості ґрунтів спостерігається різке зміщення радіоактивного рівноваги між ураном і радієм в сторону останнього, що пов'язано з вилугуванням урану ґрунтовими водами.

Таблиця 3.5. Питома активність природних радіонуклідів в ґрунтах

Основні типи ґрунтів	Питома активність, Бк/кг		
	Уран-238	Торій-232	Калій-40
Сероземи	31	48	670
Сіро-коричневі	28	41	700
Каштанові	27	37	550
Чорноземи	22	36	410
Сірі лісові	18	27	370
Дерново-підзолисті	15	22	300
Підзолисті	9	12	150
Торфянисті	6	6	90

Таким чином, радіоактивність ґрунтів в основному обумовлена природними радіоізотопами  $^{40}\text{K}$  та  $^{87}\text{Rb}$ .

Радіоізоп калій-40 накопичується в харчових продуктах рослинного і тваринного походження в різному ступені (табл. 3.6).

Таблиця 3.6. Вміст  $^{40}\text{K}$  в харчових продуктах

Продукт	мкг/кг	Продукт	мкг/кг
Житній хліб	2420	М'ясо яловиче	3380
Макарони	1300	Сало свине	1690
Гречана крупа	130	Риба	2620
Рис	700	Фрукти сушені	3000
Горох	9070	Картопля	4490
Борошно пшеничне	860	Капуста	3300
Молоко парне	1430	Буряк	3530
Вершкове масло	140	Морква	2870
Творог	3720	Цибуля	1510
Какао	11110	Шоколад	5630

Під впливом випробувань ядерної зброї і техногенних факторів ґрунту повсюдно забруднені штучними радіонуклідами. Наприклад, середня щільність забруднення верхніх шарів ґрунтів північної півкулі радіоактивним цезієм становить  $0,12 \text{ Кі/км}^2$ .

### ***Радіоактивність природних вод***

За вмістом урану морські води наближаються до ультраосновних гірських порід – дунітів і значно збіднена торієм в порівнянні з останніми.

Радіоактивність річкових і озерних вод залежить від їх джерела. Дощові, снігові і льодовикові води містять невелику кількість солей, тому водойми гірських районів високих широт, які мають це джерело живлення, практично стерильні щодо природних радіонуклідів.

Природні радіонукліди надходять у відкриті водойми суші в основному з підземними водами. Ґрунтові і міжпластові води, живлячи озера і річки, визначають рівні природної радіоактивності води цих водойм. Тому радіоактивність води річок і озер схильна до значних коливань. Вона безпосередньо залежить від хімічного і мінерального складу дренажуваних ними сполук, в яких розташовуються чаші озер або водозбори річок. До іншого важливого фактору, що впливає на ступінь радіоактивності води відкритих водойм, відноситься клімат, від якого залежить ступінь хімічного вивітрювання гірських порід, які є основним постачальником природних радіонуклідів.

Нарешті, концентрація радіоізоотопів в озерах залежить від ступеня водного обміну. Безстічні озера в районах з посушливим кліматом можуть бути значно збагачені радіоактивними елементами за рахунок сильного випаровування застійної води.

Якщо виключити річки, що дренають через уранові рудні райони, то можна вважати, що річкові води відрізняються зниженням щодо морських вод вмістом урану, радію, торію, калію і радону, хоча є й винятки з цього правила (наприклад, Сирдар'я). У період паводку радіоактивність річкової води знижується, а в межень – підвищується. Взимку, коли річки покриваються льодом, спостерігається підвищений вміст у воді радіоактивних газів – радону і торону.

Підземні води бувають значно збагачені ураном, радієм, торієм і радонном в порівнянні з поверхневими. Кількість радіоактивних елементів в них залежить від матеріального складу порід і хімізму самих вод. У гідрогеології прийнято виділяти радонові, радієві і уранові води, в залежності від переважання в їх складі того чи іншого радіоактивного елемента. Існують і змішані води: радоно-радієві, урано-радієві, радієва-мезоторієві. Концентрація радію в підземних водах може досягати  $2,5 \cdot 10^{-11} \%$ , а урану –  $3 \cdot 10^{-5} \%$ .

Ще в тридцяті роки ХХ століття В.Г. Хлопіним була помічена підвищена концентрація радію у воді нафтових родовищ. В даний час інтенсивна екс-

платуація родовищ вуглеводневої сировини призводить до накопичення природних радіонуклідів на технологічному обладнанні та трубопроводах нафтових і газових родовищ. На окремих родовищах потужність експозиційної дози від обладнання досягає 6 мР/год, а питома активність природних радіонуклідів у шламi перевищує  $10^5$  Бк/кг. Наслідком цього є неконтрольоване опромінення персоналу та населення.

### ***Радіоактивність атмосферного повітря***

Атмосфера Землі завжди містить газоподібні радіоактивні речовини у вигляді інертних газів – радону, торону та актинону, джерелом яких є випромінюючі гірські породи. Радіоактивні еманції, потрапляючи з гранту в атмосферне повітря, потім розносяться горизонтальними і вертикальними повітряними потоками. У свою чергу радіоактивні гази, зазнаючи розпад, перетворюються в тверді радіоізотопи, які випадають на поверхню Землі у вигляді активних опадів.

Актинон і торон не є тривало існуючим. Період напіврозпаду першої еманції дорівнює всього лише 3,92 с, а другої – 54,5 с, тому вони зустрічаються в невеликих кількостях лише в самих нижніх шарах атмосфери поблизу земної поверхні. Період напіврозпаду радону більш значний (3,82 діб.), Внаслідок чого сама еманція і продукти її розпаду транспортуються вітром на великі відстані від місця виділення.

Спостереження показують, що нижні шари атмосфери над континентами містять 1-2 атома радону на  $1 \text{ см}^3$  повітря. Концентрація торону зазвичай в 10000 разів менше. Атмосферне повітря над океаном містить радону в 100 разів менше, ніж над сушею. Концентрація радону швидко зменшується з висотою. Вже на висоті 1 км його кількість в 2 рази, а на висоті 4 км – в 14 разів менше, ніж у земної поверхні.

Закономірність розподілу продуктів розпаду радіоактивних еманцій зовсім інша. Багато з твердих радіоізотопів, які прямують до природних радіоактивних рядів за еманції, майже рівномірно розподілені в нижніх шарах атмосфери. Наприклад, концентрація радону на рівні земної поверхні і на висоті 10 км майже однакова.

Тверді радіоактивні частинки, що містяться в повітрі, захоплюються конденсується краплями води і випадають на поверхню Землі з атмосферними опадами. Після рясних дощів і снігопаду радіоактивність повітря зменшується. Крім радіоактивної еманції і твердих продуктів їх розпаду в атмосфері присутні радіоізотопи, що утворюються під дією космічних променів. До таких радіонуклідів відноситься в першу чергу вуглець-14, кількість якого в повітрі мізерно мало.

Внесок окремих природних джерел в утворення ефективних еквівалентних доз опромінення людини представлений в таблиці 3.7.

Таблиця 3.7. Ефективні еквівалентні дози людини від природних джерел

Джерела радіації	Середньосвітові дані	
	мЗв/год	%
Космічне випромінювання	0,355	14,8
Гамма-випромінювання Землі	0,410	17,1
Внутрішнє опромінення	0,355	14,8
Випромінювання будматеріалів (радон)	1,280	53,3
РАЗОМ	2,400	100

### 3.3. Штучні джерела іонізуючих випромінювань і їх характеристика

За останні десятиліття людина створила кілька сотень штучних радіонуклідів і навчилася використовувати енергію атома в мирних цілях: в медицині і для створення ядерної зброї, для виробництва електроенергії і виявлення пожеж, для виготовлення світлових циферблатів годинників, приладів нічного бачення і для пошуку корисних копалин.

Індивідуальні дози, отримані людьми від штучних джерел іонізуючого випромінювання, сильно розрізняються, іноді опромінення за рахунок техногенних джерел іонізуючих випромінювань виявляється набагато сильніше, ніж за рахунок природної радіації.

#### 3.3.1. Джерела іонізуючих випромінювань, що використовуються в медицині

Основний внесок в дозу, одержувану людиною від техногенних джерел радіації, в даний час вносять медичні процедури і методи лікування, пов'язані із застосуванням іонізуючих випромінювань.

Орієнтовні дози, які отримують люди при проведенні деяких медичних процедур, представлені в таблиці 3.8.

Таблиця 3.8. Орієнтовні значення поглиненої дози при деяких медичних процедурах, сЗв

Медична процедура	Доза
Флюорографія легень	2
Рентгенівський знімок зубів (ортопантографія)	5
Рентгеноскопія органів грудної порожнини	10
Рентгеноскопія органів черевної порожнини	15
Лікування злоякісних пухлин	до 5000

Коллективна ефективна доза на рік для всього населення Землі оцінюється в цьому випадку величиною 1,6 млн чол.·Зв або близько 1/5 дози від природного фону. Ця доза по-різному розподіляється серед жителів різних країн.

Найбільший внесок в колективну дозу від джерел медичного призначення вносять діагностичні обстеження, яким щорічно піддаються сотні мільйонів людей.

В середньому при медичних обстеженнях на одного жителя Землі в рік припадає доза опромінення, еквівалентна 0,4 мЗв.

Найбільш поширеним видом випромінювання, що застосовуються в діагностичній практиці, є рентгенівські промені. Згідно з даними по розвиненим країнам, на кожну 1000 жителів припадає від 300 до 900 обстежень на рік. І це не враховує рентгенологічних обстежень зубів і масової флюорографії. Впровадження технічних удосконалень (комп'ютерної томографії, використання більш чутливих плівок, електрографія, раціонального екранування тощо.) Дозволяє різко знизити дози опромінення без зменшення діагностичної та лікувальної ефективності процедур.

Радіоізотопи застосовуються для дослідження різних процесів, що протікають в організмі, і для локалізації пухлин. За останні роки їх застосування сильно зросла, але все ж вони використовуються рідше, ніж рентгенологічні дослідження: в промислово розвинених країнах на 1000 наявного населення припадає близько 10–40 радіоізотопних досліджень. Як це не парадоксально звучить, але одним з найбільш ефективних методів лікування пухлинних захворювань є променева терапія.

### 3.3.2. Ядерні і термоядерні вибухи

Значно менше в порівнянні з впливом природного фону доза, одержувана від радіоактивних випадінь в результаті випробувань ядерної зброї.

2 грудня 1942 року на спортивному майданчику Чиказького університету групою фізиків-атомників під керівництвом великого італійського вченого Енріко Фермі був запущений перший *атомний котел*, в якому відбувалася *керована самопідтримуєма атомна реакція*.

Цьому успіху передували майже півстолітні дослідження в галузі теоретичної та експериментальної фізики, що проводилися під керівництвом П. Кюрі, М. Склодовської-Кюрі, Е. Резерфорда, Н. Бора, А. Ейнштейна, М. Планка, Ф. Жоліо-Кюрі, І. Жоліо-Кюрі, Л. Мейтнер, О. Гана, Д. Чедвіка, В. Гейзенберга, І.В. Курчатова та інших видатних вчених-атомників.

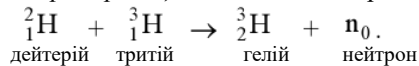
Результати здійсненого групою Фермі *ланцюгової реакції* були з самого початку поставлені на військові рейки, а саме - на термінове створення в США атомної зброї з метою випередити Гітлера, фізики якого працювали в цьому ж напрямку. У 1944 році в США під керівництвом Е. Фермі була створена і випробувана атомна бомба, а в серпні 1945 р. атомному бомбардуванню піддалися японські міста Хіросіма і Нагасакі. Тоді загинула третя частина

населення цих міст. У наступні роки багато хто вмирав від променевої хвороби, лейкозів та інших недуг, пов'язаних з радіоактивним опроміненням.

25 грудня 1946 році під керівництвом І.В. Курчатова був здійснений запуск першого радянського керованого уран-графітового реактора, в якому надалі проводився *збройовий плутоній*, який використовується в якості ядерного заряду замість урану-235 при виробництві атомної зброї. Перша радянська атомна бомба була випробувана 29 серпня 1949 року.

При атомному вибуху утворюються *продукти ділення* і залишається частина неподілених атомів урану-235 або плутонію-239, які при наземному вибуху викидаються в атмосферу.

Згодом в СРСР була створена і випробувана в 1953 р воднева бомба, дія якої базується на *термоядерній реакції* взаємодії дейтерію і тритію:



Ця реакція протікає миттєво ( $3 \cdot 10^{-6}$  секунди), але для її початку потрібна дуже висока температура, яку можливо отримати лише при атомному вибуху. Внаслідок цього у водневій бомбі, що містить суміш дейтерію і тритію, як детонатор служить атомний плутонієвий заряд.

В атомній бомбі відбувається некерований процес ділення ядер. Для мирних же цілей важливий керований процес ланцюгової реакції. Він здійснюється в *ядерних реакторах*, подібних тому, який був споруджений в Чикаго в 1942 році Е. Фермі. У 1946 році був запущений перший радянський атомний реактор. Згодом були побудовані атомні котли різних конструкцій для вироблення електроенергії, в дослідницьких цілях, а також для отримання плутонію-239 з природного урану-238 і урану-233 і з природного торію-232. Розподіл урану-235, плутонію-239 і особливо термоядерна реакція, виділяють велику кількість нейтронів. Останні бомбардують навколишні речовини, перетворюючи їх в радіоактивні (наведена радіоактивність). Крім того в атмосферу викидається велика кількість продуктів ділення. Найбільш важливі з них – цезій-137 і стронцій-90.

Максимум ядерних випробувань припав на період з 1954 по 1958 роки, коли вибухи проводили США, СРСР і Великобританія. Ще більш потужні випробування, в яких брали участь і інші країни (але найбільш сильно США і СРСР), проводили в 1961–1962 роках. Всього за період з 1945 по 1998 роки було проведено 2056 ядерних вибухів. Високодисперсні фракції продуктів ядерних вибухів піднімаються у верхні шари атмосфери і роками і навіть десятиліттями циркулюють там, поширюючись спочатку над півкулею, а потім і над всією територією земної кулі, і лише поступово випадають на поверхню Землі. Протягом 10 років, коли випробування проводилися найбільш інтенсивно, населення Землі отримало за рахунок глобальних випадінь додатково 2 мЗв (одна річна доза від природного фону).



При **атомному вибуху** утворюються продукти поділу ядерного пального  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  з утворенням складної суміші з 200 ізоотопів 36 хімічних елементів з періодом напіврозпаду від 1 с до млн років. За характером випромінювання всі вони відносяться до бета- і гамма + бета-випромінювачів, крім  $^{147}\text{Sm}$  та  $^{144}\text{Nd}$  – альфа-випромінювачі. Додатковим джерелом радіоактивного забруднення місцевості служить також наведена радіоактивність, що виникає в результаті дії потоку нейтронів, що утворюються при ланцюгової реакції розподілу урану або плутонію на ядра атомів різних речовин навколишнього середовища.

Найбільший практичний інтерес для радіобіології представляють наступні радіонукліди:  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ .

Із закону радіоактивного розпаду виведено правило: кожне десятикратне зниження активності осколків і потужності дози гамма-випромінювання відбувається в результаті збільшення їх віку в 7 разів.

При термоядерних вибухах в момент реакції синтезу виникає інтенсивний потік нейтронів, що викликають утворення значної кількості продуктів активації – наведену радіоактивність. Основними джерелами забруднення навколишнього середовища є радіоактивні осколки  $^{238}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ , третій  $^3\text{H}$  і радіовуглець  $^{14}\text{C}$ . В результаті проведених до 1959 року термоядерних вибухів в земній атмосфері утворилося близько 560 кг  $^{14}\text{C}$ .

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.

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 – продукти 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 у поверхні моря 30% залишається в стратосфері, а 70% випадає локально. Радіоактивні продукти можуть перебувати в тропосфері 2–3 місяці, в стратосфері – 3–9 років. За даними дослідників, з наявних в стратосфері радіоактивних продуктів щорічно осідає 10%  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ .

### 3.3.3. Атомна енергетика

На початку 21 століття в світі атомні енергетичні установки виробляли близько 20% електроенергії. За кількістю атомних електростанцій перше місце займає Західна Європа, за якою слідує США і Канада.

У 1954 році в Обнінську була запущена атомна електростанція (АЕС) потужністю 5 МВт, а в 1956 р в Англії запущена АЕС потужністю 64 МВт.

Друга половина ХХ століття характеризується поступовим і неухильним наростанням ролі електроенергії, що виробляється на атомних електростанціях. Причому ставлення до ядерної енергетики в промислово розвинених країнах неоднаково і визначається цілком наявністю природних ресурсів горючих корисних копалин. Атомна енергетика включає в себе уранові рудники, металургійні підприємства по отриманню збагаченого ядерного палива, заводи по очищенню уранових концентратів і виготовлення ТВЕЛ-ів (тепловиділяючих елементів), підприємства з утилізації ядерних відходів.

Протягом усього технологічного ланцюжка утворюються тверді, рідкі, газоподібні відходи.

Основну дозу в викидах становлять продукти поділу ядерного пального: радіоізотопи йоду, цезію, стронцію, церію, цирконію, марганцю, заліза, а також тритій і радіоактивні гази – радон, ксенон і криптон. Система очищення стічних вод така, що у водойми надходить вода з вмістом радіоізотопів, що не перевищує допустимий рівень для питної води. При цьому радіаційний стан повітряного і водного середовища контролюється мережею постів служби дозиметрії. На цих постах виробляють також відбір проб ґрунту і рослинності. Таким чином, при відсутності аварій і хорошому радіаційному захисті таке виробництво помітного впливу на навколишнє середовище не робить.

Серед безлічі проблем, пов'язаних з експлуатацією атомних реакторів, одна з головних – проблема виїмки відпрацьованого ядерного палива. У міру роботи реактора маса ядерного пального в ньому зменшується. Одночасно з цим зростає кількість осколків відділення ядер урану або плутонію, які починають заважати нормальному процесу ланцюгової реакції, так як ядра осколків захоплюють необхідні для цього нейтрони. У міру "вигорання" ядерного палива його необхідно замінювати новим. Процедура виїмки відпрацьованого ядерного пального з активної зони реактора непроста. На відміну від нешкідливих материнських ядер урану і плутонію, продукти ділення сильно радіоактивні, так як зазнають бета-розпад, що супроводжується потужним гамма-випромінюванням.

Незважаючи на високу настороженість громадськості і уряди низки країн (США, Швеція), атомна енергетика має стійку тенденцію до розвитку: в 1984 році в світі налічувалося 345 атомних енергоблоків, в 1986 році – 417, в 1988 році – 426, в 1994 році – близько 500. в даний час 17% всієї електроене-

ргії в світі виробляється на АЕС, а в ряді країн, таких як Бельгія та Франція, ця частка сягає 50–75%.

При нормальній роботі реакторів постійно накопичуються радіоактивні відходи. Джерелом рідких відходів може бути вода або розчини, що застосовуються для охолодження реактора, а також розчини, що утворюються при дезактивації обладнання і приміщень. Крім того, при роботі реактора можуть накопичуватися і газоподібні, і тверді радіоактивні речовини. Всі ці відходи після концентрування піддаються похованню в спеціальних могильниках, а вода, що зливається в каналізацію – попередньому очищенні в відстійниках і спеціальних очисних спорудах.

Незважаючи на те, що радіаційна небезпека експлуатації об'єктів атомної енергетики істотно перебільшується, завдяки розробці всебічної системи забезпечення радіаційної безпеки атомна промисловість і енергетика в усьому світі відносяться до галузей діяльності людини з малою небезпекою для життя. Так, за даними ООН, за період з 1945 по 1992 роки внесок ядерної енергетики в формування колективної ефективної дози опромінення населення всієї земної кулі склав 2,4 млн чол.Зв, а додатковий внесок важких радіаційних аварій – 0,6 млн чол.Зв, тобто майже в 1100 разів менше, ніж внесок опромінення від джерел природного фону.

Слід, однак, зауважити, що і експлуатація АЕС пов'язана з певним ступенем соціального, економічного та екологічного ризику, а також ризику погіршення здоров'я людей внаслідок виникнення великих радіаційних аварій.

### **3.3.4. Видобуток і переробка вуглеводневої сировини**

Природні вуглеводні містять невелику кількість природних радіонуклідів. Значними концентраціями урану, радію, торію і радону відрізняються осадові товщі, що вміщують нафту і газ. У зв'язку з підвищеною радіоактивністю нафтогазоносних відкладень, видобуток і транспортування вуглеводневої сировини супроводжується виносом на поверхню значної кількості природних радіонуклідів. Небезпечна концентрація природних радіонуклідів накопичується в виробничих відходах на стадії видобутку і первинної переробки вуглеводневої мінеральної сировини, особливо в тому випадку, коли нафтопромисли функціонують тривалий час. Протягом декількох років експлуатації обладнання на його поверхні концентруються речовини, що містять природні радіонукліди сімейств урану і торію. Причому, для виробничих відходів нафтогазового комплексу є характерним зміщення радіоактивної рівноваги в бік радію, при якому відношення питомої активності ізотопів радію до питомої активності родоначальників сімейств (урану і торію) досягає величини 100 і більш.

Причиною концентрації природних радіонуклідів в установках для видобутку і переробки вуглеводневої сировини є два процеси:

1. Осадження солей радію (карбонатів і сульфатів) з водної фази, що надходить в установки видобутку і переробки нафти. Накипи містять радій-226, радій-228, торій-232 і торій-228, можуть утворюватися на всіх поверхнях, що стикаються з пластовою водою. Це з'єднання труб, фазові сепаратори (буліти і резервуари), насоси, клапани.

2. Осадження твердих продуктів розпаду радону-222 (головним чином свинцю-210) і внаслідок цього утворення радіоактивних плівок на стінках установок переробки і транспортування газу.

Але найбільша кількість радіонуклідів накопичується в нафтошламах, які утворюються на різних технологічних шаблях видобування та первинної переробки нафти.

Суміш нафти, газу і пластової води, що відкачується зі свердловин, надходить на збірні пункти нафти, де відбувається первинний багатоступінчатий поділ перерахованих компонентів за рахунок відстоювання в буллітах і резервуарах. Попутний газ по трубопроводу направляється на газопереробний завод. Відокремлювана пластова вода через спеціальні свердловини закачується назад в пласт для підтримки пластового тиску. У кожному резервуарі з пластової води і нафти осідають тонкодисперсні частинки, що становлять нафтошлам. У ньому і накопичуються природні радіонукліди, головним джерелом яких є випадання в осад з пластової води розчинених у ній сульфатів і карбонатів радію. За рахунок цього процесу коефіцієнт концентрації природних радіонуклідів в нафтошламах може досягати 10000.

При сучасних масштабах розвитку ПЕК (паливно-енергетичного комплексу) це джерело радіонуклідів стає небезпечним забруднювачем навколишнього середовища, який без належної уваги з боку суспільства може значно впливати на стан радіаційної безпеки населення та персоналу нафтогазовидобувних підприємств. Ці відходи виробництва, які за активністю нерідко можуть бути віднесені до категорії радіоактивних відходів, можуть надходити в навколишнє середовище навіть за межами нафто- і газопромислів.

Залежно від співвідношення органічної та мінеральної фаз щільність нафтошламу може коливатися від 1,5 до 3 т/м<sup>3</sup>. У процесі накопичення в буллітах, резервуарах і сховищах нафтошлам розшаровується з виділенням органічної складової у верхній його частині.

### **3.3.5. Полігони для випробування ядерної зброї**

Офіційно відомі чотири ядерних полігони, що належать наддержавам: Невада (США, Великобританія), Нова Земля (Росія), Моруроа (Франція), Лобнор (Китай). Крім того, в СРСР інтенсивно використовувався Семипалатин-

ський полігон, який в даний час не функціонує. Саме в цих пунктах проведена основна маса випробувальних вибухів ядерних і термоядерних зарядів. Їх налічується 2077 (за іншими джерелами – 1900), з яких 1090 належить США, 715 – СРСР, 190 – Франції, 42 – Великобританії, 40 – Китаю.

В результаті випробувань ядерної зброї в навколишнє середовище викинуто близько 30 млн Кі цезію-137 і 20 млн Кі стронцію-90. У 60-і роки в біосферу потрапило близько 5 тонн плутонію-239. Все це призвело до потужного підвищення глобального радіаційного фону. В даний час більша частина радіонуклідів, викинутих в атмосферу в результаті ядерних випробувань, осіла на поверхню Землі і змита в океани.

Трагедія ядерних полігонів полягає не тільки в тому, що великі території перетворені атомними вибухами в «мертві зони», які в доступному для огляду майбутньому не можуть бути облаштовані людиною. Площі полігонів часто використовуються як пункти захоронення радіоактивних відходів. Особливо це стосується архіпелагу Нова Земля, який разом з прилеглими акваторіями Північного Льодовитого океану перетворений в гігантський могильник відпрацьованих реакторів і інших частин атомних кораблів. У Новій Землі затоплені багато тисяч контейнерів з рідкими і твердими радіоактивними відходами та компонентами відпрацьованих ядерних пристроїв.

### **3.3.6. Ядерні вибухи в мирних цілях**

Ядерні вибухи проводилися не тільки на всім відомих полігонах. Існувало понад сотні інших випробувальних пунктів, інформація про яких в останні роки все більше проникає в пресу. В СРСР була Програма № 7 «Ядерні вибухи для народного господарства». Початок її реалізації відноситься до 1965 року. В рамках цієї програми в СРСР з 1965 по 1988 роки було проведено 124 промислових ядерних вибухів з підривом 135 зарядів. З них 130 зарядів підірвані в свердловинах, 4 – в штольнях і один заряд – в шахті. Із загальної кількості мирних ядерних вибухів 80 були проведені на території Російської Федерації, 39 – на території Казахстану, по 2 вибухи – на Україні і в Узбекистані і один – в Туркменістані. Багато з цих випробувальних пунктів використовувалися багаторазово, по суті вони були випробувальними полігонами.

### **3.3.7. Ядерні реактори дослідницького типу**

Поряд з промисловими реакторами, що виробляють електроенергію і що роблять збройовий плутоній, є дослідницькі ядерні установки. Вони розташовані поблизу великих наукових центрів, що займаються питаннями ядерної фізики. Багато з цих наукових установ мають власні сховища радіоактивних відходів.

### 3.3.8. Забруднення морів та океанів атомними кораблями

Однією з важко вирішуваних проблем атомного флоту є рідкі радіоактивні відходи – відпрацьована вода, яка використовується для охолодження реакторів. Її просто зливають в моря Північного Льодовитого океану, а також в Охотське і Японське моря. Небезпечними в радіаційному відношенні є всі бази підводних човнів, місця переобладнання і ліквідації бойових ракет атомних підводних човнів.

Термін експлуатації підводних човнів становить 20–30 років, після чого вони повинні бути утилізовані, а ядерні реактори і деталі з наведеною радіоактивністю поховані за діючими правилами та інструкціями, що нерідко не дотримується через брак коштів чи через недбалість. В результаті у всіх морях Північного Льодовитого океану є затоплені реактори підводних човнів навіть з невивантаженим ядерним паливом.

Кораблі атомного флоту з різних причин терплять аварії і занурюються на дно океану разом з реакторами і ядерними зарядами. Так, 7 квітня 1989 року в 400 км на північ від узбережжя Норвегії в результаті аварії затонув підводний човен «Комсомолец», в результаті чого на дні Норвезького моря, крім ядерних боеголовки, лежить реактор із збагаченим ураном-235 вагою 116 кг. Підйом човна неможливий, тому зараз організовані постійні спостереження за радіаційною обстановкою біля узбережжя Норвегії.

Підводячи підсумки, слід зазначити, що за рахунок штучних (техногенних) джерел іонізуючої радіації формується близько 10% річної ефективної еквівалентної дози, в т.ч. рентгенівські та інші діагностичні прилади і засоби займали протягом 1945-1980 років до 7%, доза від ядерних вибухів досягала 7% на початку 60-х років, знижувалася до 0,8% в 1980 році; а дози опромінення, пов'язані з ядерною енергетикою, збільшилися від 0,001 до 0,04%.

#### Контрольні питання

1. Дайте визначення природної та штучної радіації.
2. Напишіть формулу закону радіації.
3. Охарактеризуйте період напіврозпаду.
4. Що таке пряма і непряма радіація ?
5. Охарактеризуйте інкорпоровані радіонукліди та вкажіть шляхи потрапляння їх в організм.
6. Що таке радон та яку небезпеку він несе?
7. Назвіть штучні процеси де використовують радіонукліди?
8. Назвіть кілька крупних аварій на радіонебезпечних об'єктах та вкажіть їх наслідки.

**Літературні джерела за темою**

1. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. – М.: Энергоиздат, 1982. – 215 с.
2. Булатов В. Я. География радиационных катастроф. – Новосибирск: ЦЭРИС, 1993. – 88 с.
3. Гусев Н. Г., Беляев В. А. Радиоактивные выбросы в биосфере: Справ. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 256 с.
4. Дозы облучения населения Украины источниками природной радиоактивности / И. П. Лось, Т. А. Павленко, М. Г. Бузинный и др. – К.: УНЦРМ, 1996. – 34 с.
5. Жизнь и радиация. – М.: Энергоатомиздат, 1993. – 110 с.
6. Ильин Л.А., Кириллов 8.Ф., Коренков И.П. Радиационная гигиена. – М: Медицина, 1999. – 384 с.
7. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации: Докл. НКДАР ООН, 1988. – М.: Мир, 1992. – Т. 1. – 552 с; Т. 2. – 726 с.
8. Коваленко Г. Д. Радиоэкология Украины. – 2-е изд., перераб. и доп. – Х. : ИД "Инжэк", 2008. – 264 с.
9. Кольтовер В. К. Радиологическая проблема радона // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1994. – Т. 34, № 2. – С. 257 – 264.
10. Кольтовер В. К. Радоновая радиация: источники, дозы, биологические эффекты// Вестн. РАН. – 1996. – Т. 66, № 2. – С. 114-119.
11. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. – М.: ИздАТ, 2001. – 752 с.
12. Кузин А.М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли. – М.: Наука, 1991. – 116 с.
13. Кузин А.М. Стимулирующее действие ионизирующего излучения на биологические процессы. – М.: Атомиздат, 1977. – 250 с.
14. Машкович В. П. Основы радиационной безопасности: учеб. пособ. / В. П. Машкович, А. М. Панченко. – М. : Энергоатомиздат, 1990. – 176 с.
15. Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды. – М.: БИНОМ, 2006. – 286 с.
16. Холл Э. Дж. Радиация и жизнь. – М., 1989. – 256 с.

## 4. РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ В УКРАЇНІ

---

### 4.1. Джерела природної і техногенної радіації

Радіобіологія молода наука, але за сторіччя свого існування вона зробила яскравий шлях в історії людства. Багато яскравих сторінок в розвитку радіобіології в світі додали саме українські вчені, імена яких несправедливо були забуті серед імен світових та російських радіобіологів. Дослідження історичних витоків виникнення, становлення та розвитку основних її напрямів, аналіз сучасної їх спрямованості як в Україні, так і за кордоном та вивчення наукової спадщини вітчизняних учених-радіобіологів має поліпшити дослідницьку справу вивчення історичного внеску наукових колективів, окремих учених у розвиток радіобіології. Народження радіобіології як самостійного, нового напрямку науки пов'язане з трьома великими відкриттями в області фізики: відкриття у 1895 р. Німецьким фізиком В.К.Рентгеном Х-променів; відкриття у 1896 р. професором фізики А.Беккерелем природної радіоактивності; цілеспрямоване дослідження випромінювання з'єднань урану і торію подружжям Кюрі і введення М.Складовською-Кюрі у 1898 р. поняття "радіоактивність".

### 4.2. Радіоактивне забруднення довкілля

Атомна енергетика

Виробництво електроенергії на атомних електростанціях супроводжується викидами радіонуклідів у довкілля навіть за умов нормального функціонування цих електростанцій. У 2010 році частка АЕС у виробленні електроенергії по Україні склала 47,4 %.

Для забезпечення атомних електростанцій паливом здійснюється так званий ядерно-паливний цикл: добування і переробка уранової руди, виробництво ядерного палива, експлуатація ядерних реакторів, переробка відпрацьованого ядерного палива, транспортування радіоактивних відходів та їх поховання. Кожний етап ЯПЦ супроводжується надходженням у навколишнє середовище радіоактивних речовин.

У результаті роботи АЕС утворюються радіоактивні газоаерозольні, рідкі і тверді відходи. У навколишнє середовище після проходження систем очистки викидаються тільки газоподібні і частково аерозольні й рідкі відходи. Тверді відходи зберігаються на майданчику АЕС, а далі відправляються на поховання. Значний вклад у забруднення біосфери вносять довгоживучі радіонукліди – вуглець-14, криптон-85, тритій і йод-131, що містяться в газоаерозольних викидах.



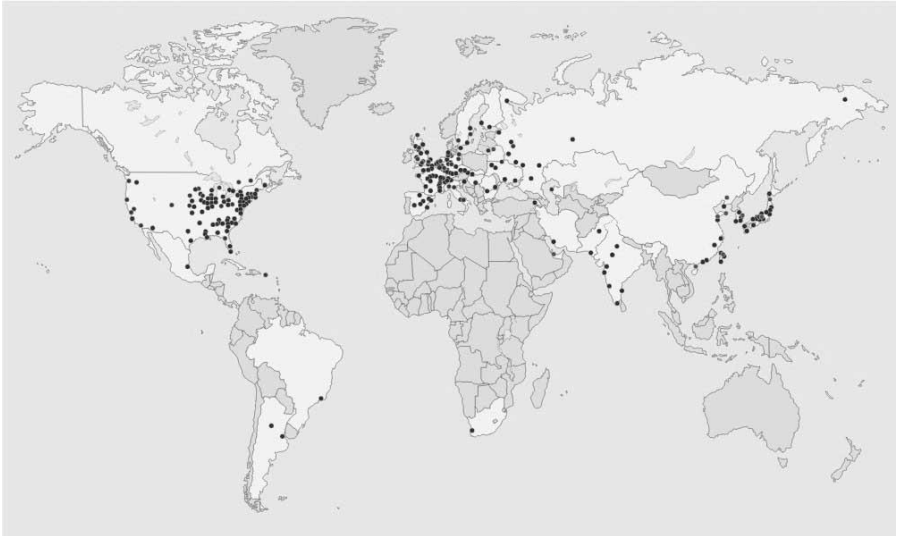


Рисунок 4.1. Розташування атомних електростанцій у світі 2016.  
Сірим кольором зазначені країни де немає АЕС.

З появою АЕС з'явилася небезпека ядерних аварій. Фахівці-атомники виділяють за весь час роботи енергоустановок чотири найбільші аварії: у Великобританії – на АЕС "Уіндскейл", в США – на АЕС "Три-Майл-Айленд" і на Україні – на Чорнобильській АЕС, в результаті найсильнішого за час спостереження землетрусів в Японії сталася радіаційна аварія з локальними наслідками, на Першій Фукусімській АЕС. Були і менші аварії (таблиця 4.1).

У вересні 1957 року в Челябінській області (ПО "Маяк") стався вибух емності з радіоактивними відходами. Утворилася хмара з радіоактивністю у 20 млн. кюрі. Значна частина радіонуклідів осіла навколо сховища, а рідка пульпа, активність якої складала 2 млн. кюрі, була піднята на висоту 1–2 км і утворила радіоактивну хмару, яка розтягнулася в довжину на 105 км і в ширину на 8–9 км. Значному забрудненню піддалися території Каслинського, Кунашакського і Аргаяшського районів Челябінської області. Із забрудненої території були евакуйовані 10,2 тис. чоловік. Збитки від вилучення земель склали 7 млн. крб., а ліквідація аварії в цілому обійшлася у 200 млн. крб.

Масштаб Чорнобильської катастрофи, найтяжчої за всю історію людства техногенної катастрофи, добре відомий як вченим, так і політикам всього світу. В навколишнє середовище надійшло близько 3 % штучних радіонуклідів, які на момент катастрофи були накопичені в реакторі четвертого енергоблоку Чорнобильської АЕС. Аварія призвела до забруднення більше

145 тис км<sup>2</sup> території України, Республіки Білорусь та Російської Федерації, де забруднення <sup>137</sup>Cs перевищувало 37 кБк/м<sup>3</sup>. Внаслідок Чорнобильської катастрофи постраждало близько п'яти мільйонів людей, забруднено близько п'яти тисяч населених пунктів Республіки Білорусь, України та Російської Федерації [7].

Небезпечні ситуації на РІТЕГах . Радіоізотопний термоелектричний генератор (РІТЕГ, англійською radioisotope thermoelectric generator, RITEG) – це електричний генератор, що отримує потужність від розпаду радіоактивного ізотопу. У такому типу пристроїв тепло, що виділяється під час розпаду відповідного радіоактивного ізотопу перетворюється в електричну енергію з використанням масиву термопар завдяки ефекту Зеебека, що є одним з видів термоелектричних явищ.

Розробниками РІТЕГів в Україні займаються у Харківському фізико-технічному інституті (лабораторія ВМ-3, що знаходилась під керівництвом Є. П. Нечипоренка. В ХФТІ вперше був розроблений та створений атомний реактор-перетворювач на швидких нейтронах «Ромашка» – запуск якого в космос здійснили у серпні 1964 року. На відміну від американського реактора SNAP-10A – у «Ромашці» відсутні теплоносії та насоси. В США тоді змушені були відмовитися від свого варіанту реактора через не закінчені розробки в галузі високотемпературного матеріалознавства.

За експлуатаційними можливостями пристрій не мав аналогів у світовій практиці реакторобудування. Стабільна і надійна робота реактора протягом 2-х років довела реальну можливість експлуатації таких пристроїв, дозволила отримати безцінні експериментальні результати. У «Ромашці» найповніше втілені ідеї реактора прямого перетворення, тобто там немає нічого, що рухається. Створення «Ромашки» – найяскравіша сторінка науково-технічної біографії Євгена Петровича Нечипоренка.

Небезпека:

- Розробка та виготовлення – близько 3 років.
- Виведений на потужність 14 серпня 1964.
- Пропрацював ~ 15 000 годин (майже два роки)
- Виробництво електроенергії – 6100 кВт·год.
- Теплова потужність – 40 кВт
- Електрична потужність – 500 Вт
- Паливо – карбід урану
- Пройшов повний цикл ядерних енергетичних випробувань.

Наступні обробка отриманих результатів та вивчення стану елементів установки «Ромашка» показали, що досягнуті параметри і ресурс не є межовими і можуть бути підвищені за рахунок деяких удосконалень конструкції.

Зокрема, доцільним визнане використання замість термоелектричного перетворювача енергії – плоских модульних термоемісійних елементів, розташовуваних на кордоні активної зони і радіального відбивача.

Комплекс робіт, виконаний пристроєм «Ромашка», показав абсолютну надійність і безпеку джерела електроенергії. У зв'язку з тим, що до моменту закінчення випробувань була створена ядерна електрична станція «БЕС-5» значно більшої потужності, подальші випробування установки «Ромашка» були зупинені.

Деякі дослідники зазначають, що доля «Ромашки» у великій мірі залежала від С. П. Корольова, який планував її використовувати у космічних програмах у поєднанні з імпульсними плазмовими двигунами, але, на момент закінчення випробувань – трагічно помер.

На базі пристрою «Ромашка» була створена дослідна установка «Гамма» – прототип автономної АЕС «Олена» електричною потужністю до 500 кВт, призначеної для енергопостачання віддалених районів.

### 4.3. Радіоактивне забруднення водних екосистем

Незважаючи на час, що минув з моменту Чорнобильської катастрофи, а це вже більш 30 років, проблема радіоактивного забруднення залишається досить актуальною. В Україні площі водойм для промислового вирощування риби перевищують 1 млн. га, з них водосховища становлять близько 800 тис. га, стави – 122,5 та озера – 86,5 тис. га. Чорнобильська катастрофа призвела до радіоактивного забруднення водних екосистем Полісся довго існуючими штучними радіонуклідами  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Основна частка  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  сконцентрувалася в донних відкладеннях. У водоймах ці радіонукліди досить легко перерозподіляються між абіотичними (вода, донні відкладення, завісі) та біотичними (гідробіоти різних трофічних рівнів) компонентами екосистеми, включаються в трофічний ланцюг і накопичуються в організмі гідробіотів [1, 3].

Відомо, що прісноводна риба є одним із джерел харчування людини, тому досить актуальним є вивчення біогенної міграції  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у водоймах рибогосподарського призначення, що зазнали радіоактивного забруднення. Споживання продукції із підвищеним рівнем вмісту  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  призводить до додаткового опромінення організму людини, що зумовлює необхідність проведення постійного радіоекологічного моніторингу водних об'єктів, продукції рибництва та рибальства, вивчення шляхів та інтенсивності міграції  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у трофічних ланцюгах водних екосистем [2].

У водних екосистемах зон радіоактивного забруднення з моменту Чорнобильської катастрофи проведено великий обсяг наукових досліджень щодо поведінки  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Повідомлення про сучасний радіоекологічний стан во-

дних екосистем Поліської зони зустрічаються досить рідко. Ведення ставкового рибництва на радіоактивно забруднених ландшафтах Полісся зумовило необхідність провести комплексні моніторингові дослідження радіоекологічного стану рибоводних ставів, території зони їх розташування та шляхів й інтенсивності міграції  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у водних екосистемах. Житомирське Полісся здавна милувало і очаровувало своїх жителів та значну когорту гостей. На її території беруть початок і протікає значна кількість річок, також знаходяться природні і штучні озера та стави. Враховуючи вищесказане – можливість для промислового виробництва рибопродукції достатньо. Рекомендована в Україні річна норма споживання риби та рибопродуктів – 20 кг на людину, в тому числі 5 кг живої та свіжої риби. Враховуючи значення риби у харчуванні людини, діє закон України «Про рибу, інші водні живі ресурси та харчову продукцію з них», який визначає основні правові та організаційні засади забезпечення та безпеки риби [8].

На жаль сьогодні забезпеченість ринку України рибою та рибними продуктами не перевищує 50 % від потреби. Спеціалізовані рибні господарства вирощеною продукцією можуть забезпечити населення області лише на 16 % від необхідного обсягу прісноводної риби. Одним із шляхів поповнення резервів рибного ринку області можлива реабілітація ставів та озер Полісся Житомирщини, які зазнали радіоактивного забруднення. Таким чином в сучасних умовах особливо важливим є максимальне збереження кількості та якості конкурентоспроможної харчової продукції, гарантування її безпеки для здоров'я споживачів.

#### **4.4. Стан радіоактивного забруднення зони відчуження**

Структура і проблеми зони відчуження. Зона відчуження – це відкрите площинне джерело іонізуючого випромінювання з власною структурою міграції різних видів радіоактивних елементів. Відтак радіоактивне забруднення є головним чинником у визначенні потенційної небезпеки для населення, що проживає на прилеглих до цієї зони територіях і населення України в цілому.

Залежно від ландшафтно-геохімічних особливостей поширення ґрунтового покриву величини перевищення доварійного природного рівня накопичення радіонуклідів у природному середовищі, пов'язаних з ними ступенів можливого негативного впливу на здоров'я населення, вся територія, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, поділяється на такі радіоекологічні зони:

- зона відчуження – це надзвичайно (катастрофічно) забруднена територія, з якої евакуювали населення в 1986 р.;
- зона безумовного (обов'язкового) відселення – це територія, що зазнала інтенсивної радіоекологічної трансформації з щільністю забруднення

грунтового покриву понад доаварійний рівень ізотопами цезію від  $15,0 \text{ Ки/км}^2$  та вище, або стронцію від  $3,0 \text{ Ки/км}^2$  та вище, або плутонію від  $0,1 \text{ Ки/км}^2$  та вище, а також ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших чинників може перевищити  $5,0 \text{ мЗв}$  ( $0,5 \text{ бер}$ ) за рік понад дозу, яку вона одержувала у доаварійний період;

- зона гарантованого добровільного відселення – це територія, що знала значної радіоекологічної трансформації з щільністю забруднення грунтового покриву понад доаварійний рівень ізотопами цезію від  $5,0$  до  $15,0 \text{ Ки/км}^2$ , або стронцію від  $0,15$  до  $3,0 \text{ Ки/км}^2$ , або плутонію від  $0,01$  до  $0,1 \text{ Ки/км}^2$ , де ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших чинників може перевищити  $1,0 \text{ мЗв}$  ( $0,1 \text{ бер}$ ) за рік понад дозу, яку вона одержувала у доаварійний період;

- зона посиленого радіоекологічного контролю – це територія з щільністю забруднення грунтового покриву понад доаварійний рівень ізотопами цезію від  $1,0$  до  $5,0 \text{ Ки/км}^2$ , або стронцію від  $0,02$  до  $0,15 \text{ Ки/км}^2$ , або плутонію від  $0,005$  до  $0,01 \text{ Ки/км}^2$  за умови, що ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших чинників перевищує  $0,5 \text{ мЗв}$  ( $0,05 \text{ бер}$ ) за рік понад дозу, яку вона одержувала у доаварійний період.

Усі радіоекологічні зони в Україні поділяють на радіаційно небезпечні та радіоактивно забруднені землі.

Радіаційно небезпечні землі передбачають неможливість постійного проживання населення в їхніх межах, а також господарського використання цих площ. Такі землі підлягають вилученню із лісо- і сільськогосподарського обігу. До них відносять території  $30$ -кілометрової зони відчуження та зони безумовного відселення. Радіаційно забруднені землі потребують проведення оптимізаційних заходів, спрямованих на зменшення додаткового опромінення та забезпечення нормальної господарської діяльності. До них відносять зони добровільного відселення та посиленого радіоекологічного контролю.

Головною проблемою зони відчуження вважається її виведення з господарського використання. Розглянемо види діяльності, які заборонені у зонах відчуження і безумовного (обов'язкового) відселення та умови використання цих земель:

- заборона постійного проживання населення;
- здійснення практичної діяльності з метою одержання товарної продукції;
- перебування осіб, які не мають на це спеціального дозволу, а також залучення до роботи осіб без їх згоди;

- вивезення за межі зон землі, глини, піску, торфу, деревини, а також заготівля і вивезення рослинних кормів, лікарських рослин, грибів, ягід та інших продуктів лісокористування;
- винесення або вивезення із зон будівельних матеріалів і конструкцій, машин і устаткування, побутових речей тощо;
- ведення сільськогосподарської, лісогосподарської, виробничої та іншої діяльності, а також будівництва;
- випас худоби, порушення середовища, перебування диких тварин, спортивне та промислове полювання і рибальство, перегін свійських тварин, сплав лісу тощо;
- будь-яка інша практична і господарська діяльність, яка не забезпечує режим радіаційної безпеки.

Проведення господарської діяльності можливе лише за умови одержання спеціального дозволу Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. В'їзд на територію зони і виїзд з неї дозволяється тільки за спеціальними перепустками з обов'язковим радіоекологічним контролем людей та транспортних засобів.

Найвищі значення вмісту радіонуклідів у атмосферному повітрі зареєстровані поблизу проммайданчику ЧАЕС, де сумарна активність досягала  $3,3 \cdot 10^{-2}$  Бк/м<sup>3</sup>. Забруднення <sup>137</sup>Cs повітряного середовища всіх 54 пунктів радіоекологічного контролю характеризуються швидким спадом його концентрацій у 1986–1988 рр. і повільним зниженням останніми роками.

Під постійним радіоекологічним контролем у 40 спостережних створах та пунктах знаходяться понад 20 водотоків, у тому числі Дніпро, Прип'ять і Уж, 10 водойм. Концентрація <sup>90</sup>Sr у воді р. Прип'яті головно була в межах 0,10-0,25 кБк/м<sup>3</sup>. Невисокі рівні весняного водопілля у 2002 р., при яких не відбувалось суттєвого затоплення заплави, сприяли тому, що максимальні значення концентрації 0,36 кБк/м<sup>3</sup> фіксувались на спаді весняного водопілля, а також у період глибокої літньої межени. Винос <sup>90</sup>Sr у Київське водосховище становив лише 1,77 ТБк. Щільність <sup>137</sup>Cs у поверхневих водах зони відчуження протягом 2002 р. змінювалась у звичайних для останніх років межах 0,05-0,10 кБк/м<sup>3</sup>, зрідка досягаючи значень 0,15 кБк/м<sup>3</sup>. Винос цього радіонукліду за рік становив 0,87 ТБк.

Результати досліджень радіаційного стану еоценових та сеноман-нижньокрейдових водоносних горизонтів не дають підстав для твердження про існуюче їх забруднення радіонуклідами аварійного викиду ЧАЕС. Концентрація <sup>137</sup>Cs у воді водозаборів зони відчуження перебуває в межах 9–16 Бк/м<sup>3</sup>; <sup>90</sup>Sr – 3–13 Бк/м<sup>3</sup>, що практично перебуває на рівні можливості визначення при допустимому рівні вмісту радіонуклідів для питної води по вмісту <sup>90</sup>Sr та <sup>137</sup>Cs – 2000 Бк/м<sup>3</sup>.

Джерелами радіоактивних відходів на території зони відчуження є ґрунтовий покрив, технічні споруди, машини, механізми тощо, які мають високий рівень радіоактивного забруднення і знаходяться на поверхні території зони відчуження або в пунктах тимчасової локалізації радіоактивних відходів. Кількість їх оцінюється у понад 800 одиниць і всі вони на сьогодні недіючі.

Загалом у зоні відчуження проведено дезактивацію території площею понад 30 тис. га, зібрані та захоронені на пунктах «Підлісний», «Ш черга ЧАЕС» та «Буряківка» радіоактивні відходи об'ємом понад 700 тис. м<sup>3</sup>, дезактивовано матеріалів та обладнання близько 9 тис. т та ін. Останніми роками на пункти тимчасової локалізації щороку надходить понад 25 тис. м<sup>3</sup> радіоактивних відходів.

#### **4.5. Чорнобильська катастрофа та її екологічні наслідки**

Однією з найбільш потужних була аварія на Чорнобильській АЕС, яка відбулася 26 квітня 1986 року. Внаслідок руйнування реактора та його активної зони в докільля надійшли десятки мільйонів кюрі радіоактивних речовин. В перші 2–3 доби аварії відбувалося потужне витікання радіоактивних продуктів. Висота струменю радіоактивного викиду 27 квітня перевищувала 1200 м. Всього було два залпових викиди. Витікання високоактивного струменю з активної зони через загоряння графітової кладки реактора продовжувалося на протязі 10 діб. Відбулася сепарація радіоактивності в сторону її збагачення біологічно значимими радіоактивними ізотопами цезію. Викинуті радіоактивні речовини розповсюдилися в західному напрямку, потім струмінь з зони реактора сприяв розповсюдженню забруднень в північно-західному напрямку по території Білорусії, пізніше – на північний схід і схід, на південний захід і південь. Радіоактивність хмари викидів досягла величини 50 млн. кюрі. Зміни в перші 7-10 днів напрямку вітру на 180 градусів призвели до широкого розкиду радіоактивності. В місцях випадання дощів створювалися суттєві плями радіоактивного забруднення. Формування радіоактивного "сліду" і плям продовжувалося весь травень. Помітні випадання радіоактивності з дощами досягли Австрії, ФРН, Італії, Норвегії, Польщі, Румунії, Фінляндії. Тут найбільше забруднення склало біля 1 Кі/км<sup>2</sup> по 137-цезію.

Радіоактивні продукти надходили у водні басейни в результаті осадження на водну поверхню, стоку із забрудненої місцевості, міграції з підземними водами. Загальна забруднена площа по ізолінії 0,2 мР/год в перші дні склала біля 200 тис.км<sup>2</sup>.

Академік Б. Патон повідомив, що більше половини радіоактивних речовин, які були викинуті в атмосферу в результаті аварії, осіло і зосереджено у 30-кілометровій зоні, причому основна маса – на глибині від 1 до 5 см.

Ю. Израель у статті газети “Правда” від 20 березня 1989 року наводить дані: загальна площа зон з рівнем забруднення по цезію-137  $15 \text{ Кі/км}^2$  і більше складає біля 10 тис.  $\text{км}^2$  (2 тис.  $\text{км}^2$  в Росії; 1,5 тис.  $\text{км}^2$  в Україні, включаючи 0,5 тис.  $\text{км}^2$  в зоні відселення; 7 тис.  $\text{км}^2$  в Білорусії, включаючи 3 тис.  $\text{км}^2$  в зоні відселення). На території цієї зони розташовано біля 640 населених пунктів з населенням більше 230 тис. чоловік. Всього із зони відселення евакуйовані в перший рік жителі 186 населених пунктів (116 тис. чоловік), з них на території України – 75 населених пунктів (90 тис. чоловік), Білорусії – 107 населених пунктів (25 тис. чоловік), Росії – 4 населених пунктів (1 тис. чоловік). Законсервоване місто енергетиків Прип’ять.

До 10 травня 1986 року була складена узагальнена карта потужності доз гамма-випромінювання, яка стала базовою для прийняття рішень по евакуації населення (більше 5 мР/год) і встановленню зон відчуження (20 мР/год) і контролю (3–5 мР/год) з тимчасовим відселенням частини населення (вагітних жінок і дітей).

Був введений контроль забрудненості р. Прип’ять і Київського водосховища – джерела водопостачання м. Києва. В перші два місяці після аварії сумарна бета-активність води у Київському водосховищі знаходилася в межах дозволеної норми, яка була встановлена у  $10^{-8} \text{ Кі/л}$ . У Кременчуцькому водосховищі в травні 1986 року концентрація стронцію-90 мала радіоактивність в 100 разів вище встановленої норми. Сильно забрудненими виявилися донні ґрунти на ділянці Київського водосховища, яке прилягає до ріки Прип’ять.

До середини літа 1986 року радіаційна обстановка стабілізувалася, внаслідок того, що проводилися крупно масштабні дезактиваційні роботи, агро меліоративні заходи, внесення в забруднені ґрунти спеціальних речовин, які зв’язують цезій і уповільнюють його переміщення по біологічним ланцюгам. Поступово основними компонентами забруднення залишилися довгоживучі радіонукліди – цезій-137 і стронцій-90.

На початку 1987 року радіоактивність викидів з четвертого блоку складала 3 мКі в день, що в 10 разів менше рівня, який спостерігається при нормальній роботі АЕС.

Чорнобильська спадщина не буде повністю усвідомлена ще багато років. Це був найкороткочасніший викид радіоактивних матеріалів у атмосферу з одного джерела. Катастрофа почалася різким зростанням нейтронного потоку, збільшенням енерговиділення, що призвело до руйнування активної зони реактора, диспергування ядерного палива й різкого підвищення температури. Під час аварії в атмосферу було викинуто до 100% радіоактивних благородних газів, 20–50% ізоотопів йоду, 12–30% ізоотопів цезію  $^{134}\text{Cs}$  і  $^{137}\text{Cs}$  і 3–4% менш легких радіонуклідів (стронцію, цирконію, молібдену, рутенію, церію, плутонію тощо) разом з високорадіоактивними шматками палива і гарячих частинок. Рух радіоактивних хмар, з яких радіонукліди разом з опадами пот-



рапляли на поверхню землі, спричинив формування так званих слідів. Поверхнєве забруднення цезієм-137 охопило понад 25 000 км<sup>2</sup> і близько 2225 людських поселень.



Рисунок 4.2. Карта радіоактивного забруднення ізотопом цезію-137

В Україні підвищення потужності дози опромінення (рис. 4.2) за рахунок <sup>137</sup>Cs у межах 4–20 кБк/м<sup>2</sup> спостерігається на значній частині території країни. Західний слід охоплює Київську та Житомирську області, північну частину Рівненської та північно-східну частину Волинської областей. У цих областях щільність поверхневого забруднення в окремих місцях сягає до 190 кБк/м<sup>2</sup>. Південний слід зумовив забруднення Черкаської, Кіровоградської, частково Вінницької, Одеської та Миколаївської областей. Тут щільність забруднення <sup>137</sup>Cs сягає 100 кБк/м<sup>2</sup>. Від південного сліду відходить слід у західному напрямку, який обумовив забруднення частин Вінницької, Хмельницької, Тернопільської, Івано-Франківської та Чернівецької областей. Тут щільність забруднення <sup>137</sup>Cs сягає 10–40 кБк/м<sup>2</sup>. Значне забруднення виявляється також в західній і північно-західній частинах Чернігівської області, на півночі Сумської області, в Донецькій, Луганській та Харківській областях.

Люди опромінюються трьома способами: через шкіру, дихання та вживання отруєних продуктів. Клінічно найважливішим аспектом опромінення є пошкодження кісткового мозку і дегенерація. Але при катастрофах, подібних

до Чорнобильської, неоднорідне опромінення негативно впливає на інші системи органів, особливо на шкіру. І надалі існує загроза здоров'ю від зараженої питної води і сільськогосподарських продуктів.

Головним випромінювачем радіоактивності є цезій-137. Хімічний аналог кальцію, він концентрується у коров'ячому молоці, яке становить 80% джерела білків для дітей на зараженій території. Лікарі стверджують, що захворювання раком щитовидної залози в українських дітей після Чорнобильської катастрофи зросло в 100 разів, у Білорусії кількість хворих зросла на 36%. Збільшилась також кількість захворювань на лейкоз (рак лімфи), лейкемію (форма білокрів'я), що при нормальних умовах зустрічається дуже рідко.

Зріс також рівень захворювань раком і серед дорослого населення. Найвищий зареєстрований рівень виявився у «ліквідаторів». Спалах інших захворювань, таких, як дифтерія, на ураженій території наштовхує на думку, що ослабла імунна система людей, особливо – дітей.

Важко передбачити загрозу здоров'ю від високої радіоактивності на майбутнє. Систематичні дози опромінення, навіть невисокого рівня, акумулюються клітинами і хромосомами. Заміри, проведені через 8 років після аварії, виявили від 200 до 300 мікрорентгенів за годину, що у 10–15 разів вище від норми.

Чорнобильська катастрофа породила багато проблем, для вирішення яких необхідно багато сотень років. Людство побачило, що воно безсиле перед катастрофами такого масштабу, і це повинно стати жорстоким уроком для нього.

За весь час ядерної епохи аварія на Чорнобильській АЕС вважається найсерйознішим інцидентом (таблиця 4.1), внаслідок чого тривали й тривають досі значні трудомісткі й капіталомісткі аварійні роботи, заходи з реабілітації постраждалих територій (Чорнобильська зона) і населення, яке на них проживало і проживає включно до 2017 року.

У кінці грудня 1978 року на Білоярській АЕС відбулася пожежа, про яку газети розповіли лише через 10 років. З персоналу станції 25 чоловік отруїлися продуктами горіння, обморозилися. Впало покриття машинного залу площею 960 м<sup>2</sup>, збитки склали 280 тис. крб. На щастя порушень активної зони реакторів не відбулося.

В березні 1979 року на АЕС "Три-Майл-Айленд" сталася аварія, внаслідок якої в оточуюче середовище потрапила велика кількість радіоактивних газів, головним чином ксенону-133 та йоду-131. Незважаючи на порівняно незначні масштаби цієї аварії, для ліквідації її наслідків була змінена структура тваринництва і споживання продуктів сільського господарства штату Пенсільванія, що завдало збитків агропромислового комплексу штату на десятки мільйонів доларів.

Таблиця 4.1. Міжнародна шкала ядерних подій з прикладами конкретних радіаційних аварій різних рівнів

Показник рівня небезпечності аварії	Рівень аварії	Приклади конкретних радіаційних аварій різних рівнів
7	Велика аварія (глобальна аварія) з дуже великим збитком	ЧАЕС (1986)
6	Серйозна аварія	«Маяк» (1957) аварія на Першій Фукусімській АЕС (2011)
5	Аварія з ризиком за межами промайданчика	Пожежа на АЕС в Уїндскейлі (1957), аварія на АЕС «Три-Майл-Айленд» (1979)
4	Аварія без значного ризику за межами промайданчика	Аварія на АЕС в Уїндскейле (1973), аварія на АЕС «Сен-Лорен» (1969, 1980), в Буенос-Айресі (1983)
3	Серйозний інцидент	Аварія на АЕС «Селлафілд» (2005), аварія на атомному підводному човні К-19 (4 липня 1961 року)
2	Інцидент	
1	Аномалія	
0	Нижче шкали – несуттєво для безпеки	

В жовтні 1982 року загорілося обладнання на Вірменській АЕС. Пожежу гасили добу. Була загроза знищення систем безпеки реактора.

### *Радіаційно небезпечні об'єкти України*

До радіаційно небезпечних об'єктів України слід віднести 63 радіоізотопні лабораторії з їх обладнанням, близько 20 барботерів для одержання радону у лікарнях, які працюють зі штучним радоном. Необхідно враховувати те, що працює 10 тисяч рентгенівських установок та флюорографів, значна частина яких морально застаріла. Щороку на них проводять 48 млн. процедур.

В Україні розташовані 5 АЕС з 13 ядерними блоками: Чорнобильська атомна електростанція (ЧАЕС) – у місті Прип'ять (Київська обл.); Південноукраїнська атомна електростанція – у місті Южноукраїнськ (Миколаївська обл.) 3 атомних енергоблоки; Хмельницька атомна електростанція – у місті Нетішин на Хмельниччині, 2 атомних енергоблоки; Запорізька атомна електростанція – у місті Енергодар (Запорізька область); найбільша в Україні (і в Європі) 6 атомних енергоблоків і Рівненська атомна електростанція – у місті Вараш, 4 атомних енергоблоки.

До радіаційно небезпечних об'єктів можна віднести також місця захоронення радіоактивних відходів. В Україні 22 пункти захоронення і 6 комбінатів по переробці відходів (Київ, Донецьк, Одеса, Дніпропетровськ, Харків, Львів). Поряд з цим у 30-кілометровій зоні розташовано понад 800 неорганізованих захоронень.

### ***Радіаційна ситуація в аграрній сфері***

Аварія на Чорнобильській АЕС ще й названа сільськогосподарською через ряд аргументів. По-перше, вона трапилась у зоні розвинутого землеробства і до 70% населення тут складають сільські жителі. По-друге, сільські жителі за рахунок споживання здебільш продуктів місцевого виробництва стали категорією населення, яке отримує найбільшу (у 2–5 разів) дозу опромінення у порівнянні з мешканцями великих міст, та по-третє, реалізація радіозахисних заходів, у сільському господарстві є найбільш ефективною мірою зменшення дози опромінення людини за рахунок зменшення кількості радіонуклідів в продуктах харчування.

З урахуванням досвіду попередніх радіаційних аварій щодо мінімізації наслідків в аграрній сфері, були розроблені системи контрзаходів, які дозволять зменшити вміст радіонуклідів в продукції у 1,5–10 разів. В рослинництві – це вапнування кислих ґрунтів, внесення підвищених рівнів калійних і фосфорних добрив, органічних добрив, заміна видів і сортів рослин, що вирощуються традиційно, на такі, що менше накопичують радіонуклідів, та деякі інші. В тваринництві – це покращення кормової бази за рахунок поліпшення кормових угідь, зміни у складі раціонів годівлі, додавання деяких мінеральних солей, ентеросорбентів, які блокують усмоктування радіонуклідів у шлунково-кишковому тракті, перевід худоби перед забоєм на відносно чисті від радіонуклідів корми. За їх впровадження вміст радіонуклідів в продукції рослинництва і тваринництва надійно може бути знижений в 1,5–5 разів. Відповідно, у 1,5–3 рази може бути зменшена доза опромінення людини. Максимум практичної реалізації цих заходів приходить на післяаварійні 1988 – 1991 рр. У подальшому їх обсяги поступово зменшувалися і на даний час практично зведені нанівець. Невжиття контрзаходів в зонах проживання збільшує рівні внутрішнього опромінення мешканців до рівня 1988 – 1989 років.

Проте, продукція сільського господарства натеper в основному відповідає державним гігієнічним нормативам (ДР-2006). Натеper в Україні залишається лише 10–20 сіл, де питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в молоці і м'ясі постійно їх перевищує (100 і 200 Бк/кг відповідно) у 3–10 разів і до 100 населених пунктів, у яких середній рівень забруднення молока може їх перевищувати періодично. Разом з цим, на півночі Рівненської області є випадки перевищення нормативів за  $^{137}\text{Cs}$  в овочах (40 Бк/кг) і картоплі (60 Бк/кг), що вирощувався на торф'яниках. Так, за даними УкрНДІ сільськогосподарської радіології у

с. Єльне, де щільність забруднення території складає лише близько 100 кБк/м<sup>2</sup> за <sup>137</sup>Cs, його питома активність у 2010 р. у картоплі досягала 270, буряках столових – 70 і моркві – 90 Бк/кг. Вміст <sup>137</sup>Cs у сухих грибах, зібраних в околицях села, досягав 40 кБк/кг за допустимого рівня 2,5 кБк/кг.

Питома активність <sup>90</sup>Sr в сільськогосподарській продукції на всій території країни за межами зони відчуження у теперішній час відповідає вимогам ДР-2006 і не викликає занепокоєння. Виняток складає лише продовольче зерно, що отримується на бідних дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах північної частини Іванківського району Київської області на території зони добровільного гарантованого відселення. Тут питома активність <sup>90</sup>Sr в зерні перевищує ДР-2006 щодо забруднення харчового зерна, який складає 20 Бк/кг, удвічі. Це стало наслідком недостатньої реалізації у рослинництві вищезгаданої системи контрзаходів.

Проте відповідність вмісту радіонуклідів в продукції прийнятим нормативам ще не є свідченням повного благополуччя. І <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs – це штучні радіонукліди, яких в природі немає. Вони з'явилися у середовищі з першими випробуваннями атомної зброї у результаті поділу ядер урану і кількість їх в продуктах харчування напередодні аварії на Чорнобильській АЕС була у десятки разів менше, ніж це допускають діючі нормативи. І тут слід нагадати основне положення радіаційної біології: «Немає нешкідливих доз іонізуючої радіації; теоретично достатньо одного попадання високоенергетичної ядерної частинки чи кванту в молекулу ДНК – мішень дії радіації, щоб викликати в ній мутацію». Це так званий «принцип безпорогової дії іонізуючого випромінювання», якого дотримується переважна більшість радіобіологів і радіоекологів.

Опромінення біоти за рахунок додаткового  $\gamma$ -,  $\beta$ - і  $\alpha$ - випромінювання <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr а також <sup>239</sup>Pu і <sup>241</sup>Am може зумовити збільшення прояву певних радіобіологічних ефектів, таких як – зміни у біоценозах.

### ***Зміни у біоценозах***

За роки, що минули після аварії, видовий склад біоценозу, як і співвідношення між окремими його компонентами, на певних територіях поблизу станції суттєво змінився. Проте, ці зміни в основному зумовлені змінами в характері господарювання – різким обмеженням сільськогосподарської діяльності аж до повного її припинення і зниженням в багато разів антропогенного впливу. Взагалі на фоні багатогранної діяльності людини, як правило, дуже важко виділити вплив того чи іншого чинника на прояв окремих біологічних ефектів, в т.ч. і на зміни у біоценозі. І навпаки, практично повне припинення господарчої діяльності, як це трапилося в зоні аварії, котре супроводжувалося евакуацією населення і вивезенням великого поголів'я свійських тварин, спричинило у досить короткий строк до дуже інтенсивних змін хара-

ктеру рослинності не тільки в колишніх агроценозах, але й у природних фітоценозах, зооценозах, мікроценозах і біоценозі в цілому. І все таки одним з основних діючих факторів на біоту в зоні аварії слід вважати іонізуючу радіацію.

При дії іонізуючих випромінювань на угруповання організмів різних таксономічних груп навіть у порівняно невисоких дозах, далеких від рівня летальних для найбільш радіочутливих компонентів біоценозу, в його структурі можуть відбуватися значні зміни. Це пояснюється тим, ще навіть незначне пригнічення росту і розвитку, репродуктивної здатності одного-двох видів може супроводжуватись порушенням ценотичних зв'язків і забезпечити сприятливі умови для розвитку інших видів. У цій ситуації більш небезпечним для біоценозу може бути тривале хронічне опромінення, ніж разове гостре, так як, діючи на рослину чи тварину протягом багатьох послідовних поколінь, воно може призводити до накопичення поступових відхилень в розвитку того чи іншого виду. Після ж гострого опромінення порушення у біоценозі в наступні роки можуть відновлюватись. Безсумнівно, головним чинником, що спричиняє порушення ценотичних зв'язків у біоценозі є реакції найбільш радіочутливих видів. Показано, що випадіння найрадіочутливіших видів рослин спостерігається вже при потужності дози 2–10 Гр/добу. Проте, описані випадки збіднення флори у зоні аварії за рахунок порівняно радіостійких видів, таких як грястиця, конюшина, іван-чай, куколиця та інших іноді на тлі умовно квітнучих більш радіочутливих видів. Показано, що деякі види рослин, маючи високу здатність до накопичення основних дозоутворюючих радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , в умовах одного фітоценозу за рахунок внутрішнього опромінення можуть отримувати дози значно більш високі, ніж інші види, в т.ч. ті, що мають більш високу радіочутливість.

Постійне опромінення популяцій різних груп організмів може призводити до генетично детермінованих змін, як в їх структурі, так і на рівні морфологічних особливостей окремих організмів. Це може бути зумовлене часом цілком нейтральними мікромутаціями, що визначають найдрібніші зміни в організмі, такі як розміри і пропорції тіла та окремих органів, їх форми і забарвлення, незначні відмінності у рівнях метаболізму, функціонування окремих систем. Подібні особливості спостерігаються у диких тварин зони відчуження ЧАЕС з самого початку післяаварійного періоду до теперішнього часу. Насамперед, це підвищений рівень епігенетичної мінливості деяких видів комах, підвищений рівень хромосомних аберацій в клітинах критичних органів рослин, комах і ссавців, мінливість окремих краніологічних ознак і процесів температурного гомеостазу у мишоподібних. Такі ефекти, зумовлені дією іонізуючої радіації, збільшуючи генетичну різноманітність популяцій і сприяючи більш вищому рівню адаптації до змінених умов існування, мо-

жуть призводити до прискорення мікроеволюційних процесів навіть при дуже низьких дозах. Їх наслідки передбачити важко.

Ценогічні зміни можуть відбуватися не тільки при інгібуючих дозах випромінювань, а й при стимулюючих, які в сотні разів менші за летальні дози. Посилення розвитку одних видів внаслідок прояву радіаційного гормезису створює для них певні переваги у біоценозі, що може супроводжуватись погіршенням умов для розвитку інших його компонентів аж до їх випадіння.

### Контрольні запитання

1. Головні джерела природної радіоактивності в Україні.
2. Головні техногенні джерела іонізуючого випромінювання в Україні.
3. Географія радіоактивного забруднення довкілля в Україні.
4. Особливості радіоактивного забруднення території України  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Плямистість забруднення радіонуклідами.
5. Географія радіоактивного забруднення водних екосистем України. Забруднення радіонуклідами дніпровського каскаду.
6. Сучасний радіаційний стан і структура зони відчуження.
7. Чому ізотопи  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  мають особливу небезпеку, як для людини так і для навколишнього середовища?
8. Назвіть найпотужнішу АЕС у Європі на 2017 рік.

### Літературні джерела за темою

1. Біленко І. І. Фізичний словник. – К. : Вища школа, 1979. – 336 с.
2. Булавін Л. А., Тартаковський В. К. Ядерна фізика. – К. : Знання, 2005. – 439 с.
3. Вербельчук С. П. Аналіз рівня забруднення  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  прісноводної риби та її внесок у формування дози внутрішнього опромінення сільських споживачів / С. П. Вербельчук // Вісник ДАУ. – 2003. – № 1. – С. 301 – 306.
4. Волкова О. М. Формування радіонуклідного забруднення іхтіофауни прісноводних водойм України / О. М. Волкова // Наук. вісник Національного аграрного університету – К., 2006. – № 102. – С. 53 – 60.
5. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіонти зони відчуження / М. І. Кузьменко, В. Д. Романенко, В. В. Деревець [та ін.] // Радіонукліди у водних екосистемах України. – Київ: Чорнобильінтерінформ. – 2001. – 318 с.
5. Гродзинський Д. М. Природна радіоактивність рослин і ґрунтів. – Київ: Наукова думка, 1965. – 216 с.
6. Динамика содержания стронция-90 и радиоцезия в воде водоёмов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / А. Е. Коглян, В. Г. Кленус, М. И. Кузьменко [и др.] // Гидробиологический журнал. – 2005. – Т. 41, № 3. – С. 89 – 98.

7. Зарубін О. Л. Радіоактивне забруднення водних рослин і тварин р. Прип'ять / О. Л. Зарубін, О. О. Заліський // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – Київ: Чорнобильінтерінформ, 2002. – № 1 (19). – С. 39 – 47.
8. Кленус В. Г. Опыт использования экологической классификации и обоснование экологических нормативов качества поверхностных вод Украины по критериям специфических показателей радиационного действия / В. Г. Кленус // Гидробиологический журнал. – 2002. – Т. 38, № 4 – С. 93 – 102.
9. Проблеми і перспективи ведення рибного господарства в поліській зоні України / П. Г. Шевченко, М. Ю. Євтушенко, О. М. Волкова [та ін.] // Поліське село: соціоекологічний та духовний виміри. – К.: Міленіум, 2007. – С. 44 – 72.
10. Радіоекологічні дослідження деяких річок Житомирської області / О. М. Волкова, В. В. Беляєв, В. Г. Кленус [и др.] // Ядерна фізика та енергетика. – 2006. – № 2 (18). – С. 110 – 114.
11. Физика. Большой энциклопедический словарь / Гл. ред. А. М. Прохоров. – 4-е изд. – Москва: Большая Российская энциклопедия, 1999. – С. 874 – 876. – ISBN 5-85270-306-0.(рос.)
12. Garlsson S. Cesium-137 in a dysoligotrophic lake / S. Garlsson // A radioecological field study. – 1976. – P. 32 – 41.
13. Gudkov D. I. Radionuclides in components of aquatic ecosystems of the Chernobyl accident restriction zone / D. I. Gudkov, M. I. Kuzmenko, S. I. Kireev // 20 Years after the Chernobyl Accident: Past, Present and Future. – New York: Nova Science Publishers, 2006. – P. 265 – 285.
14. Kulikov N. V. Continental Radioecology (Soil and Freshwater Ecosystems) / N.V.Kulikov, I. V. Molchanova. – М.: Nauka, 1982. – 174 p.
15. Lerman A. Strontium-90 – diffusional transport in sediments of the Great Lakes / A.Lerman, H. Taniguchi // J. Geophys. Res. – 1972. – vol. 77. – N 3. – P. 474 – 481.



## 5. ХАРАКТЕРИСТИКА ЯДЕРНИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ. ВИМІРЮВАННЯ АКТИВНОСТІ І РОЗРАХУНОК ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ

### 5.1. Спектри ядерних випромінювань

Однією з найважливіших характеристик ядерного випромінювання є енергетичний спектр. Енергетичний розподіл частинок, які випромінюються ізольованими “спокійними” атомами називають *природним спектром* (або природною формою ліній).

Енергетичний розподіл частинок є найбільш важливим як при розв’язанні фундаментального завдання ядерної фізики – вивчення структур ядер, так і при вирішенні більшості прикладних завдань – питань дозиметрії, радіометрії, захисту від випромінювання тощо.

Розглянемо деякі поняття, які найчастіше використовуються при розгляді енергетичних спектрів.

Спектр випромінювання, який відноситься до одного переходу між дискретними енергетичними рівнями або ділянки в спектрах, які можна охарактеризувати певною енергією, називають *спектральною лінією*. Форма спектральної лінії характеризує випромінювання, яке відноситься до одного енергетичного переходу ядра (нукліда). Кожному хімічному елементу відповідає свій набір спектральних ліній, за яким його можна ідентифікувати (таблиця 5.1).

Таблиця 5.1. Ядерно-фізичні характеристики деяких радіонуклідів

Радіонуклід	Енергія випромінювання, кеВ	
	$\beta$ - частинок (вихід, %)	$\gamma$ - квантів (вихід, %)
Mn-54	–	834,8 (99,9)
Sr-90	546 (100)	–
I-131	247,9 (2,13)	80,2 (2,6)
	333,8 (7,3)	284,3 (6,0)
	606,3 (89,5)	364,5 (80,6)
		636,9 (7,2)
		722,9 (1,8)
Cs-137 + Ba-137	511,7 (94,8)	661,6 (85,3)
	1173,4 (5,2)	

Однією з найважливіших характеристик форми спектральної лінії є *ширина лінії* – ширина розподілу частинок за енергіями біля середнього значення  $E$ , яка виміряна на половині висоти цього розподілу.

Ернест Резерфорд експериментально встановив ще в 1899 році, що солі урану випромінюють 3 типи променів, які по-різному відхиляються в магнітному полі:

- промені першого типу відхиляються так само, як потік позитивно заряджених частинок. Їх назвали альфа-променями;
- промені другого типу відхиляються в магнітному полі так само, як потік негативно заряджених частинок (в протилежну сторону), їх назвали бета-променями;
- і промені третього типу, які не відхиляються магнітним полем, назвали гамма-променями.

Спектр  $\alpha$ - і  $\gamma$ -випромінювань переривисті або «дискретні», а спектр  $\beta$ -випромінювання – неперервний.

Енергетичні спектри розрізняються за видом частинок, спектри яких досліджуються. Розрізняють  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ - спектри, спектри нейтронного випромінювання, спектри рентгенівського випромінювання тощо. Розглянемо приклади енергетичних спектрів основних видів ядерного випромінювання.

### *Альфа-спектри*

Альфа-частинки утворюються в основному при ядерних реакціях і при розпаді радіоактивних ядер. Спектри  $\alpha$ - частинок, які утворюються при ядерній реакції, визначаються схемою рівнів відповідного залишкового ядра і максимальною енергією його збудження. В реакції  $A(a,\alpha)B$ , де  $A$  – вихідне ядро;  $a$  – ядро, яке падає;  $B$  – ядро-продукт реакції, максимальна енергія  $E^{\max}$   $\alpha$ - частинок (як і максимальна енергія збудження залишкового ядра) рівна:

$$E^{\max} = E_a + Q = E_\alpha + E_B^*,$$

де  $E_a$ ,  $E_\alpha$  – кінетична енергія частинок  $a$  і  $\alpha$  в системі;  $Q$  – енергія (теплота) реакції;  $E_B^*$  – енергія збудження залишкового ядра-продукту реакції.

Спектр  $\alpha$ - випромінювання, який утворюється при  $\alpha$ - розпаді, є дискретним.

1. Основний вид розпаду – це розпад, при якому переходи здійснюються тільки між основними станами. В спектрі спостерігається лише одна лінія.

2. Можливий розпад, при якому відбуваються також переходи на збуджені рівні (при цьому енергія  $\alpha$ - частинок зменшується приблизно на  $E_{\text{збуд}}$ , тому такі  $\alpha$ - частинки називають короткопробіжними). В спектрі додатково з'являються декілька ліній, інтенсивність яких швидко падає зі збільшенням  $E_{\text{збуд}}$ . Так при збільшенні  $E_{\text{збуд}}$  на 0,5 МеВ інтенсивність ліній падає в 100-10000 разів. Додаткові лінії утворюють так звану тонку структуру  $\alpha$ - спектрів.

3. Наступний вид розпаду – це розпад зі збуджених рівнів материнського ядра. Енергія частинок, які випущені ядром зі збудженого рівня зростає приблизно на  $E_{\text{збуд}}$ , і в цьому випадку говорять про довгопробіжні  $\alpha$ - частинки. Їх інтенсивність, як правило, дуже мала через велику ймовірність попередніх  $\gamma$ - переходів на основний стан в материнському ядрі.

Розрізняють три види  $\alpha$ - розпаду і відповідних ним енергетичних спектрів (рисунок 5.1):

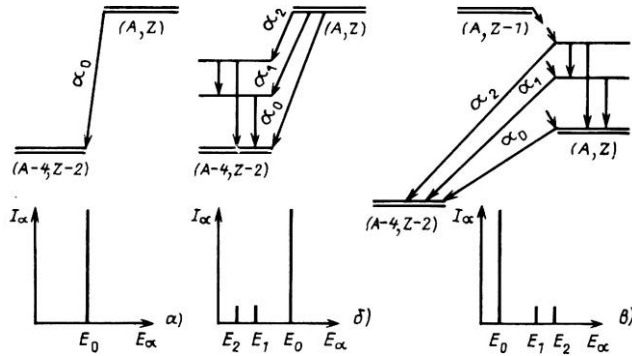


Рисунок 5.1. Основні види схем  $\alpha$ - розпаду і відповідні їм лінійчаті  $\alpha$ - спектри: а) моноенергетичний спектр; б) схема утворення короткопробіжних  $\alpha$ - частинок; в) схема утворення довгопробіжних  $\alpha$ - частинок.

Необхідно зауважити, що реальні спектри  $\alpha$ - джерел спотворені в порівнянні зі спектрами емісії через поглинання частинок енергії в джерелі. В спектрі з'являється довгий хвіст в області малих енергій, який пов'язаний зі значними втратами енергії  $\alpha$ - частинками, які вилітають із джерела під великими кутами до поверхні.

### Бета-спектри

Беккерель довів, що  $\beta$ - промені є потоком електронів.  $\beta$ - розпад – прояв слабкої взаємодії. Основними процесами, при яких випромінюються  $\beta$ - частинки або електрони є: радіоактивні перетворення ядер і взаємодія фотонного випромінювання з речовиною. Енергія, яка виділяється при  $\beta$ - розпаді, розподіляється між трьома частинками, тому енергетичний спектр  $\beta$ - частинок суцільний і простягається від  $E_\beta = 0$  до  $E_\beta^{\max} = Q_\beta - (E_{\text{окр}} + m_\nu c^2)$ .

Середня енергія  $\beta$ - спектру приблизно рівна  $E_\beta^{\max} / 3$ . Спектр  $\beta$ - джерел може суттєво спотворюватися через втрату енергії при взаємодії з матеріалом джерела. При цьому змінюється форма спектру в усьому енергетичному діапазоні.

Лише невелика частина  $\beta$ - радіоактивних нуклідів є чистими  $\beta$ - випромінювачами, тобто перехід у них відбувається тільки в основний стан.

До таких радіонуклідів відносяться:  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{31}\text{P}$ ,  $^{35}\text{S}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{204}\text{Tl}$ ,  $^{210}\text{Bi}$ . Але навіть з них неможливо виготовити джерело без фотонного випромінювання: виникає гальмівне випромінювання в матеріалі джерела і підложки та харак-

теристичне випромінювання при перебудові атому, в ядрі якого відбувся  $\beta^-$ -перехід, а  $\beta^+$ -перехід додатково супроводжується анігіляційним  $\gamma$ -випромінюванням.

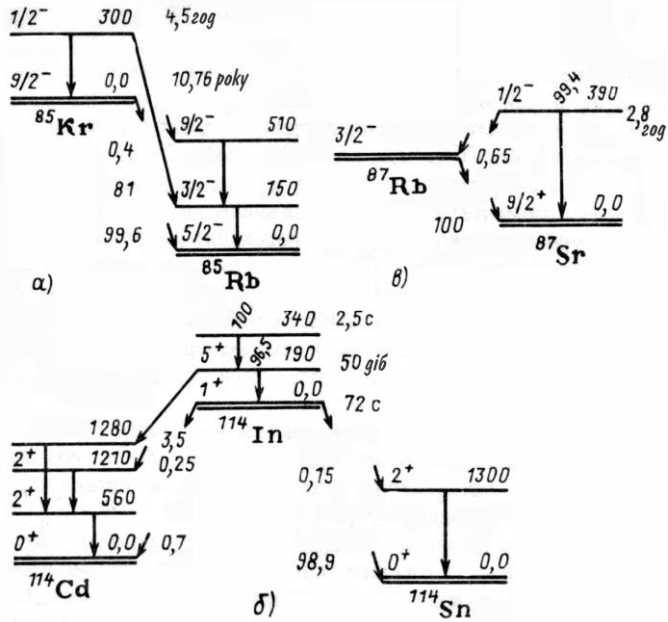


Рисунок 5.2. Схема  $\beta^-$ -розпаду ізотопів.

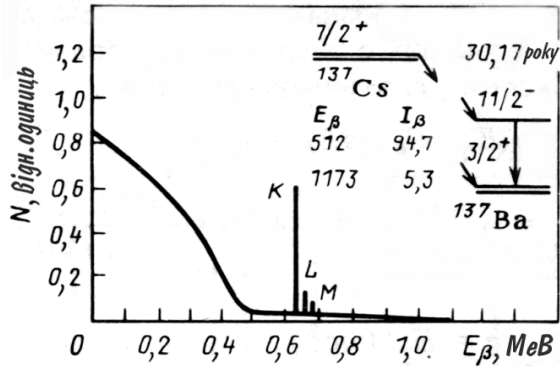


Рисунок 5.3. Схема розпаду  $^{137}\text{Cs}$  і спектр вилітаючих при цьому  $\beta^-$ -частинок і електронів конверсії.

Переважно  $\beta$ - розпад відбувається із порівнянними ймовірностями переходів також і на збуджені рівні (часто їх більше десяти, причому перехід у основний стан може бути взагалі відсутнім) і, таким чином,  $\beta$ - випромінювання майже завжди супроводжується  $\gamma$ - випромінюванням (рисунок 5.2), яке звичайно є в експериментах фоном, від якого важко позбутися. Сам  $\beta$ - спектр у цьому випадку також є складним і складається з кількох компонентів з різними енергіями. Відмінність граничних енергій окремих компонентів визначається енергетичним інтервалом між рівнями дочірнього ядра, на яке йдуть відповідні  $\beta$ - переходи.

Електромагнітні переходи зі збуджених рівнів супроводжуються, як правило, вильотом конверсійних електронів, електронів Отже і електрон-позитронних пар, спектри яких мають дискретний характер. Таким чином, повний  $\beta$ - спектр нукліда часто є змішаним і крім неперервної складової може мати кілька дискретних компонентів. У якості прикладу на рисунку 5.3 приведено  $\beta$ - спектр  $^{137}\text{Cs}$  разом з конверсійними лініями.

### *Рентгенівські і $\gamma$ спектри*

Гамма промені – це електромагнітні хвилі із довжиною меншою за розміри атома, які утворюються зазвичай при переході ядра атома із збудженого стану в основний стан. При цьому кількість нейтронів чи протонів у ядрі не змінюється, а отже ядро залишається тим самим елементом.

Після випромінювання радіоактивним ядром електрона або позитрона при бета-розпаді, альфа-частинки при альфа-розпаді дочірнє ядро утворюється у збудженому стані, з енергією більшою ніж у основного стану. Час життя ядра у збудженому стані малий ( $10^{-10} - 10^{-16}$  сек.). За цей час ядро втрачає частину або всю енергію збудження, переходить з початкового стану з більшою енергією в кінцевий, випускаючи при цьому гама-кванти. Їх енергія дорівнює різниці енергій початкового і кінцевого станів. Ядро може переходити зі збудженого стану в основний різними шляхами, через різні стани з енергіями, проміжними між початковою і кінцевою.

При цьому для кожного шляху випускаються гамма-кванти різних енергій. Ймовірність реалізації кожного шляху розпаду різна і визначається характеристиками збуджених станів. В результаті розпад радіонукліду супроводжується випусканням гама-випромінювання різних енергій та інтенсивностей, характерних для кожного радіонукліду і які визначаються схемою розпаду. В кожній схемі розпаду може бути цілий ряд переходів з випусканням гама-квантів, тобто розпад ядра супроводжується цілим енергетичним спектром. Треба враховувати, що на кожний розпад випускається певна кількість гама-квантів. Так наприклад, для  $^{134}\text{Cs}$  на кожні 100 розпадів випускається в середньому 98,1 гама-кванти з енергією 604,7 кеВ; 85,7 – з енергією 795,8 кеВ; 15,6 – з енергією 569,3 кеВ.

Середня величина виходу гамма-випромінювання на 100 розпадів називається **квантовим виходом гамма-випромінювання даної енергії**.

Енергії і квантові виходи гамма-випромінювання, яке випромінюється при розпаді радіонуклідів, залежить тільки від характеристик ядер і не залежить від хімічного складу сполуки (до якої входить радіонуклід), температури, тиску тощо.

Таким чином, **енергії гамма-квантів, які супроводжують розпад, визначають тип радіонукліда, а їх інтенсивності визначають його активність**. Дана особливість гамма-випромінювання лежить в основі методів визначення активності радіонуклідів по вимірним спектрам  $\gamma$ - випромінювання.

Основними процесами, при яких відбувається випромінювання рентгенівських і  $\gamma$ - квантів, є розрядка збуджених станів атомів і ядер, розпад або анігіляція елементарних частинок і гальмування заряджених частинок.

Спектр  $\gamma$ - випромінювання, яке утворюється при розрядці збуджених станів ядер, завжди є дискретним.

Рентгенівське випромінювання атомів, збуджених при електронному захваті або внутрішній конверсії, має ряд дискретних ліній. Як правило, найбільш інтенсивними є лінії К- серії, які відповідають переходам електронів з ближніх оболонок (L, M, ...). Лінії різних ізотопів елементів мають лише незначно відмінні енергії, тому рентгенівські спектри, які отримують при збудженні атомів з природною сумішшю ізотопів, володіють складною структурою.

## 5.2. Загальна характеристика детекторів ядерних випромінювань

**Радіоактивність** – явище мимовільного перетворення нестійкого ізотопу хімічного елементу в інший ізотоп шляхом випромінювання гамма-квантів, елементарних частинок або ядерних фрагментів, інакше випромінювання радіонуклідом в оточуюче середовище  $\alpha$ -,  $\beta$ - та  $\gamma$ -променів. Кількість частинок, випущених у всіх напрямках в одиницю часу, визначається схемою розпаду даного радіонукліду і його вмістом у зразку. Тому для визначення активності радіонуклідів в об'єктах вимірюють інтенсивність їх випромінювання.

При реєстрації частинок або гамма-квантів необхідно враховувати, що вони реєструються не всі. При радіоактивному розпаді частинки випромінюються у всіх напрямках, в усіх трьох вимірах ( $360^\circ$ ) і в детектор потраплять тільки ті, які випущені в напрямку детектора. Кількість таких частинок визначається розмірами зразка і детектора, їх взаємним розташуванням. Випущені частинки можуть бути поглинуті в корпусі, вхідному вікні детектора або сигнал в останньому буде занадто малий, щоб реєструючий пристрій його

го порахував. Таким чином, не всі випущені при розпаді частинки будуть зареєстровані, а певна частина їх, тобто **активність зразка пропорційна кількості зареєстрованих детектором в одиницю часу частинок  $n$**

$$Q = K_T \cdot n$$

Коефіцієнт  $K_T$  визначається вказаними вище факторами і може бути розрахований. Один із способів визначення  $K_T$  полягає у порівнянні швидкості рахування  $n_e$  для еталону (зразка з відомою активністю  $Q_e$ ) і швидкості рахунку для зразка, який аналізується  $n$  з активністю  $Q$ :

Необхідно підкреслити, що еталон і зразок, який аналізується вимірюють в однакових умовах. Їх активність визначається однаковими або близькими за фізичними характеристиками радіонуклідами.

$$\frac{Q}{Q_e} = \frac{n}{n_e} \quad K_T = \frac{Q_y}{n_e} \quad Q_e = K_T * n_e \quad Q = Q_e \frac{n}{n_e}$$

Визначення активності зразка шляхом порівняння інтенсивності зареєстрованого детектором випромінювання, яке випромінюється зразком і еталонном, є основою більшості методів радіометрії.

Головна мета цих методів – визначення питомої активності кожного  $i$ -го радіонукліду в об'єктах контролю  $q_i$ , яка визначається як активність радіонукліду в одиниці маси зразка:

$$g_i = \frac{Q_i}{m}$$

Питома активність виражається у Бк/кг (Бк/л), Кі/кг.

Різні радіонукліди володіють різною біологічною дією, тому важливо знати питому масову активність кожного радіонукліду. вирішувати це можливо тільки методами, які мають вибіркочувливість до випромінювання різних радіонуклідів. Найефективніший метод – метод гамма-спектрометрії.

Дія детекторів, які реєструють ядерні випромінювання, базується на вторинних процесах, що супроводжують взаємодію випромінювань з речовинами. В результаті взаємодії з випромінюванням на виході детектора з'являється зручний для реєстрації і подальшої обробки сигнал. Заряджені частинки і  $\gamma$ -кванти взаємодіють з електронами атомів і молекул, збуджуючи і іонізуючи їх, а також викликаючи додаткові ефекти. Результатом взаємодії зарядженої частинки або  $\gamma$ -кванту з речовиною (газ, рідина, тверде тіло) буде поява позитивних і негативних зарядів, або світлового сигналу.

Вимоги до детекторів залежать від того, які частинки і в якому діапазоні енергій вони повинні реєструвати. Можна лише реєструвати частинки не визначаючи їх типи, а можна і визначати типи частинок, вимірювати їх енергії, просторовий розподіл тощо. Детектори є вхідними частинами:

- спектрометрів, якими можна визначити типи і кількість окремих частинок;
- радіометрів, які реєструють інтенсивність потоків, не розділяючи окремих частинок;
- дозиметрів, які вимірюють дози випромінювання.

В той же час є деякі загальні характеристики усіх детекторів, які не залежать від принципу роботи, за якими можна визначити придатність для вирішення тієї чи іншої задачі.

Розглянемо *загальні характеристики детекторів*:

**1. Функція відгуку** – визначає зв'язок між властивостями частинки, яка реєструється і характеристиками вихідного сигналу. Знаючи цю функцію можна за характеристиками сигналу визначити параметри випромінювання. Функція відгуку може залежати одразу від деяких параметрів і бути складною. Аналітичний вираз для неї громіздкий, тому на практиці користуються таблицями і графіками.

**2. Чутливість детектора** – визначається мінімальним вторинним ефектом, який може бути зареєстрований. Вона залежить від мінімальних заряду, спалаху, довжини треку та ін., для яких функція відгуку (вихідний сигнал) вище фону. *Мінімальну енергію, при якій частинка ще реєструється, іноді називають порогом чутливості.* В багатьох детекторах при попаданні в них частинок виробляється електричний імпульс, який необхідно підсилити. В цьому випадку чутливість залежить від амплітуди шумів електроніки.

**3. Ефективність приладу** – відношення кількості зареєстрованих частинок до числа частинок, які потрапляють до чутливого об'єму приладу. Ефективність залежить від параметрів приладу, типу і енергії частинок, які реєструються. Вона може змінюватися від декількох відсотків до 100%. Залежність ефективності від енергії у випадку реєстрації нейтронів або  $\gamma$ -квантів пов'язана із залежністю від енергії взаємодії цих частинок і речовини детектора. Її оцінюють за формулою:

$$\varepsilon = \frac{N_{\text{rech}}}{N_0} = 1 - e^{-\sigma_0 n R_0},$$

де  $N_{\text{rech}}$  – кількість частинок, що провзаємодіяли з речовиною детектора;  $N_0$  – кількість частинок до проходження через детектор;  $\sigma_0$  – переріз взаємодії частинок з речовиною детектора;  $R_0$  – товщина детектора.

Ефективність  $\varepsilon$  визначає імовірність отримання на спектрометрі сигналу при потраплянні частинок у чутливий об'єм детектора. Вона фактично визначається імовірністю взаємодії частинки з матеріалом чутливого об'єму детектора і імовірністю того, що ця взаємодія призводить до утворення сигналу на



виході. Ефективність  $\epsilon$  приладів реєстрації визначається ефективністю їх детектора.

**4. Енергетичне розділення** – характеризує мінімальну різницю в енергіях двох груп частинок, при якому їх реєструють як частинки з різними енергіями. Воно визначається як відношення ширини піку енергетичного розподілу зареєстрованих монохроматичних частинок  $\Delta E$  (на половині висоти) до їх енергії  $E$ .

**5. Часове розділення** – визначається мінімальним інтервалом часу  $\Delta t$  між послідовними надходженням в детектор двох частинок, при якому вони реєструються окремо, тобто як дві частинки. Часове розділення визначається часовими характеристиками функції відгуку. Вони в свою чергу залежать від фізичних процесів, на яких основана робота детектора.

**6. Вибіркова здатність** – властивість детектора реєструвати частинки певного виду. Вибірковість детектора – це відношення ефективності (або світлосили  $L$ ) детектора для досліджуваного випромінювання до ефективності (або світлосили  $L_\phi$ ) для супутнього (фоновий) випромінювання. Добре сконструйований детектор повинен мати  $L/L_\phi \gg 1$ .

### 5.3. Види детекторів ядерного випромінювання

Типи детекторів можливо поділити на чотири типи.

1. Детектори індивідуального захисту: електроскоп, дозиметр.
2. Детектори треків: фотопластинка, камера Вільсона, бульбашкова камера, іскрова камера.
3. Газорозрядні камери: лічильник Гейгера.
4. Твердотільні детектори: напівпровідниковий детектор, сцинтиляційний лічильник, Черенковський лічильник, детектор перехідного випромінювання. Розглянемо принцип роботи деяких з них.

**Газорозрядні детектори** (лічильники). При збільшенні прикладеного до циліндричного лічильника напруги  $U_0$  коефіцієнт газового підсилення буде постійно зростати і в якийсь момент стане настільки великим, що кількість фотоелектронів, які виникають на катоді викличе незгасаючі за амплітудою імпульси, тобто в лічильнику відбудеться газовий розряд. Напруга, при якій починається газовий розряд, називається напругою запалювання  $U_{\text{зап.}}$ , а газовий розряд – коронним. Режим коронного розряду можна використовувати для рахування частинок (але не для вимірювання їх енергії, для чого після кожного імпульсу розряд необхідно гасити).

Загальним недоліком всіх газонаповнених детекторів є те, що їх практично неможливо використовувати для вимірювання енергії довгопробіжних частинок. Проблема спектрометрії останніх можна вирішити за допомогою детектора, робочим тілом якого є рідина або тверде тіло.

**Магнітні детектори.** Принцип дії всіх приладів для вимірювання енергій заряджених частинок за їх відхиленням у магнітному полі оснований на тому, що магнітне поле створює просторове розділення цих частинок за імпульсами, тобто радіус кривизни траєкторії тим більше, чим більше енергія (імпульс) частинки. Якщо вектор швидкості частинки перпендикулярний силовим лініям поля, то у постійному однорідному магнітному полі частинка рухається по круговій траєкторії, у протилежному випадку – по спіралі з віссю, паралельній силовим лініям поля. Прилади, у яких досліджувані частинки рухаються за круговими траєкторіями, називаються приладами з поперечним магнітним полем, а прилади, у яких траєкторія руху частинок спіралеподібна, – приладами з повздовжнім магнітним полем (гвинтові детектори).

Магнітні детектори найширше застосування мають у  $\beta$ -спектрометрії.

**Іонізаційні детектори.** Принцип дії іонізаційних детекторів оснований на тому, що частинка, рухаючись у середовищі, здійснює його іонізацію, і кількість пар іонів, утворена частинкою у певному об'ємі, в середньому пропорційна енергії, втраченій частинкою у цьому об'ємі. Таким чином, визначаючи кількість пар іонів, можна визначити енергію частинки.

В залежності від того, у якому середовищі (газоподібному, рідкому, твердому) відбувається іонізація, говорять про різні типи детекторів. Якщо робочим середовищем є газ чи рідина, то детектор частинок називається іонізаційною камерою (відповідно газовою чи рідинною). У цьому випадку говорять про детектор з іонізаційною камерою (іонізаційний детектор). Якщо робочим середовищем є напівпровідниковий матеріал (германій, кремній, телурид кадмію та деякі інші), то говорять про напівпровідниковий детектор. Принцип дії цих типів детекторів однаковий, за виключенням певних особливостей спектрометричних характеристик.

В газонаповнених іонізаційних детекторах робочим тілом є газ (рис.5.4). Заряджена частинка, потрапляючи в нього, іонізує і збуджує атоми і молекули, внаслідок чого вздовж треку частинки з'являються іони і електрони. Якщо в газі немає електричного поля, то електрони та іони будуть частково рекомбінувати (перетворюватися в нейтральні атоми) і дифундувати (виходити з області треку). Якщо в газі створити електричне поле, то під його дією заряди почнуть впорядковано рухатися. Це можна використати для реєстрації частинок.

Лічильник Гейгера є типовим приміром іонізаційного детектора який призначений для реєстрації окремої швидкої зарядженої частинки. Факт реєстрації може відображатися, в залежності від типу лічильника, відхиленням стрілки, спалахом лампочки або акустичним сигналом. Принцип дії заснований на ударній іонізації, при якому утворюється лавина іонізованих часток, що призводить до короткого імпульсу струму через камеру.

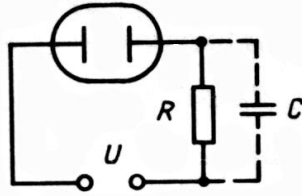


Рисунок 5.4. Схема іонізаційної камери.

**Пропорційні детектори.** Якщо до іонізаційної камери прикласти досить високу напругу, то у проміжку між зіткненнями з атомами електрони зможуть набувати достатньо високої енергії і іонізувати атоми, з якими вони стикаються. Цей процес може повторюватися дуже багато разів, оскільки вторинні електрони, що виникають при іонізації, в свою чергу прискорюються і іонізують атоми. Таким чином, кількість електронів зростає і зростає електронна лавина. В області пропорційності збільшується амплітуда імпульсу в порівнянні з областю повного збирання заряду.

Завдяки високому коефіцієнту газового підсилення пропорційний детектор особливо зручний для реєстрації і вимірювання потоків низькоенергетичних частинок, а також м'якого  $\gamma$ - і рентгенівського випромінювання.

**Сцинтиляційний детектор.** Сцинтиляційні лічильники належать до числа найстарших детекторів випромінювання. Принцип їх роботи полягає в тому, що частинка з високою енергією чи квант випромінювання падають на відповідний сцинтилятор, що призводить до короткого спалаху світла (сцинтиляції). Цей спалах можна спостерігати навіть неозброєним оком, адаптованим до темноти. Найхарактернішим прикладом служать сцинтиляції, що викликаються  $\alpha$ - частинками на екрані із сульфїду цинку. У експерименті по розсіюванню Резерфорд зі своїми співробітниками Гейгером і Марсденом опромінювали  $\alpha$ - частинками тонкі золоті фольги. Цей експеримент призвів до відкриття атомних ядер. Дослідники вивчали залежність кількості спалахів світла від кута падіння  $\alpha$ - частинок. Сцинтиляції підраховували за допомогою мікроскопа

Сьогодні замість людського ока застосовують фотоелектронний помножувач ФЕП, а імпульси струму на його виході підраховують за допомогою електронної схеми.

Сцинтилятори поділяють на дві групи – органічні та неорганічні – з різними механізмами сцинтиляції. Найпоширенішими неорганічними кристалами є  $\text{NaJ(Tl)}$  і  $\text{CsJ(Tl)}$ . Механізм сцинтиляції у них визначається впливом кристалічної ґратки. У органічних речовинах спалах світла відбувається в результаті повернення збуджених молекул в основний стан. Механізм сцинтиляції не змінюється і при розчиненні флуоресціуючої речовини у рідкому

розчиннику (рідкі сцинтилятори) чи в полімері (сцинтилятори-пластики).пластики легко піддаються механічній обробці, і з них можна виготовити сцинтилятори будь-якої зручної форми. У якості сцинтиляторів використовують також органічні кристали. Найефективнішим органічним сцинтилятором є антрацен, конверсійна ефективність якого досягає 50% ефективності NaI(Tl).

#### 5.4. Класифікація спектрометрів ядерного випромінювання

Під спектрометром іонізуючого випромінювання розуміють прилад або установку для вимірювання спектрів іонізуючого випромінювання.

Структурна схема спектрометричного експерименту аналогічна схемі будь-якого ядерно-фізичного експерименту, так як, незважаючи на різноманітність кінцевих завдань ядерної фізики, їх пов'язує загальний предмет дослідження – ядерне випромінювання. На рисунку 5.5 показана типова блок-схема ядерно-фізичного експерименту.

Джерелами ядерного випромінювання є природні радіонукліди, космічні об'єкти, прискорювачі, ядерні і термоядерні вибухи, ядерні і термоядерні реактори, штучні радіонукліди, які утворюються при вибухах, в реакторах або на прискорювачах.

Експерименти по дослідженню випромінювань поділяють на два типи: на промені і поза променем. Для випадку радіоекології варто зупинитись на варіанті – поза променем. Такі експерименти проводять в два етапи: отримання радіонуклідів і доставка в лабораторію, розділення і дослідження.

Вигляд джерела іонізуючого випромінювання, типи і характеристики частинок, кінцеві задачі дослідження визначають структуру окремих блоків, режими їх роботи, специфіку методів обробки інформації тощо.

Наприклад, якщо мета експерименту – визначення активності радіонуклідів у джерелі (радіометричний експеримент), то суттєвим є забезпечення високої ефективності взаємодії випромінювання з детектором і якісних часових характеристик блоків. Якщо мета експерименту – дослідження спектрів ядерних випромінювань (спектрометричний експеримент), то на перший план виходить забезпечення високої роздільної здатності детектора, малих шумів і лінійності перетворення блоків.

Першим спектральним приладом був спектроскоп, винайдений на початку XIX сторіччя. Спектрометри класифікуються за кількома ознаками. За видом спектру, який досліджується: одновимірні і багатовимірні; спектрометри енергії, інтервалів часу; альфа-, бета-, гамма-спектрометри, спектрометри нейтронів тощо. Також їх класифікують за використовуваним ефектом або результатом взаємодії випромінювання із матеріалом детектора або зовнішнім полем (табл. 5.2).



Рисунок 5.5. Блок-схема ядерно-фізичного експерименту

Таблиця 5.2. Класифікація спектрометрів

Величина, яка вимірюється	Ефект, або результат взаємодії	Тип спектрометра або метода
Амплітуда електричного сигналу	Утворення носіїв заряду	Іонізаційні газові, рідинні, тверді
Амплітуда світлового сигналу	Утворення фотонів	Сцинтиляційні
Кут дифракції	Дифракція випромінювання на кристалі	Кристалдифракційні
Кут випромінювання Черенкова	Утворення випромінювання Черенкова	Черенкова
Розміри і просторове розміщення треку	Утворення треку	Трекові (газові з дифузійними, іскровими або стримерними камерами; рідинні з бульбашковими камерами; твердотільні з ядерними фотоемульсіями або діелектричними матеріалами)
Активність радіонукліда	Ядерна реакція	Активаційні

Замість зазначення ефекту або результату взаємодії випромінювання з детектором в назві спектрометрів використовують конкретну назву детектора: спектрометри з напівпровідниковими детекторами, з газовими іонізаційними детекторами, зі сцинтиляційними детекторами та ін. В достатній мірі спектрометр можна охарактеризувати, якщо в його назві вказати параметр, за яким вивчається розподіл випромінювання, вид випромінювання, яке досліджується, і тип детектора, який використовується. Наприклад, спектрометр енергії гамма випромінювання з напівпровідниковим детектором.

### 5.5. Методи визначення бета-активності об'єктів радіометричного контролю

**Метод «тонких» зразків.** Визначення питомої масової сумарної бета-активності (ПМСА) в об'єктах радіометричного контролю оснований на вимірюванні потоку бета-частинок, випущених зразком і зареєстрованих детектором. Застосовують два основних методи визначення сумарної бета-активності – метод «тонких» і «товстих» зразків.

«Тонким» вважають зразок такої товщини, при якій поглинання випущених бета-частинок незначне. Швидкість рахунку детектором бета-частинок, випущених зразком, пов'язана з ПМСА зразка такою формулою:

$$a = \frac{n}{d \cdot \Omega \cdot \varepsilon \cdot K_n \cdot m},$$

де  $n$  – кількість імпульсів зареєстрованих за одиницю часу;  $d\Omega$  – коефіцієнт, який враховує, що тільки частина випромінювання, випущена із зразка потрапляє в детектор;  $\varepsilon$  – ефективність реєстрації випромінювання, що потрапило в детектор;  $K_n$  – коефіцієнт, який враховує поглинання бета-випромінювання в речовині наважки;  $m$  – маса наважки.

Ефективність реєстрації випромінювання, що потрапило в детектор, визначається відношенням

$$\varepsilon = \frac{N_3}{N_n},$$

де  $N_3$  – кількість зареєстрованих частинок;  $N_n$  – кількість частинок, що впала на детектор.

Коефіцієнт  $K_n$ , який враховує поглинання бета-випромінювання в речовині наважки, залежить від типу радіонукліду і маси (товщини) зразка визначають за формулою:

$$K_n = \frac{1}{\mu \cdot d} (1 - e^{-\mu d})$$

де  $\mu$  – коефіцієнт поглинання бета-випромінювання у зразку, який залежить від максимальної енергії бета-спектра радіонукліда, як  $\mu = 0,22 \text{ Te}_{\text{max}}^{-1,33}$ , см<sup>2</sup>/г;  $d$  – товщина зразка, г/см<sup>2</sup>.

Швидкість рахунку детектора  $n_{\text{ef}}$  визначається не тільки бета-випромінюванням наважки, а і фоновим випромінюванням.

Розглянемо від чого залежать інші величини:  $d\Omega$  – від геометрії випромінювань з врахуванням розсіювання випромінювання від підложки і типу радіонукліда;  $\varepsilon$  – визначається типом детектора і енергією випромінювання.

Для невеликої товщини зразка  $\beta$ - випромінювання поглинається у речовині зразка за експоненціальним законом, тоді

$$a = \frac{n_{\text{ef}}}{m \cdot K_n \cdot B}$$

$$B = \frac{n_e}{a_e \cdot m_e \cdot K_n}$$

де  $n_e$  – швидкість рахунку бета-частинок;  $a_e$  – ПМСА еталону;  $m_e$  – маса еталону.

Основний недолік методу «тонких» зразків – мала чутливість, оскільки використовуються зразки з невеликою масою і малою активністю. Це визначає малу швидкість рахунку бета-випромінювання зразка.

**Метод «товстих» зразків.** Для цього методу питому масову сумарну бета-активність визначають у зразках такої товщини, що її подальше збільшення не призводить до збільшення виходу із зразка бета-частинок. Швидкість рахунку бета-частинок, випущених зразком, у методі «товстих» зразків залежить від питомої масової активності і не залежить від маси та густини зразка. Практично цій умові відповідають препарати, товщина шару яких не менше трьох шарів половинного послаблення  $\beta$ - випромінювання:

$$d \geq 3\Delta,$$

де  $d$  – товщина шару препарату,  $\text{мг/см}^2$ ;  $\Delta$  – шар напівослаблення для  $\beta$ - випромінювання,  $\text{мг/см}^2$ .

Застосування товстих препаратів дозволяє наносити на підложку більшу кількість матеріалу, який досліджується і не потребує зважування, що полегшує їх приготування.

Для препаратів з товстим шаром визначають масову активність матеріалу  $Q$ , в  $\text{мкКі/кг}$ , за формулою

$$Q = \frac{0,45N}{s \omega d \sum_{i=1}^n Kqr},$$

де  $N$  – швидкість рахунку препарату на радіометричній установці;  $S$  – площа препарату,  $\text{см}^2$ ;  $\omega$  – коефіцієнт, який враховує геометричний фактор вимірювання;  $d$  – товщина еквівалентного шару матеріалу,  $\text{мг/см}^2$ ;  $K$  – коефіцієнт, який враховує поглинання  $\beta$ - випромінювання в повітрі і матеріалі віконця лічильника;  $r$  – відносний вміст  $i$ -го  $\beta$ - спектру в  $\beta$ - випромінюванні препарату.

## 5.6. Апаратура для дозиметрії і радіометрії

### Детектори

Детектори (блоки детектування) є вхідним чутливим елементом будь-якого приладу радіаційного контролю. Типом детектора визначається вид випромінювання, що визначається даним приладом, його діапазон, чутливість, роздільна здатність та інші характеристики.

**Блок детектування БДМГ-100** (рисунок 5.6). Вхідний чутливий елемент – газорозрядний лічильник. БДМГ-100 призначений для вимірювання потужності дози гама-випромінювання в діапазоні  $0,05 \div 3$   $\text{МеВ}$ .

**Блок детектування БДМН-100** (рисунок 5.7). Сцинтиляційний детектор. Застосовується для вимірювань потужності дози нейтронного випромінювання в діапазоні  $0,025 \text{еВ} \div 10,0$   $\text{МеВ}$ .

**Блок детектування БДВГ-100** (рисунок 5.8). Вхідний чутливий елемент – сцинтиляційний  $\text{NaI(Tl)}$  детектор. Застосовується для знаходження джерел гама-вимірювання в діапазоні  $0,02 \div 2$   $\text{МеВ}$ .





Рисунок 5.6. Блок детектування БДМГ-100



Рисунок 5.7. Блок детектування БДМН-100



Рисунок 5.8. Блок детектування БДВГ-100.



Рисунок 5.9. Блок детектування БДЗА-100.



Рисунок 5.10. Блок детектування БДЗБ-100Л.

**Блок детектування БДЗА-100** (рисунок 5.9). Сцинтиляційний ZnS(Ag) детектор. Застосовується для вимірювань густини потоку альфа-випромінювання. Ефективність реєстрації не менше 42% по Pu-239, 25% по U-234, 15% по U-238.

**Блок детектування БДЗБ-100Л** (рисунок 5.10). Газорозрядний лічильник. Застосовується для вимірювань густини потоку бета-випромінювання в діапазоні  $0,12 \div 3$  МеВ. Ефективність реєстрації не менше 45% по Sr-90+Y-90.

### **Дозиметри**

**Дозиметр** – прилад, призначений для вимірювання експозиційної дози, або потужності дози рентгенівського, гамма-випромінювання, поглиненої дози або потужності поглиненої дози іонізуючого випромінювання.

Дозиметри визначають поглинену дозу в одиницях Грей (рад), потужність поглиненої дози у Гр/с (рад/с), експозиційну дозу – у Кл/кг (Р) і потужність експозиційної дози у Кл/кг · с (Р/с).

В залежності від призначення дозиметри ділять на три групи:

1. Кишенькові прилади для індивідуального контролю.
2. Переносні прилади для групового дозиметричного і радіаційного технологічного контролю.
3. Стаціонарні установки для безперервного радіаційно-технологічного контролю у фіксованих точках.

В якості детектора використовують газорозрядні лічильники, інтегруючи іонізаційні камери, спеціальну фотоплівку, термолюмінофор, сцинтилятори.

**Дозиметр ДРГ-01Т1** є професійним дозиметром (рисунок 5.11), який має високу чутливість і стабільність показів, що дає можливість видачі офіційних висновків про рівень потужності експозиційної дози гамма-випромінювання на основі результатів вимірювань. Малі габарити, металевий корпус і висока надійність робить ДРГ-01Т1 незамінним інструментом оперативного радіаційного контролю.



Рисунок 5.11. Дозиметр ДРГ-01Т1

**Дозиметр-годинник РМ-1203.** Персональний дозиметр (рисунок 5.12) поєднує в собі можливості вимірювача амбінтної еквівалентної дози гамма-випромінювання та її потужності, а також функції годинника (години, хвилини, секунди, число і місяць). Дозиметр дозволяє встановлювати границі по величині дози і потужності дози, вмикати звукову сигналізацію при їх перевищенні. Основна відносна похибка в діапазоні 0,1-199 мкЗв/год –  $\pm 20\%$ , в діапазоні 200-500 мкЗв/год –  $\pm 30\%$ .



Рисунок 5.12. Дозиметр-годинник РМ-1203

**Дозиметр РМ-1401 та вимірювач-сигналізатор РМ-1401М** (рисунок 5.13) поєднують у собі можливості пошукового приладу і вимірювача потужності дози. Після ввімкнення вони вимірюють фон, в залежності від встановленого коефіцієнта автоматично встановлюють порогову величину пошуку. Застосування у приладі високочутливого сцинтиляційного детектора CsJ(Tl) об'ємом  $5 \text{ см}^3$  забезпечує виявлення дуже малих кількостей радіоактивних матеріалів, а використання фотодіоду замість фотоелектронного пом-

ножувача дозволило зменшити розміри дозиметрів і підвищити їх надійність. Дозиметри призначені для носіння на поясі (пейджерного типу), і обладнані звуковою сигналізацією і наручним вібросигналізатором. РМ-1401 входить в перелік приладів оснащення митниць та складів тимчасового зберігання.



Рисунок 5.13. Дозиметр РМ-1401 (а) та вимірювач-сигналізатор РМ-1401М (б)

**Стационарний радіаційний пороговий сигналізатор СРПС-04 “Дозор”** (рисунок 5.14). Сигналізатор може використовуватись як в якості пішохідного або транспортного монітору радіоактивних матеріалів, так і в якості елемента системи радіаційного контролю об’єкту в цілому, включаючи транспортні в’їзди, а також виявлення і сигналізація про переміщення джерела гамма-випромінювання через зону, що контролюється. Точка контролю сигналізатора складається з датчика фізичної інформації і двох чи більше блоків детектування БДВГ-99, що встановлюються поряд. До складу сигналізатора входять також пульт управління та блок сигналізації. Комплект автоматично враховує коливання природного радіаційного фону, дозволяє проводити операції підключення – перезапуску нових точок контролю, має індикацію для кожної точки контролю та інші сервісні функції. Не потребує налаштування і регулювання. Режим роботи – цілодобовий.



Рисунок 5.14. Стационарний радіаційний пороговий сигналізатор СРПС-04 Дозор

### **Радіометри**

**Радіометр** – прилад для вимірювання інтенсивності випромінювання. Він складається з детектора випромінювання і пристрою, який дозволяє обробити потрібні імпульси.

**Переносні радіометри** в основному використовують для визначення питомої активності поверхні ґрунту, будівель, матеріалів, а також в якості пошукового приладу і радіометричної зйомки.

Найрозповсюдженішим із радіометрів є **СРП-88Н** (рисунок 5.15). Прилад являє собою цифровий вимірювач середньої частоти імпульсів, що надходять від сцинтиляційних блоків детектування зі стрілочним індикатором і звуковою пороговою сигналізацією. У блоках детектування застосовуються монокристали йодиду натрію. Серія продовжена новою модифікацією радіометра СРП-97 (рисунок 5.16).



Рисунок 4.15. Радіометр СРП-88Н



Рисунок 5.16. Радіометр СРП-97

**Стаціонарні радіометри** використовують для визначення питомої масової або об'ємної активності ґрунту, рослинності, кормів, води тощо. Вимірюються активності певного переліку радіонуклідів, попередньо визначеного настройкою приладу.

Перевага у використанні радіометрів – можливість експрес-контролю, оперативність отримання результатів, використання в польових і лабораторних умовах. Радіометри визначають питому об'ємну, поверхневу або масову активність відповідно у Бк/м<sup>3</sup> (Кі/л), Бк/м<sup>2</sup> (Кі/см<sup>2</sup>), Бк/кг (Кі/кг).

**Радіометр газів РГА-01П** (рисунок 5.17) призначений для вимірювання об'ємної активності  $\alpha$ -активних газів. Застосовується при проведенні геологорозвідувальних робіт, в лабораторіях науково-дослідних інститутів, медичних закладів і на інших підприємствах, які здійснюють добування, переробку і застосування матеріалів, що містять і виділяють  $\alpha$ - активні гази.

Конструктивно радіометр складається із щупа, пристрою детектування і лічильного пристрою. Принцип дії оснований на реєстрації сцинтиляцій, які створюються потоком  $\alpha$ - частинок у герметичній сцинтиляційній камері.

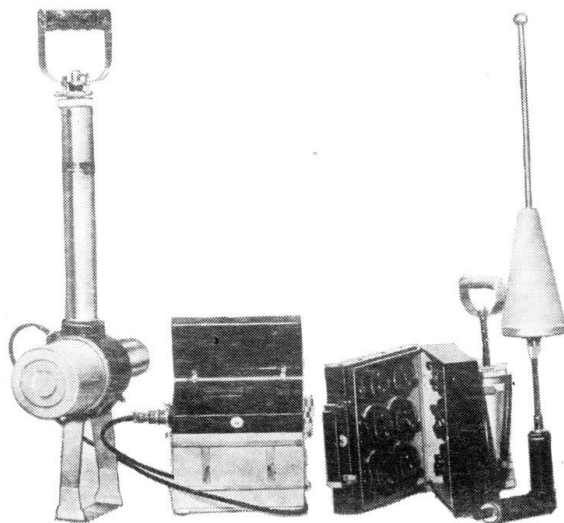


Рисунок 5.17. Радіометр газів РГА-01П

Радіометр рідин РЖС-05 призначений для вимірювання об'ємної активності нуклідів  $T$ ,  $^{14}C$ ,  $^{60}Co$ ,  $^{137}Cs$ ,  $^{204}Tl$ ,  $^{90}Sr+^{90}Y$ ,  $^{144}Ce+^{144}Pr$ ,  $^{106}Ru+^{106}Rh$ ,  $^{239}Pu$  у пробах води за  $\beta$ - чи  $\alpha$ - випромінюванню. Принцип роботи полягає у перетворенні енергії реєстрованого  $\beta$ - чи  $\alpha$ - випромінювання в електричні сигнали. Радіометр РЖС-05 складається з детектору, лічильного пристрою і набору

вимірювальних кювет. У радіометрі використовується три типи сцинтиляційних детектори: плівка з робочою поверхнею  $10\,000\text{ см}^2$ ; рідкий сцинтилятор ЖС-8; сорбент-сцинтилятор  $\text{ZnS}(\text{Ag})$ . В залежності від вимірювальних задач, виду і граничної енергії випромінювання використовують відповідні детектор і кювета.

Радіометри рідких, сипких харчових продуктів РУБ-01П призначені для вимірювання об'ємної і питомої активності радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Pr}$ ,  $^{106}\text{Ru}+^{106}\text{Rh}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{40}\text{K}$  у пробах води, молока, ґрунту, сипких харчових продуктів на рівні допустимих концентрацій і нижче, в пробах, приготовлених методами радіохімічного виділення і концентрування, а також об'ємної активності радіоактивних благородних газів –  $^{41}\text{Ar}$ ,  $^{133}\text{Xe}$ ,  $^{85}\text{Kr}$ .

Бета-радіометри застосовують для комплексного санітарно-гігієнічного контролю у польових і лабораторних умовах.

До складу бета-радіометрів входять вимірювальний пристрій і змінні блоки детектування. Блоки детектування перетворюють енергію випромінювання  $\beta$ - частинок і  $\gamma$ - квантів в електричні імпульси, частота яких пропорційна активності контролюваного середовища. Імпульси з блоків детектування поступають на вимірювальний пристрій, де відбувається вимірювання їх кількості за одиницю часу.



Рисунок 5.18. Радіометр-спектрометр універсальний MKS-A02

**Радіометр-спектрометр універсальний MKS-A02** (рисунок 5.18). Застосовується для виявлення і локалізації радіоактивних джерел, вимірювання кількісних характеристик альфа- бета-, гамма- і нейтронного випромінювань, ідентифікації гамма-випромінюючих радіонуклідів, зберігання вимірних спектрів для подальшої обробки на комп'ютері.

### *Спектрометри*

**Спектрометри з сцинтиляційними детекторами.** Основним елементом сцинтиляційного спектрометра є сцинтиляційний детектор, який складається зі сцинтилятора (робочої речовини детектора) і фотоелектронного помножувача (ФЕП), який перетворює світловий сигнал детектора в електричний. Процес реєстрації окремої частинки сцинтиляційним детектором містить наступні етапи:

- 1) енергія частинки (або її частина) поглинається сцинтилятором, приводячи до появи іонізованих і збуджених молекул;
- 2) збуджені молекули, повертаючись до вихідного стану, висвітлюють фотони (як правило, у видимому чи ультрафіолетовому діапазоні);
- 3) світло із сцинтилятора, поширюючись по об'єму сцинтилятора і відбиваючись від його стінок, потрапляє на фотокатод ФЕП;
- 4) на фотокатоді відбувається перетворення енергії світлового спалаху, при якому з фотокатоду вириваються електрони;
- 5) у диодній системі ФЕП здійснюється помноження електронів;
- 6) на заключному етапі формується імпульс струму на аноді ФЕП.



Рисунок 5.19. Спектрометр SKS-99 “Супутник”

Серія **спектрометрів SKS-99 “Супутник”** (рисунок 5.19) призначена для вирішення широкого кола питань радіаційного контролю: контроль продуктів харчування, води, будівельних матеріалів, лісової продукції, та інших об'єктів зовнішнього середовища. Можливе вимірювання активності альфа-, бета, гамма-випромінюючих радіонуклідів як в лабораторних, так і польових умовах. Структурно SKS-99 складається з вимірювального пульта “Супутник”, до якого можуть підключатись, в залежності від завдань, різноманітні блоки детектування. В пульт вбудовані акумуляторний блок живлення, ліній-



ний підсилювач, процесор, постійний запам'ятовуючий пристрій, оперативний запам'ятовуючий пристрій, амплітудно-цифровий перетворювач та блок індикації.

**Спектрометри з напівпровідниковими детекторами.** У напівпровідниковому детекторі (НПД) взаємодія іонізуючого випромінювання з речовиною детектора призводить до утворення носіїв електричних зарядів, які створюють імпульс електричного струму у зовнішньому ланцюгу НПД, який після підсилення передається на вхід аналізатора імпульсів.

Енергетична роздільна здатність напівпровідникових детекторів у 15–20 разів краща, ніж енергетична роздільна здатність сцинтиляційних детекторів. В них немає проміжних перетворень енергії на світлові фотони, отже менші витрати енергії на один зібраний на вихідному електроді носій струму.

Дійсно, розкид амплітуд імпульсів від моноенергетичних гама-квантів визначається тільки флуктуаціями кількості зарядів утворених електронів. У сцинтиляційному блоці детектування частинка витрачає енергію у середньому близько 1 кеВ на один фотон, що потрапляє на фотокатод. В германієвому НПД частинка витрачає 2,94 кеВ на утворення пари електрон-дірка. Таким чином, на 2 МеВ поглинутої енергії в НПД утворюється близько  $3 \cdot 10^5$  носіїв заряду.

Оскільки можливі відносні відхилення у кількості утворених пар носіїв пропорційні  $1/\sqrt{q}$ , де  $q$  – середня кількість носіїв, то статистичний розкид амплітуд імпульсів виявляється на порядок меншим, ніж для сцинтиляційного блоку детектування. Від цього розкиду амплітуд імпульсів і залежить власна роздільна здатність детектора. Тому енергетична роздільна здатність спектрометра з НПД переважає роздільну здатність сцинтиляційного гама-спектрометра з кристалом NaJ(Tl).

Ідентифікація радіонуклідів здійснюється за характером піків поглинання і періодам напіврозпаду. Кількісний розрахунок активності радіонуклідів у досліджуваному джерелі проводять за найбільш явно вираженими піками поглинання.

**Напівпровідниковий спектрометр «Прогрес-гамма»** (рисунок 5.20) забезпечує можливість обробки складних спектрів, визначення активності радіонуклідів в пробах з нестандартним або невідомим радіонуклідним складом. Складається з блоку детектування на основі детектора з особливо чистою германією з ефективністю 10-60% і більше, поміщеним в посудину Д'юара, попереднього підсилювача, блоку живлення, підсилювача, свинцевого захисту детектора від фонового випромінювання (товщиною 5–8см), блоку аналізатора, програмного забезпечення.



Рисунок 5.20. Напівпровідниковий спектрометр “Прогрес-гамма”.

*Апаратура для вимірювання радону*

**Радон-монітор Victoreen Mod 05-420** (рисунок 5.21). Застосовується для вимірювання інтегральної об’ємної активності радону (ОАР), а також для моніторингу об’ємної активності радону в повітрі на протязі довгого часу.

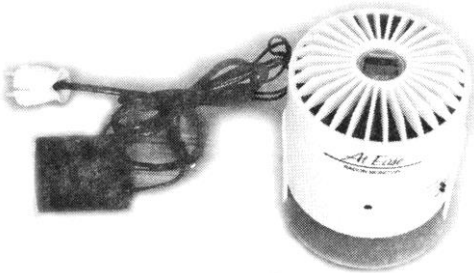


Рисунок 5.21. Радон-монітор Victoreen Mod 05-420



Рисунок 5.22. Радіометр радону PPA-01M-01

**Радіометр радону PPA-01M-01** (рисунок 5.22), портативний мікропроцесорний прилад, широко застосовується для експресного вимірювання питомої об’ємної активності радону в повітрі, воді і повітрі ґрунту, а також густини потоку радону із ґрунту.

**Інтегральний радіометр радону "РГА-04"** (рисунок 5.23) застосовується для моніторингу радону в приміщеннях, середньорічних вимірювань

ОАР в повітрі, сигналізації про перевищення встановлених рівнів, аналізу добових та сезонних коливань ОАР на протязі тривалого часу, оцінки ефективності захисних антирадонових заходів. Інтегральний радіометр використовується для прийняття будівель в експлуатацію.



Рисунок 5.23. Інтегральний радіометр радону РГА-04.

### *Інші прилади*

**Система для неперервного радіаційного моніторингу** (рисунок 5.24) територій і об'єктів, контролю радіаційної обстановки в санітарно-захисних зонах і зонах спостереження радіаційно-небезпечних об'єктів з передачею даних по своїй радімережі. Складається з станцій моніторингу, центрального поста збору даних, переносного технологічного пульта наладки. Максимальна кількість станцій моніторингу – 59, максимальна відстань від станцій моніторингу до центрального поста – 100 км.



Рисунок 5.24. Автоматизована система контролю радіаційної обстановки “Атлант-Р”

**Сигнальна установка РЗГ-04-01** (рисунок 5.25) призначена для контролю рівня гамма-випромінювання під час виходу обслуговуючого персоналу через контрольований простір з території АЕС і сигналізації про підвищення встановленого рівня. Установка використовується у складі апаратури радіаційного контролю на АЕС і відноситься до класу індикаторних приладів.

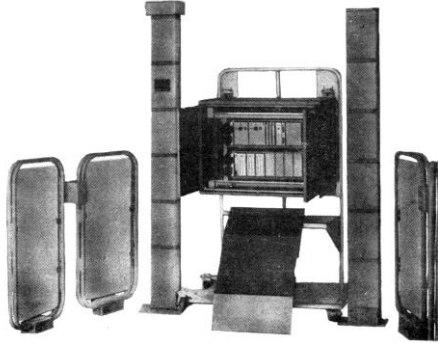


Рисунок 5.25. Сигнальна установка РЗГ-04-01

Принцип дії оснований на накопиченні числа імпульсів за 2 сек. і порівнянні його з фоновим рівнем. В залежності від місця перевищення порогових значень видається світловий сигнал “Брудно взуття” або “Брудно одяг”, що дублюється звуковим сигналом.

## **5.7. Методи вимірювання і розрахунку доз зовнішнього опромінення**

Розрахунок дози від поглинутого радіоактивного елемента.

Радіоактивні елементи можуть надходити в організм людини трьома шляхами: через дихальні органи, через шлунково-кишковий тракт і через пошкодження шкіри.

### **5.7.1. Зовнішнє опромінення від космічного випромінювання**

Кількість радіонуклідів, які попали в організм, зменшується завдяки розпаду і частково внаслідок виділення назовні. При розрахунку дози приймають, що кількість радіонукліду, що виділяється пропорційно його вмісту, аналогічно радіоактивному розпаду. Позначаючи радіоактивну сталу через  $\lambda$ , а постійну виділення (доля, яка виділяється за одиницю часу) через  $\lambda_1$ , отримуємо ефективну постійну розпаду  $\lambda^0 = \lambda + \lambda_1$ . Позначаючи через  $T$  – період напіврозпаду;  $T_1$  – період напіввиведення, отримаємо для ефективного періоду напіврозпаду  $T^0$  вираз:

$$\frac{1}{T^0} = \frac{1}{T} + \frac{1}{T_1} \text{ або } T = \frac{T \cdot T_1}{T + T_1}$$

Повільно виділяються ті радіонукліди, які відкладаються в кістках, а швидше всього – газоподібні еманациї, які не вступають в хімічні сполуки.

В таблиці 5.3 наведені дані для деяких радіонуклідів.

Таблиця 5.3. Характеристика деяких радіонуклідів

Радіонуклід	Місце відкладення в організмі	Період напіврозпаду	Ефективний період напіврозпаду
Радій Ra <sup>226</sup>	Кістки	1590 років	10 років
Радон Rn <sup>222</sup>	Кров	3,83 днів	30 хв.
Натрій Na <sup>21</sup>	Кров	14,97 годин	14 годин
Вуглець C <sup>14</sup>	Всі тканини	5720 років	10 днів
Фосфор P <sup>32</sup>	Кістки	14,3 днів	13 днів
Стронцій Sr <sup>89</sup>	Кістки	54,5 днів	43 дні

### 5.7.2. Зовнішнє опромінення від випромінювання радіонуклідів, що знаходяться у повітрі

Радіонукліди у вигляді пилу, або в газової фракції поглинаються легенями в декілька разів швидше ніж другими шляхами разом. Це обумовлено самими легенями та їх функціями, тому це можливо розглянути як – миттєве поглинання радіонукліда.

Позначимо кількість радіонукліда в міліюрі через  $q$ ; енергію випромінювання –  $\epsilon$  МеВ; масу органа який поглинув радіонуклід –  $M$ ; ефективний період напіврозпаду –  $T^0$ ; дозу за проміжок часу  $dt$  через  $\Delta dt$ ; сумарна доза за час  $t$  буде дорівнювати:

$$D = \int \Delta dt = \int \frac{q\epsilon}{M} \cdot \frac{3,7 \cdot 10^7}{5,24 \cdot 10^7} e^{-\ln 2 \frac{t}{T}} dt = \frac{0,72q\epsilon}{M} \cdot \frac{T}{\ln 2} \left( 1 - e^{-\ln 2 \frac{t}{T}} \right)$$

Якщо радіонуклід розпадається і виділяється дуже повільно, то доза за час  $t$  буде дорівнювати

$$D = \frac{0,72\epsilon \cdot q}{M} t$$

Якщо радіонуклід розпадається або видаляється за короткий проміжок часу, то сумарна доза, яка буде отримана за час його перебування в організмі, буде дорівнювати

$$D = \frac{0,72q\epsilon}{M} \cdot \frac{T^0}{\ln 2}$$

### 5.7.3. Зовнішнє опромінення від випромінювання радіонуклідів, що осіли на підстилаючу поверхню

Радіонукліди у вигляді пилу, що вже осів на поверхню землі і гумусну основу, та не вкритий зовнішнім шаром ґрунту дає рівномірне випромінювання з постійною швидкістю. Такий вид опромінювання зветься – як надходження радіонукліда в організм безперервно з постійною швидкістю.

Нехай за одиницю часу надходить  $q$  мілікюрі радіонукліда. Через проміжок часу  $t$  накопичиться

$$q_t = \frac{q}{\lambda} \cdot (1 - e^{-\lambda t})$$

Доза за час  $dt$  буде дорівнювати

$$\Delta dt = \frac{3,7 \cdot 10^7 q \varepsilon}{M} \cdot \frac{1}{\lambda} (1 - e^{-\lambda t}) dt$$

Доза за час  $t$

$$D = \int_0^t \Delta dt = \frac{3,7 \cdot 10^7 q \varepsilon}{M} \frac{1}{\lambda} \int_0^t (1 - e^{-\lambda t}) dt = \frac{3,7 \cdot 10^7 q \varepsilon}{M} \cdot \frac{1}{\lambda} \left[ t - \frac{1}{\lambda} (1 - e^{-\lambda t}) \right]$$

$\beta^-$ -радіонукліди взаємодіють іншим способом та їх розрахунок від інкорпорованих в тканинах  $\beta^-$ -радіонуклідів має наступний вигляд.

$\beta^-$ -розпад це радіоактивне перетворення атомів одних речовин в інші, яке супроводжується випромінюванням електронів  $e^-$  ( $\beta^-$ -розпад) або позитронів  $e^+$  ( $\beta^+$ -розпад). Основними радіонуклідами  $\beta^-$ -розпаду, що утворюються при викидах та аваріях на АС, являються:  $^{22}\text{Na}$  перетворюючись на  $\text{Ne}$  ( $\beta^+$ -розпад), при цьому  $^{22}\text{Na}$  також здійснює електронний захват та  $^{137}\text{Cs}$  перетворюючись на  $\text{Ba}$  ( $\beta^-$ -розпад). Цезій-137 – високотоксичний елемент, період напіврозпаду якого становить 30 років. Термін його перебування в навколишньому середовищі сягає 300 років. Інтенсивно сорбується ґрунтом і донними відкладеннями; у воді знаходиться переважно у вигляді іонів. Опинившись в ґрунті, він проникає в рослини і організм тварин, а потім по продовольчому ланцюжку потрапляє всередину людини, перетворюючись таким чином в джерело внутрішньої радіації.

Розглянемо випадок коли маса тканини достатньо значна, щоб вона поглинала все випромінювання, яке випромінює радіонуклід. В цьому випадку використовують співвідношення

$$W_\beta^t = N_t E_\beta, \text{ MeB}$$

де  $N_t$  – число атомів, які розпадаються за час  $t$ ;  $E_\beta$  – середня енергія  $\beta^-$ -частинки;  $W_\beta^t$  – енергія, яка поглинається тканиною за час  $t$ .

В таблиці 5.4 наводимо значення енергії  $\beta$ - частинок для деяких радіонуклідів.

Таблиця 5.4. Значення енергії  $\beta$ - частинок для деяких радіонуклідів

Радіонуклід	Період напів-розпаду	Максимальне значення енергії, кеВ	Середня енергія, кеВ
$^3\text{H}$	12,35 роки	18,6	5,7
$^{14}\text{C}$	5730 роки	156	49
$^{89}\text{Sr}$	50,5 діб	1485	582
$^{90}\text{Sr}$	28,5 років	546	196
$^{90}\text{Y}$	61,4 години	2274	928
$^{106}\text{Ru}$	368,2 доби	39	10
$^{106}\text{Rh}$	29,9 доби	3540	1417
$^{131}\text{I}$	8 діб	807	180
$^{141}\text{Ce}$	32,5 доби	581	145
$^{144}\text{Ce}$	284,2 доби	316	72

Енергетичний еквівалент поглиненої дози в 1 рад складає  $1,83 \cdot 10^{12}$  пар іонів в 1 г. Так як на утворення однієї пари іонів в середньому витрачається енергія, яка рівна 34 еВ, то одному раду відповідає поглинена енергія  $1,83 \cdot 10^{12} \cdot 34 \text{ еВ} = 6,22 \cdot 10^7 \text{ МеВ}$ .

Якщо  $A$  – активність (в мкКі), яка міститься в 1 г тканини, тоді потужність дози складає:

$$P = \frac{3,7 \cdot 10^4 E_{\beta} A}{6,22 \cdot 10^7} = 0,595 A E_{\beta} \cdot 10^{-3}, \text{ рад} \cdot \text{с}^{-1} = 0,595 A E_{\beta} \cdot 10^{-5} \text{ Гр} \cdot \text{с}^{-1}$$

Нами були розглянуті прості випадки розрахунку доз від радіонуклідів. В загальному випадку визначення дози опромінення є досить складною задачею, яка потребує застосування спеціальних методів вимірювань і розрахунків. Особливо ускладнюється дозиметрія у випадку складної геометрії опромінювачів і змішаного опромінення.

#### 5.7.4. Екранування будівлями та врахування режиму поведінки людей при оцінках зовнішнього опромінення

Згідно встановленому регламенту при аваріях на АЕС, на підприємствах атомної промисловості з викидом у зовнішнє середовище радіоактивних продуктів може бути радіоактивне зараження за межами території станції. Все це призведе до опромінення населення і забруднення навколишнього середовища вище допустимого рівня, встановленого для нормальної роботи АЕС. При цьому на службовий персонал впливають усі види опромінення.

При отриманні сигналу про аварію на АЕС робоча зміна ховається у залізобетонних сховищах, а населення – у захисних спорудах. При цьому одягаються засоби індивідуального захисту, береться запас їжі, води, предметів першої необхідності. Якщо обставини змушують людей ховатись у квартирах або у виробничих приміщеннях, то потрібно провести герметизацію: прикрити тканиною вікна, у будинках з пічним опаленням перекрити труби.

Населенню слід пам'ятати, що дози опромінення значно менші під час перебування людей у різних будинках і спорудах. На зараженій місцевості потрібно поводитись дуже обережно: використовувати засоби індивідуального захисту, не ходити без потреби по вулиці. При виході зі сховища необхідно вдягати засоби індивідуального захисту органів дихання й шкіри. Режим поведінки людей на місцевості, зараженій радіонуклідами, їх трудова діяльність, час перебування у сховищах, укриття та інші питання вирішують органи самоврядування на підставі даних штабів ЦО. З населенням проводиться медична профілактика шляхом прийому протирадіаційних препаратів до і після опромінення.

У зв'язку з тим, що територія в радіусі 30 км підлягає тривалому радіоактивному зараженню, основним засобом захисту є евакуація. В першу чергу евакуйовуються діти дошкільного віку. В цьому разі збірні евакопункти не створюються, а евакуація проводиться безпосередньо від будинків. Евакуація проводиться на автомашинах і пішки у два етапи. На першому етапі людей підвозять транспортом до контрольно-перевірочного пункту і висаджують там. На другому етапі евакуйовані проходять дозиметричний контроль, медичний огляд, при необхідності санітарну обробку і чистим транспортом розвозяться по пунктах розселення. Основним шляхом проникнення радіоактивних речовин в організм є органи дихання, травлення, шкіра.

При проведенні ліквідації використовують протигази, респіратори, костюми Л-1. Одягати і знімати їх дозволяється тільки у спеціально відведених місцях. Після закінчення робіт необхідно пройти дозиметричний контроль для визначення ступеня ураження засобів індивідуального захисту, шкіри, потім пройти санітарну обробку. На ураженій території заборонено їсти, пити, лежати і сидіти на землі.

### **5.7.5. Вимірювання доз зовнішнього опромінення**

Для розрахунку доз опромінення від зовнішніх джерел  $\gamma$ -радіації так як і внутрішнього опромінення від інкорпорованих в тканинах радіонуклідів, випромінюючих різні типи випромінювання, необхідно по активності радіонукліда визначати інтенсивність потоку частинок або квантів і розраховувати потужність експозиційної дози. В основі таких розрахунків лежить активність радіонукліда.



Маса 1 Кі радіонукліда тим менша, чим коротший період його напіврозпаду. Знаючи постійну радіоактивного розпаду  $\lambda$  ( $\text{с}^{-1}$ ), можна розрахувати масу чистого радіонукліда даної активності. Наприклад, маса 1 мкКі (в г) рівна  $6,15 \cdot 10^{-20} A/\lambda$ , де  $A$  – моль радіонукліда. Маса 1 мкКі  $^{14}\text{C}$  складає всього  $2,17 \cdot 10^{-7}$  г,  $^{32}\text{P}$  –  $3,49 \cdot 10^{-12}$  г,  $^{24}\text{Na}$  –  $1,15 \cdot 10^{-17}$  г.

Серед радіонуклідів є випромінювачі  $\beta$ - і  $\alpha$ - частинок, у яких випромінювання цих частинок супроводжується виникненням  $\gamma$ - квантів. Так  $\beta$ - розпад, який супроводжується  $\gamma$ - випромінюванням, характерний для  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{131}\text{I}$  і іншим радіонуклідам. Разом з тим є радіонукліди, які випромінюють тільки  $\beta$ - частинки. До них відносяться  $^{14}\text{C}$ ,  $^{35}\text{S}$ ,  $^{45}\text{Ca}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ .

Так як проникна здатність  $\beta$ - частинок в порівнянні з  $\gamma$ - випромінюванням невелика, при зовнішньому опроміненні радіонукліди, які випромінюють  $\gamma$ - радіацію, можна розглядати як джерело тільки  $\gamma$ - променів.

Для розрахунку потужності експозиційної дози  $\gamma$ - променів на певній відстані від точкового джерела використовують наступне співвідношення:

$$P = \frac{K_{\gamma} A}{r^2}$$

де  $K_{\gamma}$  – константа,  $\text{P} \cdot \text{см}^2/\text{мКі} \cdot \text{ч}^{-1}$ ;  $A$  – активність  $\gamma$ - випромінювача, мКі;  $r$  – відстань, см;  $K_{\gamma}$  називають  $\gamma$ - постійною.

Іноді повну  $\gamma$ - постійну розраховують, використовуючи іншу одиницю  $\text{P} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{Кі}^{-1} \cdot \text{м}^{-1}$ .

Нижче в таблиці 5.5 наводимо значення повної  $\gamma$ - сталої, яка враховує всі лінії  $\gamma$ - променів даного радіонукліду. Потужність експозиційної дози не дає можливості оцінити санітарно-гігієнічні показники по відношенню до впливу іонізуючого випромінювання на людину. Для цього необхідно зробити перехід до поглиненої і еквівалентної доз.

Таблиця 5.5. Значення повної  $\gamma$ - сталої для даного радіонукліду

Радіонуклід	Період напіврозпаду	Енергія $\gamma$ - квантів, МеВ	Вихід $\gamma$ - квантів на 100 розпадів	Повна $\gamma$ - стала $\text{P} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{Кі}^{-1} \cdot \text{м}^{-1}$
$^{22}\text{Na}$	2,6 роки	1,28	100	12,56
$^{40}\text{K}$	$1,32 \cdot 10^9$ років	1,46	11	0,81
$^{60}\text{Co}$	5,3 роки	1,33	100	13,20
$^{65}\text{Zn}$	250 діб	1,12	45	2,85
$^{95}\text{Nb}$	34,88	0,764	100	4,44
$^{131}\text{I}$	8 діб	0,364-0,722	2,8-80,9	2,3
$^{137}\text{Cs}$	30 років	0,661	92	3,55
$^{141}\text{Ce}$	32,5 діб	0,166	100	1,45

При хронічному опроміненні коефіцієнт якості фотонного випромінювання прийнятий за одиницю; в цьому випадку визначення еквівалентної дози зводиться до обрахунку поглиненої дози випромінювання. Якщо відома поглинена доза  $D_1$  в деякій речовині 1, то при виконанні умови електронної рівноваги поглинена доза  $D_2$  в другій речовині 2 в тій же самій точці радіаційного поля визначається наступною формулою:

$$D_2 = \frac{\mu_{km2}}{\mu_{km1}} D_1$$

де  $\mu_{km1}$  і  $\mu_{km2}$  – масові коефіцієнти передачі енергії для речовин 1 і 2 відповідно.

При швидкості утворення іонів в повітрі  $q$ , пар іонів/(см<sup>3</sup>·с), температурі  $t$ , °С, і тиску  $p$ , мм рт.ст., потужність експозиційної дози, мР/с, можна розрахувати за формулою:

$$P = 3,65 \cdot 10^{-4} \frac{q}{P} \left( 1 + \frac{t}{273} \right)$$

При нормальних умовах (0 °С і 760 мм рт.ст.) ця формула набуває вигляду:

$$P = 4,8 \cdot 10^{-7} q$$

Швидкість утворення іонів іонізуючого компонента космічного випромінювання в повітрі на висоті рівня моря в середньому рівна 2,14 пар іонів/(см<sup>3</sup>·с). Поглинена доза в повітрі за рік при цьому  $2,8 \cdot 10^{-4}$  Гр.

При розрахунках дози (потужності дози) в гонадах, кістковому мозку і деяких інших органах людини, які проводилися на підставі даних про поглинену дозу в повітрі, необхідно враховувати їх екранування прилеглими тканинами. Якщо вихідні дані відносяться до вільного приземного повітря, то для оцінки дози в окремих органах і тканинах необхідно враховувати екрануючий ефект будівель.

В таблиці 5.6 наведені дозові коефіцієнти, які дозволяють розрахувати потужність поглиненої дози від  $\gamma$ - випромінювання природних радіоактивних речовин, які знаходяться в ґрунті.

Таблиця 5.6. Дозові коефіцієнти для природних радіонуклідів

Радіонуклід або родоначальник ряду	Потужність поглиненої дози в повітрі на одиничну концентрацію активності нуклідів в ґрунті, $10^{-10}$ Гр/год. на 1 Бк/кг ґрунту
<sup>40</sup> К	0,43
<sup>238</sup> U	4,27
<sup>232</sup> Th	6,662

Для розрахунку поглиненої дози в тілі людини на підставі даних про поглинену дозу в повітрі НКДАР рекомендує використовувати середнє значення коефіцієнта 0,7, який враховує екранування органів і тканин тіла людини

іншими тканинами і обернене розсіяне випромінювання. Крім того, при розрахунку доз опромінення населення слід приймати до уваги екранування тіла людини, яка знаходиться в житлових і виробничих приміщеннях. Якщо прийняти, що людина приблизно 80% часу доби проводить всередині приміщень, де потужність дози на повітрі складає в середньому 20% потужності дози на відкритому повітрі, то ефективний коефіцієнт екранування будівлями складає приблизно 0,4. Загальний коефіцієнт, який враховує всі перераховані фактори, рівний приблизно 0,3. Рахують, що значення цього коефіцієнту не залежить від енергії  $\gamma$ - випромінювання.

Для розрахунку ефективної еквівалентної дози на підставі даних про поглинуту дозу в повітрі НКДАР рекомендує використовувати перевідний коефіцієнт 0,7 Зв/Гр для всіх  $\gamma$ - випромінюючих радіонуклідів, які присутні в оточуючому середовищі.

Потужність поглиненої дози  $P_\gamma$ , Гр/с, в повітрі в центрі повітряної напівсфери радіусом  $R_{ef}$ , від  $\gamma$ - випромінювання суміші радіонуклідів, які містяться в атмосферному повітрі, можна визначити з співвідношення

$$P_\gamma = 4,13 \cdot 10^{-16} \sum_j \sum_i \frac{q_j K_{\gamma} n_i}{\mu_i} [1 - \exp(-\mu_i R_{ef})]$$

де  $q_j$  – концентрація радіонукліда  $j$  в повітрі, Бк/л;  $R_{ef}$  – радіус напівсфери, см.

Це співвідношення не враховує розсіювання і відбиття фотонів в випромінюючому об'ємі. Але помилка, яка зумовлена цим фактором, не перевищує 10-12% для  $\gamma$ - випромінювання з енергією 0,5-1,0 МеВ.

Варто відмітити, що дози зовнішнього опромінення від радіонуклідів благородних газів значно вищі від доз внутрішнього опромінення від цих же радіонуклідів, які надійшли через органи дихання в тіло людини. Дози зовнішнього опромінення залежать від спектрів  $\beta$ - і  $\gamma$ - випромінювань радіонуклідів, розмірів об'єму який випромінює і товщини деяких тканин тіла людини.

$\beta$ - випромінювання радіоактивних благородних газів створює найбільші дози в базальному шарі шкіри, який захищений шаром епідермісу середньої товщини 0,007 см (7 мг/см<sup>2</sup>), і підшкірних жирових і м'язових тканин, які мають покривний шар середньої товщини 0,1 см (100 мг/см<sup>2</sup>).

У випадку  $\gamma$ - випромінювання критичним органом є гонади (товщина покривного шару приблизно 0,5 г/см<sup>2</sup>), при цьому поглинуті дози в базальному шарі шкіри, підшкірних тканинах і гонадах практично однакові.  $\beta$ - частинки. При зовнішньому опроміненні моноенергетичними електронами потужність еквівалентної дози  $P$ , Зв/с, можна визначити за формулою:

$$P = \varphi \left( -\frac{dE}{dx} \right) Q \cdot 1,6 \cdot 10^{-10},$$

де  $\varphi$  – густина потоку електронів на поверхні біологічної тканини, част./см<sup>2</sup>·с;

$dE/dx$  – масова гальмівна здатність або повні енергетичні втрати заряджених частинок в біологічній тканині,  $\text{MeV}\cdot\text{cm}^2/\text{г}\cdot\text{част.}$ ;  $Q$  – коефіцієнт якості для  $\beta$ -частинок, які мають безперервний спектр,  $\text{Гр}/\text{с}$ .

$$P = \varphi D_k,$$

де  $\varphi$  – густина потоку на поверхні біологічної тканини,  $\text{част.}/\text{cm}^2\cdot\text{с}$ .

Значення дозового коефіцієнта  $D_k$  для  $\beta$ - частинок різної енергії наведені в таблиці 5.7.

Таблиця 5.7. Дозові коефіцієнти для  $\beta$ - частинок

$E_{\text{макс.}}, \text{MeV}$	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0	1,5	2,0	3,0
$D_k \cdot 10^{-10}, \text{Гр}\cdot\text{cm}^2/\beta\text{- част}$	11,3	7,4	5,6	4,2	3,7	3,2	3,1	2,9

При опроміненні організму розрізняють *гостре і пролонговане, одноразове і багаторазове (фракціоноване) опромінення*.

Під гострим опроміненням розуміють короткочасне опромінення при високій потужності дози (децигрей на годину і більше).

Під пролонгованим опроміненням розуміють короткочасне опромінення при низькій потужності дози (долі Грея на годину і менше).

Як гостре, так і пролонговане опромінення можуть бути однократними або фракціонованими. Крім того виділяють ще хронічне опромінення, яке можна розглядати як різновид фракціонованого опромінювання, але яке проводиться дуже довго і у малих дозах.

*Густина потоку частинок  $\varphi$*  – відношення кількості частинок, які перетинають в одиницю часу малу сферу, до площі поперечного перерізу сфери.

## 5.8. Методи оцінок і розрахунку доз внутрішнього опромінення

Внутрішнє опромінення – опромінення тіла людини (її окремих органів та тканин) від джерел іонізуючих випромінювань, що знаходяться в самому тілі, за рахунок проникнення (надходження) радіоактивних речовин до організму людини через дихальну систему, систему травлення або шкіру:

надходження *інгаляційне* – проникнення радіоактивних речовин в організм людини через органи дихання,

надходження *пероральне* – проникнення радіоактивних речовин в організм людини через ротову порожнину.

Дози внутрішнього опромінення людини оцінюються (розраховуються) на основі прямих вимірів вмісту радіонуклідів у організмі за допомогою спеціальних лічильників випромінювань людини (ЛВЛ) або непрямих вимірювань вмісту радіонуклідів у повітрі та продуктах харчування, їх надходження з повітрям, що вдихається, їжею та питною водою, а також на основі даних щодо їх виведення з організму з сечею і фекаліями. Далі використовують біокінетичні моделі для розрахунку ефективної дози за величиною надходження за допомогою довідкових дозових коефіцієнтів (що виражають дозу на оди-

ницю надходження активності  $i$ -го радіонукліда, Зв/Бк). Для цього використовують рекомендовані Міжнародною комісією радіаційного захисту (МКРЗ: ICRP, 1994, 1996) і приведені в Директиві ЄС по базових нормах безпеки (EU, 1996), а також в Міжнародних основних нормах безпеки (ІАЕА, 1996) дозові коефіцієнти, які дорівнюють ефективній дозі (Зв) при пероральному ( $B_{ing}^i$ ) або інгаляційному ( $B_{inh}^i$ ) надходженні 1 Бк штучного або природного  $i$ -го радіонукліда в організм людини залежно від її віку (характеру дихання) і фізико-хімічних властивостей форми знаходження радіонукліда (розчинності, дисперсного складу радіоактивних аерозолів при інгаляції і т.п.).

Усереднені значення цих дозових коефіцієнтів для консервативних оцінок ефективних доз внутрішнього опромінення за рахунок надходження техногенних радіонуклідів до організму людини через дихальну систему ( $B_{ing}^i$ ) і систему травлення ( $B_{inh}^i$ ), приведені в табл. 5.8.

Вони свідчать, що для більшості радіонуклідів дозові коефіцієнти в разі вдихання є більшими, ніж при пероральному надходженні. Особливо велика різниця (у 100 разів) для трансуранових елементів (ТУЕ), хоча після аварії на Чорнобильській АЕС дози опромінення населення формувалися в основному за рахунок перорального, а не інгаляційного надходження радіонуклідів.

Нижче, у таблиці 5.8 приведені більш точні методи розрахунку внутрішніх доз опромінення і необхідні для цього дозові коефіцієнти.

Таблиця 5.8. Дозові коефіцієнти, які визначають консервативну оцінку очікуваної ефективної дози ( $E^i$ , Зв) при пероральному ( $B_{ing}^i$ , для максимальних значень коефіцієнтів всмоктування у кишечнику) або інгаляційному ( $B_{inh}^i$ , для максимальних значень для різних класів розчинності аерозолів і АМАД=1 і 5 мкм) надходженні 1 Бк  $i$ -го радіонукліда в організм дорослої людини (за 60-тою публікацією МКРЗ)

Радіонуклід	Дозові коефіцієнти, Зв/Бк		Радіонуклід	Дозові коефіцієнти	
	разі проковтування, $B_{ing}^i$	у разі вдихання, $B_{inh}^i$		у разі проковтування, $B_{ing}^i$	у разі вдихання, $B_{inh}^i$
$^{90}\text{Sr}$	$2,8 \cdot 10^{-8}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$	$^{144}\text{Ce}$	$8,8 \cdot 10^{-9}$	$5,3 \cdot 10^{-9}$
$^{95}\text{Zr}$	$1,3 \cdot 10^{-9}$	$5,5 \cdot 10^{-9}$	$^{238}\text{Pu}$	$5,1 \cdot 10^{-7}$	$4,3 \cdot 10^{-5}$
$^{131}\text{I}$	$2,2 \cdot 10^{-8}$	$2,0 \cdot 10^{-8}$	$^{239}\text{Pu}$	$5,6 \cdot 10^{-7}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$
$^{134}\text{Cs}$	$1,9 \cdot 10^{-8}$	$9,6 \cdot 10^{-9}$	$^{240}\text{Pu}$	$5,6 \cdot 10^{-7}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$
$^{137}\text{Cs}$	$1,3 \cdot 10^{-8}$	$6,7 \cdot 10^{-9}$	$^{241}\text{Pu}$	$1,1 \cdot 10^{-8}$	$8,5 \cdot 10^{-7}$
$^{141}\text{Ce}$	$1,2 \cdot 10^{-9}$	$3,8 \cdot 10^{-9}$	$^{241}\text{Am}$	$5,7 \cdot 10^{-7}$	$3,9 \cdot 10^{-5}$

### 5.8.1. Внутрішнє опромінення від інгаляційного надходження радіонуклідів

Для оцінки дози внутрішнього опромінення людини за рахунок інгаляційного надходження радіонуклідів у організм за час  $t$  необхідно знати інтегральну (середню) концентрацію радіонуклідів у області дихання людини, дисперсний склад і клас розчинності радіоактивних аерозолів, а також залежний від віку й інтенсивності дихання об'єм повітря, що вдихається протягом часу  $t$  людиною, і відповідний дозовий коефіцієнт. Знаходження радіонуклідів у повітрі може бути обумовлене або їх викидом в атмосферу підприємствами ЯПЦ і другими джерелами, або вторинним вітровим підйомом (ресуспензією) радіонуклідів з підстилаючої поверхні, про що говорилося у підрозділі 5.7.3.

Там також детально описані методи вимірювання і розрахунку інтегральної концентрації ( $A_{int}^i$ , Бк с/м<sup>3</sup>) або середньої об'ємної питомої активності ( $A_v^i$ , Бк/м<sup>3</sup>)  $i$ -го радіонукліда в повітрі (Бк/м<sup>3</sup>).

Очікувана ефективна доза внутрішнього опромінення при інгаляції радіоактивного аерозолу ( $E_{nih}^i$ ), що вміщує  $i$ -й радіонуклід (за 66 Публікацією МКРЗ) буде дорівнювати:

$$E_{nih}^i = A_{int}^i \cdot B_{inh}^i \cdot V_t / t \text{ або } E_{nih}^i = A_v^i \cdot B_{inh}^i \cdot V_t$$

де  $V_t$  – об'єм повітря, що вдихає людина за час  $t$  (табл.5.9), м<sup>3</sup>;  
 $B_{inh}^i$  – дозовий коефіцієнт, який дорівнює очікуваній ефективній дозі за рахунок інгаляційного надходження 1 Бк  $i$ -го радіонукліда в організм у залежності від віку людини, певного класу розчинності й AMAD аерозолу, Зв/Бк (табл. 5.8). Медіанний (середній) за активністю аеродинамічний діаметр (AMAD) – характеристика статистичного розподілу активності полідисперсного аерозолу за аеродинамічним діаметром. При цьому доза називається піввіковою, тому що у значеннях дозових коефіцієнтів ( $B_{inh}^i$ ) урахувано піввіковий термін дії радіонуклідів на людину, з урахуванням динаміки процесів їх виведення з організму.

Проведення сільськогосподарських робіт пов'язане з антропогенним впливом на ґрунт, що призводить до підвищеного пилопідйому радіоактивних речовин. Інгаляційне надходження радіонуклідів у організм механізаторів за один робочий день може перевищити річне надходження для других груп населення. Це дозволяє вважати механізаторів критичною групою населення з точки зору безпеки інгаляційного надходження радіонуклідів. Численні дослідження співробітників УкрНДІ сільськогосподарської радіології після аварії на Чорнобильській АЕС показали, що герметизовані радіологічні тракторів зменшують на робочих місцях механізаторів концентрацію пилу в повітрі в 10–100 разів, а радіоактивних речовин лише в 5–8 разів у порівнянні зі звичайними кабінами.

Таблиця 5.9. Концентрація пилу, відношення об'ємної концентрації радіонуклідів ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238-240}\text{Pu}$ ) до щільності забруднення ґрунту ( $R'$ ), а також АМАД радіоактивних аерозолів у зоні дихання персоналу при проведенні сільськогосподарських робіт.

Вид сільськогосподарських робіт	Концентрація пилу, $\text{мг/м}^3$	$R' \cdot 10^{-9}$ , $\text{м}^{-1}$	АМАД, $\text{мкм}$
Оранка ґрунту	0,3*– 80	5 – 1000	6 – 8
Культивація ґрунту	1,6*– 50	30 – 1000	15 – 18
Внесення добрив	20	200 – 300	4
Укатка ґрунту	1,7*	20	–
Посадка картоплі	10 – 300	100 – 4000**	(10-14)24**
Внесення добрив	20 – 170	500 – 5000	–
Міжрядна обробка	61	2000	–
Збирання жита	14 – 20	30 – 300	9 – 20
Збирання соломи	6	50	12 – 14

\* – герметизовані кабіни тракторів

\*\* – при відкритих вікнах кабіни

Основна доля пилових частинок (77–99% від загальної кількості) у повітрі мають розмір не більше 1  $\text{мкм}$ . АМАД радіоактивних аерозолів, включаючи трансуранові елементи (ТУЕ), в кабінах тракторів складає 5–15  $\text{мкм}$  і збільшується, як і власне концентрація радіонуклідів, у випадку відкритих вікон кабіни і на причіпних знаряддях (табл. 5.9).

Найбільш значимим фактором, що впливає на концентрацію радіонуклідів у повітрі (до 1000 разів), є вологість ґрунту. Навіть протягом одного робочого дня за рахунок висихання ґрунту може спостерігатися зростання концентрації радіонуклідів у повітрі удвічі.

На основі отриманих експериментальних даних щодо концентрації, дисперсного складу і класу розчинності чорнобильських радіоактивних аерозолів з використанням описаних вище методів були розраховані інгаляційні дозові навантаження на механізаторів, які є критичною групою населення. В результаті проведених оцінок було показано, що навіть для цієї критичної групи населення на територіях, забруднених у результаті Чорнобильської аварії, ефективні дози від інгаляції радіонуклідів ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238-240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ) є на 1–3 порядки величини нижчими за дозові навантаження, обумовлені зовнішнім опроміненням від  $^{137}\text{Cs}$  протягом року. Слід підкреслити, що на забруднених у результаті Чорнобильської катастрофи територіях більшу небезпеку для здоров'я механізаторів у порівнянні з радіоактивністю в повітрі становить звичайна запиленість, яка часто в десятки разів перевищує встановлені нормативи ( $4 \text{ мг/м}^3$ ).

### 5.8.2. Внутрішнє опромінення від перорального надходження радіонуклідів з їжею, водою та заковтування радіонуклідів

Розрахунок і оцінку ефективної дози опромінення внаслідок уживання води та їжі, забруднених радіонуклідами, можна проводити кількома шляхами. Дози для конкретних осіб можуть бути розраховані за активністю  $^{137}\text{Cs}$  в організмі, яку визначають за показаннями ЛВЛ (лічильник випромінювань людини). Слід зазначити, що ЛВЛ не дає відомостей про активність в організмі людини інших не гамма-випромінюючих радіонуклідів, таких як  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{238-240}\text{Pu}$  і т.п. Інший шлях розрахунку ефективної дози ґрунтується на середніх оцінках активності радіонуклідів у продуктах харчування людини й у воді, за якими, з огляду на раціон, оцінюють річне надходження радіонуклідів в організм і множать його на відповідні дозові коефіцієнти для кожного радіонукліда, залежні від віку людини.

Якщо немає регулярних даних вимірювань активності радіонуклідів у продуктах харчування і воді, то її розраховують за допомогою камерних моделей (стаціонарних і динамічних), виходячи із активності радіонуклідів у забруднених сільськогосподарських угіддях. Цей метод є малоприматним у  $^{239}\text{Pu}$  тип F  $^{239}\text{Pu}$  тип S випадку оцінки індивідуальних доз для конкретних людей, але цілком виправданий, коли потрібно оцінити середні та колективні ефективні дози випромінювання для популяції населення, що проживає на певній території.

Як і в разі оцінки інгаляційної дози, підсумовують ефективні дози від усіх радіонуклідів, що знаходяться у повітрі та/чи в продуктах харчування. Розрахунок доз опромінення населення за рахунок харчового раціону проводиться за формулою:

$$E_{ing} = \sum_1^n I_n \cdot A_n^i \cdot B^i p_n^i,$$

де –  $E_{ing}$  – очікувана ефективна доза (Зв);  $n$  – кількість основних продуктів харчування і питної води, з яких складається харчовий раціон, що споживає людина на протязі року;  $B^i_{ing}$  – дозовий коефіцієнт, який дорівнює ефективній дозі (Зв) при пероральному споживанні 1 Бк  $i$ -го радіонукліда в залежності від значень коефіцієнтів всмоктування в кишечнику та віку людини (табл. 5.9);  $I_n$  – річне споживання  $n$ -ого продукту, кг;  $A_n^i$  – питома активність  $i$ -го радіонукліду в  $n$ -му продукті, Бк/кг;  $p_n^i$  – втрати  $i$ -го радіонукліда при кулінарній обробці  $n$ -го продукту (відношення питомої активності  $i$ -го радіонукліду в  $n$ -м продукті харчування до питомої активності в початковій сировині).

При розрахунку ефективної дози опромінення дітей та підлітків у віці до 17 років і дорослих необхідно використовувати відповідні дозові коефіцієнти ( $B^i_{ing}$ , Зв/Бк), що приведені МКРЗ для різних вікових груп. Дозові коефіцієнти та раціон споживання продуктів харчування (і пов'язане з ним надходження



радіонуклідів у організм) відрізняються в різних вікових групах (табл. 5.10). В певних випадках, наприклад, при надходженні  $^{137}\text{Cs}$  з продуктами харчування після аварії на ЧАЕС, ефективна доза опромінення дорослих перевищувала дозу опромінення дітей, але для  $^{131}\text{I}$  спостерігалась зворотна ситуація – максимальні ефективні дози опромінення були в дітей. Тому при оцінках і прогнозуванні рівнів опромінення населення розрахунки слід проводити для всіх радіонуклідів і вікових груп населення для отримання верхньої границі очікуваних ефективних доз опромінення.

Дані щодо кількості продуктів харчування, що споживає на протязі року населення регіону, можна отримати в регіональних управліннях статистики, а для дітей також в школах-інтернатах і дитячих дошкільних закладах методом аналізу меню-розкладок. Референтні об'єми питної води, що споживається протягом року, для дорослих складають 800 л, для дітей 10 років – 500 л, 1 року – 260 л і 3-місячних дітей – 220 л.

Таблиця 5.10. Дозові коефіцієнти  $B_{ing}^i$  (Зв/Бк), які дорівнюють очікуваній ефективній дозі ( $E_{ing}^i$ , Зв) на одиницю перорального надходження 1 Бк  $i$ -го штучного радіонукліда в залежності від значень коефіцієнтів всмокування ( $f_i$ ) в кишечнику та від віку людини ·10

Радіонуклід	$f_i$	Вік людини, років				
		1-2	2-7	7-12	12-17	>17
$^{89}\text{Sr}$	0,01	$2,7 \cdot 10^{-08}$	$1,6 \cdot 10^{-08}$	$8,9 \cdot 10^{-09}$	$4,8 \cdot 10^{-09}$	$3,8 \cdot 10^{-09}$
	0,3	$2,3 \cdot 10^{-08}$	$1,4 \cdot 10^{-08}$	$7,8 \cdot 10^{-09}$	$4,3 \cdot 10^{-09}$	$3,4 \cdot 10^{-09}$
$^{90}\text{Sr}$	0,01	$2,6 \cdot 10^{-08}$	$1,6 \cdot 10^{-08}$	$9,0 \cdot 10^{-09}$	$5,1 \cdot 10^{-09}$	$4,2 \cdot 10^{-09}$
	0,3	$1,2 \cdot 10^{-07}$	$7,4 \cdot 10^{-08}$	$4,4 \cdot 10^{-08}$	$3,0 \cdot 10^{-08}$	$2,8 \cdot 10^{-08}$
$^{95}\text{Zr}$	0,002	$7,2 \cdot 10^{-09}$	$4,6 \cdot 10^{-09}$	$2,7 \cdot 10^{-09}$	$1,6 \cdot 10^{-09}$	$1,3 \cdot 10^{-09}$
$^{103}\text{Ru}$	0,05	$6,3 \cdot 10^{-09}$	$4,0 \cdot 10^{-09}$	$2,3 \cdot 10^{-09}$	$1,3 \cdot 10^{-09}$	$1,1 \cdot 10^{-09}$
$^{106}\text{Ru}$	0,05	$7,2 \cdot 10^{-08}$	$4,5 \cdot 10^{-08}$	$2,4 \cdot 10^{-08}$	$1,3 \cdot 10^{-08}$	$1,1 \cdot 10^{-08}$
$^{131}\text{I}$	1	$1,8 \cdot 10^{-07}$	$1,1 \cdot 10^{-07}$	$6,0 \cdot 10^{-08}$	$2,9 \cdot 10^{-08}$	$2,2 \cdot 10^{-08}$
$^{134}\text{Cs}$	1	$1,3 \cdot 10^{-08}$	$1,3 \cdot 10^{-08}$	$1,4 \cdot 10^{-08}$	$1,9 \cdot 10^{-08}$	$1,9 \cdot 10^{-08}$
$^{137}\text{Cs}$	1	$9,9 \cdot 10^{-09}$	$9,9 \cdot 10^{-09}$	$1,0 \cdot 10^{-08}$	$1,3 \cdot 10^{-08}$	$1,3 \cdot 10^{-08}$
$^{144}\text{C} \cdot 10$	0,0003	$6,1 \cdot 10^{-08}$	$3,7 \cdot 10^{-08}$	$2,0 \cdot 10^{-08}$	$1,1 \cdot 10^{-08}$	$8,7 \cdot 10^{-09}$
	0,001	$6,2 \cdot 10^{-08}$	$3,8 \cdot 10^{-08}$	$2,1 \cdot 10^{-08}$	$1,1 \cdot 10^{-08}$	$8,8 \cdot 10^{-09}$
$^{239}\text{Pu}$	0,00001	$6,1 \cdot 10^{-08}$	$3,9 \cdot 10^{-08}$	$2,3 \cdot 10^{-08}$	$1,5 \cdot 10^{-08}$	$1,2 \cdot 10^{-08}$
	0,0001	$1,7 \cdot 10^{-07}$	$1,2 \cdot 10^{-07}$	$8,4 \cdot 10^{-08}$	$6,8 \cdot 10^{-08}$	$6,2 \cdot 10^{-08}$
	0,001	$1,2 \cdot 10^{-06}$	$9,1 \cdot 10^{-07}$	$7,0 \cdot 10^{-07}$	$6,0 \cdot 10^{-07}$	$5,6 \cdot 10^{-07}$
$^{241}\text{Am}$	0,0002	$3,0 \cdot 10^{-07}$	$2,2 \cdot 10^{-07}$	$1,6 \cdot 10^{-07}$	$1,3 \cdot 10^{-07}$	$1,2 \cdot 10^{-07}$
	0,0005	$6,7 \cdot 10^{-07}$	$4,9 \cdot 10^{-07}$	$3,7 \cdot 10^{-07}$	$3,1 \cdot 10^{-07}$	$2,9 \cdot 10^{-07}$
	0,001	$1,3 \cdot 10^{-06}$	$9,5 \cdot 10^{-07}$	$7,2 \cdot 10^{-07}$	$6,1 \cdot 10^{-07}$	$5,7 \cdot 10^{-07}$

В різних країнах раціон харчування населення може сильно відрізнятись. Оцінки надходження радіонуклідів в організм людини проводять або для всіх продуктів харчування людини з урахуванням втрат при кулінарній обробці, або лише для основних дозоутворюючих (молоко, хліб, м'ясо, картопля, овочі, а також у випадку розрахунків для  $^{134,137}\text{Cs}$  – дикоростучі гриби і ягоди), які в найбільших кількостях споживаються людиною і вміщують максимальну активність радіонуклідів. У нинішній час, після Чорнобильської катастрофи, з молоком надходить близько половини активності  $^{137}\text{Cs}$  в організм сільського населення. Значний внесок у надходження  $^{137}\text{Cs}$  в деяких регіонах можуть також давати дикоростучі гриби та ягоди. Тому, для спрощення оцінок ефективних доз внутрішнього опромінення сільського населення України (Методика-97, УНЦРМ) від  $^{137}\text{Cs}$  використовувався «референтний» молочний еквівалент раціону ( $I_{milk}$ ), що дорівнює 0,97 л/добу або 355 л/рік, який розраховувався як:

$$I_{milk}^i = \sum_1^n I_n \cdot A_n^i / A_{milk}^i$$

Це дозволяє оперативно проводити оцінки середніх ефективних доз внутрішнього опромінення сільського населення. Середньорічне пероральне надходження  $^{137}\text{Cs}$  в організм з усіма продуктами харчування буде дорівнювати добутку середньої питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в місцевому молоці ( $A_{milk}^i$ , Бк/л) на величину «референтного» молочного еквівалента, що враховує надходження з іншими продуктами (355 л/рік). Для сіл, розташованих біля лісових масивів, де в раціоні місцевого населення є істотною частка дикоростучих грибів, річне надходження  $^{137}\text{Cs}$  збільшується ще на 10–20%.

Таблиця 5.11. Середньорічне споживання ( $I_n$ )  $n$ -ого продукту в Україні і Німеччині, кг/рік

$n$	Продукт	Україна	Німеччина				
			Вік, років				
		Дорослі	Дорослі	15	10	5	1
1	Зернові, хліб	146	81	63	56	45	22
2	Картопля	131	58	30	22	13	16
3	Овочі	99	64	60	54	49	33
4	Фрукти	47	44	37	33	26	55
5	Молоко та мол. вироби	234	84	77	66	51	204
	Яловичина	5	30	25	21	19	2
	Свинина	48	39	33	28	26	1
	Дикоростучі гриби	4	-	-	-	-	-

Питома активність кожного  $i$ -го радіонукліду в  $n$ -му продукті ( $A_n^i$ , Бк/кг) вимірюється стандартними методами або розраховується. Наприклад, молоко може бути безпосередньо продуктом харчування чи сировиною для виробництва молочних продуктів (масла, вершків, сиру тощо). Знаючи питому активність  $i$ -го радіонукліду в молоці, шляхом її перемноження на показник втрат при кулінарній обробці молока ( $p_n^i$ ) можна оцінити радіоактивне забруднення молочних продуктів харчування (масла, сиру, вершків, згущеного молока тощо).

Можна також розраховувати рівні радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції при кореневому і позакореновому (поверхневому) забрудненні, що детально розглянуто в інших розділах. Для грубих консервативних оцінок радіоактивного забруднення основних продуктів харчування при кореновому надходженні радіонуклідів у рослинність без врахування ґрунтово-кліматичних умов рекомендовано використовувати значення КН, приведені в табл. 5.13 і 5.14. На пізній стадії аварії на Чорнобильській АЕС для оцінок рівнів кореневого забруднення  $^{137}\text{Cs}$  основних продуктів харчування рекомендовані значення КП для різних типів ґрунтів, приведені в табл. 5.15.

Таблиця 5.12. Втрати  $i$ -го радіонукліду при кулінарній обробці  $n$ -го продукту,  $p_n^i$

Продукт	Cs, Rb	Sr	I	Ba	Pu	Ag, Co, Mo, Na, Sb, Tc, Te	Ru, Am, Cm, Ce, La, Mn, Nb, Nd, Pr, Np, Rh, Y, Zr
Пшениця, жито, овес і т.д. (зерно з висівками)	3	3	3	3	4	3	3
Пшениця, жито і т.д. (борошно)	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3
Ячмінь на пиво	0,1	0,04	0,1	0,04	0,04	0,1	0,04
Овочі, картопля	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Фрукти та ягоди	1	1	1	1	1	1	1
Молоко в Масло	0,2	0,2	0,5	1	1	1	1
Молоко в Вершки (30%)	0,7	0,4	0,7	1	1	1	1
Концентроване молоко	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7
Молоко в Сир	0,6	0,6	0,6	1	1	1	1

При цьому, для оцінок середньорічних ефективних доз внутрішнього опромінення використовуються середньозважені по віковій структурі насе-

лення України референтні дози ( $D$ , Зв) після Чорнобильської катастрофи на одиницю перорального надходження  $i$ -го радіонукліда (1 Бк) в організм (табл. 5.13).

5.13. Інтегровані коефіцієнти накопичення елементів (КН) в найважливіших продуктах харчування населення, (Бк/кг)/(Бк/кг); (за PNLL 2003)

Радіонуклід	Листові овочі	Коренеплоди	Фрукти (овочі)	Зерно
Cl	70	70	70	70
Zn	1,3	0,35	0,9	1,6
Sr	3	0,5	0,2	0,2
Y	0,01	0,01	0,01	0,01
Zr	0,001	0,001	0,001	0,001
Nb	0,025	0,025	0,025	0,025
Tc	210	0,24	1,5	0,73
Ru	0,04	0,04	0,04	0,0005
I	0,04	0,04	0,04	0,04
Cs	0,46	0,13	0,23	0,026
Ce	0,02	0,02	0,02	0,02
U	0,0083	0,012	0,004	0,0013
Pu	0,00006	0,001	0,00005	0,00001
Am	0,0005	0,0004	0,0003	0,00002

5.14. Інтегровані коефіцієнти переходу елементів у найважливіших продуктах харчування тваринного походження, (Бк/кг)/(Бк/добу); (за PNLL 2003)

Радіонуклід	Яловичина	Молоко	Птиця	Яйця
Cl	0,02	0,017	0,03	2,7
Zn	0,1	0,01	7	3
Sr	0,008	0,0028	0,08	0,2
Y	0,001	0,00002	0,01	0,002
Zr	0,000001	0,0000006	0,00006	0,0002
Nb	0,0000003	0,0000004	0,0003	0,001
Tc	0,0001	0,00014	0,03	3
Ru	0,05	0,000003	0,007	0,005
I	0,04	0,009	0,05	4,4
Cs	0,05	0,008	3	0,4
Ce	0,000002	0,00003	0,002	0,00004
U	0,0003	0,0003	1	1
Pu	0,00001	0,000001	0,003	0,0005
Am	0,00004	0,000002	0,006	0,004

Таблиця 5.15. Інтегровані коефіцієнти переходу  $^{137}\text{Cs}$  (КП) з різних ґрунтів в найважливіші продукти харчування населення, (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>) (жирним шрифтом виділені рекомендовані значення)

Продукт	Група ґрунтів				
	Дерново-підзолисті	Сірі лісові	Чорно-земи	Торф'яні	Вологі торф'яники Рівненської та Волинської областей
Молоко	0,20	0,07	0,03	0,60	5,00
Яловичина	0,6	0,25	0,1	2,0	10,0
Свинина	0,30	0,10	0,05	1,00	4,00
Картопля	0,06	0,04	0,015	0,20	1,00
Гриби	13,0	4,0	1,0	20,0	-

Таблиця 5.16. Середньозважені по віковій структурі населення України дозові коефіцієнти ( $B_{ing}^i$ , Зв/Бк), які дорівнюють очікуваній ефективній дозі ( $E_{ing}^i$ , Зв) після аварії на Чорнобильській АЕС на одиницю перорального надходження  $i$ -го радіонукліда (1 Бк) в організм

Радіонуклід	Дозовий коефіцієнт, Зв/Бк
$^{89}\text{Sr}$	$3,8 \cdot 10^{-9}$
$^{90}\text{Sr}$	$3,7 \cdot 10^{-9}$
$^{137}\text{Cs}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$
$^{238}\text{Pu}$	$2,4 \cdot 10^{-7}$
$^{239}\text{Pu}$	$2,6 \cdot 10^{-7}$
$^{240}\text{Pu}$	$2,6 \cdot 10^{-7}$
$^{241}\text{Pu}$	$4,9 \cdot 10^{-9}$
$^{241}\text{Am}$	$2,1 \cdot 10^{-7}$

Для обмеження внутрішнього опромінення населення за рахунок перорального надходження радіонуклідів після аварії були введені Тимчасові допустимі рівні (ТДР-88 і ТДР-91) вмісту радіонуклідів у продуктах харчування (370 Бк/л  $^{134,137}\text{Cs}$  в молоці й 3700 Бк/кг і 740 Бк/кг в м'ясі в 1986 і 1991 рр., відповідно), а в 1997 і 2006 рр. введені в Україні постійні «Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді» – ДР-2006 (табл. 5.16). Ці нормативи значно нижчі за прийняті в Європейському Союзі нормативи, але треба пам'ятати, що ДР-2006 не є гранично допустимими рівнями вмісту радіонуклідів у продуктах харчування. Так, наприклад, якщо людина протягом всього року споживає молоко з питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  50 Бк/л (в 2 рази нижче за норматив ДР-2006), то в організм надходить 50 Бк/л 1л/день 365 днів = 18 250 Бк, що відповідає ефективній дозі опромінення дорослої людини 0,22 мЗв/рік.

Таблиця 5.17. Значення допустимих рівнів вмісту  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в продуктах харчування і питній воді, що використовуються в нинішній час у Білорусі, ЕС, Україні та РФ.

Продукт	$^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг, Бк/л				$^{90}\text{Sr}$ , Бк/кг, Бк/л			
	Біло- русь <sup>1</sup>	РФ <sup>2</sup>	Украї- на <sup>3</sup>	ЕС <sup>4</sup>	Біло- русь <sup>1</sup>	РФ <sup>2</sup>	Украї- на <sup>3</sup>	ЕС <sup>4</sup>
Зерно продо- вольче, крупи	60	70	50	600	11	40	20	100
Хліб і хлібоп- родукти	40	40	20	600	3,7	20	5	100
Картопля	80	120	60	600	3,7	40	20	100
Овочі (листо- ві, коренепло- ди, столова зелень)	100	120	40	600	–	40	20	100
Фрукти	40	40	70	600	–	30	10	100
М'ясо і м'ясні продукти	500	160	200	600	–	50	20	100
Риба і рибні продукти	–	130	150	600	–	100	35	100
Молоко	100	100	100	370	3,7	25	20	100
Вода	–	–	2	–	0,37	–	2	–
Свіжі дикоро- стучі ягоди і гриби	185	160	500	600	–	60	50	100
Сушені дико- ростучі ягоди і гриби	2500	2500	2500	600	–	250	250	100
Спеціальні продукти ди- тячого харчу- вання	37	–	40	370	1,85	–	5	75

<sup>1</sup> – за РДУ-99 (1999 рік); <sup>2</sup> – СанПиН 2.3.2.1078-01 (2001 рік); <sup>3</sup> – ДР-2006 (1997 і 2006 рік); <sup>4</sup> – за ЄВРОАТОМ N ° 2218/89 (1989 рік)

Якщо ж людина один раз на рік з'їсть кілограм свіжих грибів з питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  5000 Бк/кг (в 10 разів вище за норматив у ДР-2006), то в організм надійде 5000 Бк, що для дорослої людини буде відповідати ефективній дозі опромінення 0,06 мЗв/рік. Таким чином, ефективна доза опромінення від великої кількості молока з низьким рівнем радіоактивного забруднення, що

задовольняє гігієнічним нормативам, буде вищою в порівнянні з дозою від малої кількості високо забруднених грибів. Споживання продуктів харчування з питомою активністю радіонуклідів, що перевищує нормативи ДР-2006 навіть в десятки чи сотні разів, не приведе до детерміністичних ефектів, на відміну від споживання продуктів, забруднених хемотоксикантами понад гранично допустимий рівень, що може просто викликати отруєння людини.

Доза внутрішнього опромінення критичної групи населення в конкретному населеному пункті (середня величина для 10% найбільш опромінюваних за рахунок внутрішнього опромінення людей у населеному пункті) від чорнобильського  $^{137}\text{Cs}$  буде в 3 рази, а в селищах міського типу і містах – у 4 рази вищою за середні значення для цього населеного пункту. З міркувань консервативності, середньорічну ефективну дозу (СПЕД) опромінення критичної групи жителів визначають шляхом арифметичного додавання СПЕД зовнішнього опромінення критичної (за зовнішнім опроміненням) групи населення і СПЕД внутрішнього опромінення критичної (за внутрішнім опроміненням) групи населення.

### 5.8.3. Внутрішнє опромінення від природних радіонуклідів

Присутні в довкіллі природні радіонукліди надходять в організм людини з повітрям, що вдихається, з продуктами харчування і питною водою. Іонізуюче випромінювання цих радіонуклідів приводить до внутрішнього опромінення тіла людини і його органів. Внесок космогенних радіонуклідів ( $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$  і  $^{22}\text{Na}$  – 0,01; 3; 12 і 0,2 мкЗв/рік, відповідно) у сумарну ефективну дозу опромінення людини, обумовлену природним радіаційним фоном, невеликий і становить у середньому близько 15 мкЗв/рік (табл. 5.18).

$^{40}\text{K}$ , а також радіонукліди рядів  $^{232}\text{Th}$  і  $^{238}\text{U}$ , є найбільш значимими в плані формування дози внутрішнього опромінення людини за рахунок перорального надходження природних радіонуклідів у організм (табл. 5.19).

Одним з головних джерел природної радіації є  $^{40}\text{K}$  ( $T_{1/2} = 1,3 \cdot 10^9$  років). Цей ізотоп в незначних кількостях входить до складу природного калію (його доля становить 0,0118% по масі). В організмі людини калій регулює водний баланс, нормалізує ритм серця, впливає на роботу багатьох клітин. Калій є життєво важливим елементом і надходить в організм з продуктами харчування. Особливо багато його знаходиться в бобових культурах. Добова потреба людини в калію – 1,5–2 г. В кожному грамі природного калію за секунду розпадається в середньому 32 ядра  $^{40}\text{K}$ . Середнє значення вмісту в організмі для дорослого чоловіка складає приблизно 2 г калію на 1 кг маси тіла. Таким чином, можна оцінити, що в організмі людини вагою 70 кг щосекунди відбувається близько 4000 радіоактивних розпадів. Вміст калію зменшується з віком людини й залежить від статі. Найбільший вміст калію – у молодих чоловіків,

мінімальний – у жінок літнього віку (різниця досягає 2 разів). Середньорічна ефективна доза внутрішнього опромінення людини від  $^{40}\text{K}$  в середньому складає близько 0.2 мЗв/рік (табл. 5.19). Дещо менший внесок у формування дози внутрішнього опромінення за рахунок перорального надходження радіонуклідів дають  $^{232}\text{Th}$  (близько 0,02 мЗв/рік) і  $^{238}\text{U}$  (близько 0.15 мЗв/рік) з дочірніми продуктами розпаду. Оцінку очікуваної ефективної дози ( $E$ , Зв) опромінення людини при пероральному надходженні природних радіонуклідів проводять так, як і для техногенних радіонуклідів. В табл. 5.19 приведені дозові коефіцієнти ( $B_{ing}^i$ , Зв/Бк) в залежності від значень коефіцієнтів всмоктування ( $f_i$ ) в кишечнику  $i$ -го природного радіонукліду та від віку людини. Радіонукліди ряду  $^{232}\text{Th}$  і  $^{238}\text{U}$  слабо переходять у рослинність і продукцію тваринництва, тому перорально надходять в організм людини переважно в результаті заковтування с частинками ґрунту і слабо всмоктуються в ШКТ.

Але «пальма першості» серед природних джерел радіації належить радону-222 ( $^{222}\text{Rn}$ ) і радону-220 ( $^{220}\text{Rn}$ ) за рахунок їх інгаляційного надходження в організм з повітрям, що вдихається, і опромінення (разом з короткоживучими продуктами їх розпаду) органів альфа-частинками з високим радіаційним зважувачим фактором  $wR=20$ .

Таблиця 5.18. Загальна щорічна доза від середнього рівня природного фону, мкЗв/рік (за НКДАР, 1982)

Джерела опромінення	Зовнішнє:	Внутрішнє:	Разом
Космічні промені:			
іонізуюча компонента	280	–	280
нейтронна компонента	21	–	21
Космогенні радіонукліди:			
$^7\text{Be}$	–	3	3
$^{14}\text{Ca}$	–	12	12
Земні радіонукліди:			
$^{40}\text{K}$	120	180	300
$^{87}\text{Rb}$	–	6	6
Ряд $^{238}\text{U}$ : $^{238}\text{U}$ $^{234}\text{U}$	10	7+7	
$^{230}\text{Th}$ $^{226}\text{Ra}$	90	800	
$^{222}\text{Rn}$ $^{214}\text{Po}$ , $^{210}\text{Pb}$ $^{210}\text{Po}$	149	130	1044
Ряд $^{232}\text{Th}$ :		170	326
Разом (округлено)	650	1340	2000

Радон, як згадувалося у попередньому розділі, інертний радіоактивний газ, абсолютно прозорий, без смаку і запаху. Він утворюється в надрах Землі в результаті розпаду урану і торію, які в незначних кількостях входять до складу практично всіх типів ґрунтів і гірських порід. Радон постійно просочується з надр на поверхню, де зразу ж розсіюється в повітрі.



Таблиця 5.19. Дозові коефіцієнти  $B_{ing}^i$  (Зв/Бк), які дорівнюють очікуваної ефективній дозі ( $E$ , Зв) на одиницю перорального надходження 1 Бк  $i$ -го природного радіонукліда в залежності від значень коефіцієнтів всмоктування ( $f_1$ ) в кишечнику та від віку людини

Радіонуклід	$f_1$	Вік людини, років				
		1–2	2–7	7–12	12–17	>17
$^{210}\text{Po}$	0,1	$1,4 \cdot 10^{-06}$	$1,6 \cdot 10^{-08}$	$8,9 \cdot 10^{-09}$	$4,8 \cdot 10^{-09}$	$3,8 \cdot 10^{-09}$
	0,3	$4,2 \cdot 10^{-06}$	$1,4 \cdot 10^{-08}$	$7,8 \cdot 10^{-09}$	$4,3 \cdot 10^{-09}$	$3,4 \cdot 10^{-09}$
$^{210}\text{Pb}$	0,2	$2,6 \cdot 10^{-06}$	$1,6 \cdot 10^{-08}$	$9,0 \cdot 10^{-09}$	$5,1 \cdot 10^{-09}$	$4,2 \cdot 10^{-09}$
	0,3	$1,2 \cdot 10^{-06}$	$7,4 \cdot 10^{-08}$	$4,4 \cdot 10^{-08}$	$3,0 \cdot 10^{-08}$	$2,8 \cdot 10^{-08}$
$^{228}\text{Ra}$	0,2	$9,0 \cdot 10^{-07}$	$4,6 \cdot 10^{-09}$	$2,7 \cdot 10^{-09}$	$1,6 \cdot 10^{-09}$	$1,3 \cdot 10^{-09}$
$^{226}\text{Ra}$	0,2	$1,1 \cdot 10^{-06}$	$4,0 \cdot 10^{-09}$	$2,3 \cdot 10^{-09}$	$1,3 \cdot 10^{-09}$	$1,1 \cdot 10^{-09}$
$^{232}\text{Th}$	0,0004	$6,1 \cdot 10^{-07}$	$3,7 \cdot 10^{-08}$	$2,0 \cdot 10^{-08}$	$1,1 \cdot 10^{-08}$	$8,7 \cdot 10^{-09}$
	0,001	$6,2 \cdot 10^{-06}$	$3,8 \cdot 10^{-08}$	$2,1 \cdot 10^{-08}$	$1,1 \cdot 10^{-08}$	$8,8 \cdot 10^{-09}$
$^{235}\text{U}$	0,02	$1,7 \cdot 10^{-08}$	$1,2 \cdot 10^{-07}$	$8,4 \cdot 10^{-08}$	$6,8 \cdot 10^{-08}$	$6,2 \cdot 10^{-08}$
	0,05	$1,2 \cdot 10^{-07}$	$9,1 \cdot 10^{-07}$	$7,0 \cdot 10^{-07}$	$6,0 \cdot 10^{-07}$	$5,6 \cdot 10^{-07}$
$^{238}\text{U}$	0,02	$6,7 \cdot 10^{-08}$	$4,9 \cdot 10^{-07}$	$3,7 \cdot 10^{-07}$	$3,1 \cdot 10^{-07}$	$2,9 \cdot 10^{-07}$
	0,05	$1,3 \cdot 10^{-07}$	$9,5 \cdot 10^{-07}$	$7,2 \cdot 10^{-07}$	$6,1 \cdot 10^{-07}$	$5,7 \cdot 10^{-07}$

В результаті цього присутність радону у повітрі не представляє загрози. Проблеми виникають, якщо відсутній достатній обмін повітря, наприклад, в будинках, підвалах і других приміщеннях з поганою вентиляцією. Радон і продукти його розпаду попадають в легені людини разом з повітрям і утримуються в них. Найменша концентрація радону в кімнатному повітрі зареєстрована на Близькому Сході, а найвища – в деяких європейських країнах, де знаходяться родовища урану (в Україні це Дніпродзержинськ, Жовті Води та ін.). В середньому дози від радону в Україні в 2–3 рази перевищують середні в світі, але є нижчими, ніж у ряді других країн, наприклад, Фінляндії. Останні дослідження типу «випадок-контроль», проведені серед жителів Європи, Північної Америки і Китаю, показали статистично значимий зв'язок між ризиком раку легень і концентраціями  $^{222}\text{Ra}$  в житлових приміщеннях. Тому рекомендується застосовувати всі доступні методи для зниження концентрації  $^{222}\text{Rn}$  нижче референтних рівнів у  $600 \text{ Бк/м}^3$  для житлових приміщень і  $1500 \text{ Бк/м}^3$ , які призводять до ефективної дози опромінення близько  $10 \text{ мЗв/рік}$ . Згідно з НРБУ-97 гігієнічні нормативи вмісту  $^{222}\text{Rn}$  і  $^{220}\text{Rn}$  у повітрі приміщень складають  $100$  і  $6 \text{ Бк/м}^3$ , відповідно.

Середньорічна доза опромінення від радону в житлових приміщеннях для України з урахуванням чисельності населення в областях складає  $3.2 \text{ мЗв/рік}$ , варіюючи по областях від  $2,2 \text{ мЗв/рік}$  до  $5,2 \text{ мЗв/рік}$ .

Повна середня ефективна доза опромінення населення (сума доз зовнішнього та внутрішнього опромінення) від усіх природних джерел в Україні становить, за різними оцінками, 4,6–5,2 мЗв/рік і приблизно в 2 рази перевищує середньосвітовий рівень 2,4 мЗв/рік.

#### 5.8.4. Оцінка доз внутрішнього опромінення на основі вимірювань вмісту радіонуклідів у тілі людини

Оцінка доз внутрішнього опромінення на основі вимірювань вмісту радіонуклідів у тілі людини була проведена за даними Робочих матеріалів МАГАТЕ, 2006 р.)

Доза внутрішнього опромінення за певний час може бути розрахована, виходячи з вмісту радіонуклідів у організмі та їх розподілу по органах і тканинах. Вміст радіонуклідів у тілі та окремих органах визначається за допомогою методів прямої і опосередкованої дозиметрії інкорпорованих радіонуклідів. Перший метод оснований на реєстрації випромінювання з тіла інкорпорованих радіонуклідів за допомогою лічильників випромінювання людини (ЛВЛ). Метод опосередкованої дозиметрії базується на визначенні вмісту радіонуклідів у організмі за активністю, що виводиться з організму з сечею, екскрементами, повітрям, що видихається і т.д.

Середня річна ефективна доза внутрішнього опромінення ( $E_{int}^i$ , мЗв/рік), яка визначається на основі ЛВЛ-вимірювань середнього вмісту  $i$ -го радіонукліду ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{134,137}\text{Cs}$  і т.д.) в тілі людини, складає:

$$E_{int}^i = k_d^i (Q_i / M)$$

де:  $k_d^i$  – дозовий коефіцієнт для  $i$ -го радіонукліду (для  $^{137}\text{Cs}$   $k_d^{\text{Cs}} = 2,3$  мЗв·кг/кБк·рік для дорослої людини);  $Q_i$  – вміст  $i$ -го радіонукліду в організмі людини за даними ЛВЛ-вимірювання, кБк;  $M$  – маса тіла людини, кг.

Система радіаційного моніторингу після аварії на Чорнобильській АЕС, яка базується на застосуванні ЛВЛ, що реалізують метод прямих вимірювань, дає можливість визначати дози внутрішнього опромінення населення з найменшою похибкою в порівнянні з опосередкованими і розрахунковими методами.

В зв'язку з існуючою сезонною залежністю вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в організмі, обумовленою змінами раціону харчування і вмісту радіонуклідів у ньому, для коректної оцінки середнього за рік вмісту при однократному (один раз протягом року) вимірюванні на ЛВЛ, необхідно отримані результати домножити на поправочні коефіцієнти, що враховують цю залежність. В табл. 5.20 приведені для  $^{137}\text{Cs}$  відповідні поправочні сезонні коефіцієнти для України на період усереднення 2002–2004 рр.

Таблиця 5.20. Відношення середньорічного вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в організмі жителів України до його середньомісячного вмісту в організмі в різні періоди року на період усереднення 2002–2004 рр. (поправочні сезонні коефіцієнти)

Календарний місяць	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12
Села	0,7	0,9	1,1	1,3	1,5	1,7	1,5	1,3	1,0	0,7	0,6	0,7
СМТ і міста	0,8	0,9	1,1	1,2	1,3	1,4	1,3	1,2	1,0	0,8	0,7	0,8

Існуючі ЛВЛ умовно можна поділити на три основних класи – експертні, оперативні та індикаторні (рис. 5.26).

Клас експертних (зразкових) ЛВЛ – це стаціонарні комп’ютеризовані комплекси, як правило, багатодетекторні і багатоцільові, які мають високу чутливість і енергоселективність, з наявністю скануючих пристроїв, з максимальним екрануванням детекторів і людини від зовнішнього гамма-випромінювання у вигляді захисної металеві камери (кімнати) масою до 20 – 50 тон, що дозволяє знизити зовнішнє гамма-випромінювання в 50–150 разів. Геометрія вимірювання – “лежачи” та “стандартне крісло”. Подібні комплекси зазвичай розташовуються у великих наукових радіологічних центрах, таких як УкрНЦ радіаційної медицини. Сфера їх обслуговування – регіон, що охоплює кілька областей чи країну. За відсутності аварійної ситуації ЛВЛ цього класу є дослідницькими і зразковими установками, засобами радіаційного контролю професійних контингентів, а під час аварії та в післяаварійний період виступають в ролі експертних систем. Мінімальна детектована активність (МДА) у таких ЛВЛ складає 10–15 Бк на все тіло по  $^{137}\text{Cs}$  для періоду вимірювання 10–15 хв.

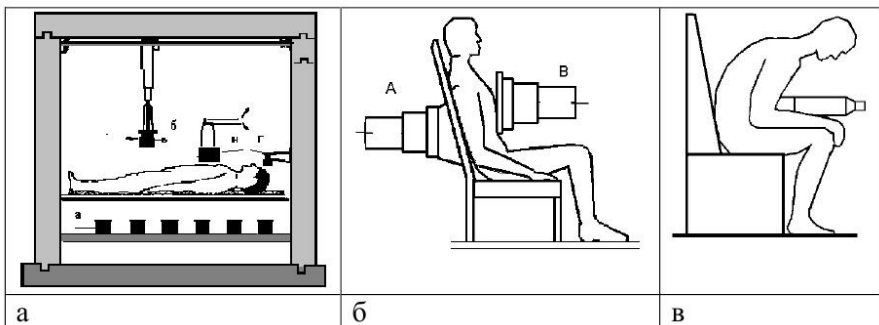


Рис. 5.26. Лічильники випромінювання людини: а – експертний (геометрія вимірювання «лежачи»); б – оперативний (геометрія “вимірювальне крісло”) і в – індикаторний (геометрія “сидячи зігнувшись”).

Вартість виготовлення такого ЛВЛ дуже висока, і їх використання для проведення масових вимірювань є недоцільним із-за малої пропускної здатності та відсутності мобільності.

Клас оперативних ЛВЛ є базовим у системі моніторингу в регіонах, де існує необхідність проведення масового радіаційного контролю населення. Оперативні ЛВЛ поділяються на підкласи – стаціонарні та мобільні. Зазвичай такі ЛВЛ є комп'ютеризованими. Основне їх призначення – отримання поточної оперативної інформації про вміст  $^{137}\text{Cs}$  в організмі жителів. ЛВЛ цього класу мають місцевий і (або) тіньовий захист детектора та вимірювального крісла від зовнішнього гамма-випромінювання. В залежності від використовуваного матеріалу захисту, його товщини, розмірів і конфігурації екранів, зазвичай досягається 10–50 кратне ослаблення фонового сигналу. Оптимальними є розміри місцевого чи тіньового захисту, в якому пряма і розсіяна компоненти зовнішнього гамма-випромінювання є співставними. Геометрія вимірювання – “вимірювальне крісло”, рідше – “стандартне крісло”. МДА оперативних ЛВЛ складає 150–750 Бк на все тіло по  $^{137}\text{Cs}$  для періоду вимірювання 3–5 хв. Перевага в порівнянні з експертними ЛВЛ – помірна вартість, менша маса (до 1–2 т), можливість транспортування. Недолік – коефіцієнт екранування детектора тілом людини змінюється в залежності від місця проведення вимірювання.

До класу індикаторних ЛВЛ входять переносні засоби вимірювання (гамма-спектрометри та гамма-радіометри різних типів), як правило, без захисних екранів. При низькій вартості цих приладів, тим не менше, забезпечується прийнятний рівень якості вимірювань з високою пропускною спроможністю в експедиційних умовах, що дозволяє отримати досить об'єктивні оцінки індивідуальних доз внутрішнього опромінення. Геометрія вимірювання – “сидячи зігнувшись” (“Північ”) і “сидячи”. МДА становить 1500–3000 Бк на все тіло по  $^{137}\text{Cs}$  при тривалості вимірювання 1–3 хвилини.

Недоліками таких ЛВЛ є відсутність захисту детектора від зовнішнього гамма-випромінювання, і, як наслідок, високий рівень фонового сигналу і значно варіюючий коефіцієнт екранування в залежності від щільності забруднення місцевості гамма-випромінюючими радіонуклідами, маси та пропорцій обстежуваної людини.

Для калібровки ЛВЛ оперативного й індикаторного класів по рівномірно розподіленім в організмі людини радіонуклідам (наприклад,  $^{137,134}\text{Cs}$ ) слід використовувати гомогенні фантоми тіла людини не менш ніж трьох різних розмірів (мас), які моделюють тіло людини для різних вікових груп – дитина (10–15 кг), підліток (25–30 кг), дорослий (стандартна людина – 70–75 кг). Існують і фантоми окремих органів, наприклад, лобової кістки, щитоподібної залози з ділянкою шиї та інші. Проте вони використовуються при визначенні радіонуклідів, інкорпорованих селективно в окремих органах.

### 5.9. Дози опромінення персоналу та населення після аварії на ЧАЕС

Аварія на Чорнобильській АЕС стала найбільшою в історії людства радіаційною катастрофою. Це єдина аварія, віднесена до найвищого 7-го рівня небезпеки за міжнародною шкалою ядерних подій. Після аварії впливу радіації підпали три групи людей – співробітники станції та учасники робіт з ліквідації аварії (близько 600 тис. осіб), евакуйоване населення (більше 100 тис. осіб і жителі, що залишилися на забруднених територіях (більш 5 млн. осіб).

Співробітники АЕС і пожежники, що прибули до зруйнованого реактора в перші години після аварії (близько 400 осіб), отримали дуже високі дози (до десятків Гр), які в тисячі разів перевищували річний природний фон за рахунок потужного зовнішнього  $\gamma$ - і  $\beta$ - опромінення, а також інгаляції радіоактивних аерозолів. 237 осіб зразу були госпіталізовані з діагнозом «гостра променева хвороба». Діагноз підтвердився у 134 постраждалих. 106 осіб після лікування одужали, 28 осіб лікарям не вдалося врятувати. Інші очевидці аварії отримали дози опромінення нижче рівнів початку гострої променевої хвороби. Незабаром до ліквідації аварії стали залучати все більше і більше людей.

Так, будівники «Саркофагу» в деякі періоди працювали в 3 зміни, в кожній по 10 тисяч чоловік. До кінця 1986 р. кількість учасників аварійних робіт, що зазнали, в основному, зовнішнього опромінення, перевищило 300 тисяч. Дози у деяких з них перевищували фон в багато десятків разів (до 1 Зв), але в більшості випадків все-таки були нижчими за реально небезпечні рівні й у середньому для 600 тис. осіб склали близько 100 мЗв. Приблизно однакові дози отримали військовослужбовці та персонал станції, і дещо нижчі – будівники саркофагу. В середньому дози в ліквідаторів 1986 р. перевищують природний фон в 60 разів, у ліквідаторів 1987 р. – в 40 разів, у ліквідаторів 1988–90 рр. – не більш, ніж у 20 разів. Для жителів Прип'яті та навколишніх сіл зони відчуження ЧАЕС, включаючи найбільш забруднені населені пункти за межами 30-км зони Чорнобильської АЕС, гострого опромінення вдалося уникнути за рахунок евакуації. Середні дози для 116 тис. евакуйованих жителів склали 33 мЗв. Населення віддаленіших територій було в меншій небезпеці. Його опромінення формувалося поступово за рахунок зовнішнього і внутрішнього опромінення, і дози можна було активно знижувати контрзаходами і обмежувальними заходами.

Основна маса населення (близько 5 млн. осіб), що нині проживає на радіоактивно забруднених територіях, за перші два десятиліття 20 років після аварії отримало ефективну дозу опромінення менше 20 мЗв, що є нижчим за рівень опромінення від природного радіоактивного фону. Разом з тим, для 270 тис. чоловік, що проживають на найбільш забруднених територіях у зоні суворого радіаційного контролю (переважно в РФ), за цей час середня ефективна доза опромінення складала близько 70 мЗв. В Україні, за даними професора І.А. Ліхтарьова, які представлені в Доповіді НКДАР за 2000 р., для кіль-

кох тисяч осіб, які мешкають у в найбільш забруднених регіонах, накопичена ефективна доза за 20 років і очікувана доза за життя може перевищити 70 мЗв (табл. 5.21). Відразу після аварії найбільшу біологічну небезпеку для населення представляли радіоізотопи йоду, головним чином  $^{131}\text{I}$ , з періодом напіврозпаду близько 8 днів. У перші дні люди вдихали його з повітрям. Після осадження на рослинність і ґрунт радіоактивний йод міг попадати в організм з молоком і молочними продуктами, з ранньою листовою зеленню.

Населення не було проінформоване про цю небезпеку, тому внутрішні дози сільського населення були сформовані, в основному, за рахунок перорального надходження йоду в організм. Накопичуючись у щитоподібній залозі, особливо інтенсивно у дітей, він опромінював тканини залози, з чим були пов'язані високі дози її опромінення. У дітей маса залози менша, а молока вони споживають не менше, ніж дорослі.

Таблиця 5.21. Ефективні дози в Україні в 1986 р. і 1989-2005 рр. (E – індивідуальна середньозважена по зоні радіоактивного забруднення, мЗв; S – колективна за 1986-2005 рр., тис. люд.-Зв)

Параметр	Щільність забруднення $^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>				
	37–185	185–555	555–1480	>1480	<37
E <sub>зони</sub> (1986)	1,9	7,0	23,1	73,3	
E <sub>внут</sub> (1986)	0,6	0,9	2,6	10,8	
E <sub>зони</sub> (1986–2005)	5,0	19,3	62,8	210,9	
E <sub>внут</sub> (1986–2005)	3,2	3,6	7,7	48,5	
E <sub>сум</sub> (1986)	2,5	8,0	25,7	88,0	3,42
E <sub>сум</sub> (1986–2005)	8,2	22,9	70,3	259,4	10,28
Чисельність, тис. чол	1876	132	23	2,4	2033,4
S, 10 <sup>3</sup> люд.-Зв	15,6	3,1	1,6	0,6	20,9

Тому дози опромінення щитоподібної залози у дітей, особливо найменших, весною-літом 1986 р. були вищими, ніж у дорослих, і досить високими, щоб викликати як короткочасні функціональні зміни щитоподібної залози, так і рак у деяких з них через 5 і більше років. Завдяки швидкому фізичному розпаду і самоочистці рослин через неділю «йодна загроза» вже була нижчою в два-три рази, а через два місяці – щезла. Радіоактивний стронцій і довгоживучі радіоізотопи плутонію випали в основному в складі частинок ядерного палива в 30-км зоні навколо Чорнобильської АЕС. За її межами основну роль грали радіоізотопи цезію ( $^{134,137}\text{Cs}$ ), зараз це лише  $^{137}\text{Cs}$  з періодом піврозпаду близько 30 років. Уже в 1987 р. дози в усьому тілі жителів були в кілька разів нижчими, ніж у перший рік після аварії. Починаючи з літа 1986 р. і донині доза внутрішнього опромінення формується, головним чином, за рахунок надходження  $^{137}\text{Cs}$  в організм жителів з харчовими продуктами (молоко, гриби і т.д.).

Внесок  $^{90}\text{Sr}$  в накопичену за минулий період часу дозу внутрішнього опромінення населення невеликий – одиниці процентів. Внесок в дозу внутрішнього опромінення, обумовлений інгаляційним надходженням ізотопів плутонію й америцію, є нехтовно малий, становлячи частки процента.

В цілому, дози зовнішнього і внутрішнього опромінення населення, накопичені в результаті аварії на Чорнобильській АЕС, були співставними за величиною (табл. 5.21) і зараз знизились в 7–30 разів по відношенню до 1986 р. Оцінки показують, що на нинішній час уже реалізовано 80–90% від «дози за життя» – референтної дози, яку може отримати умовна людина, що постійно проживає і веде трудову діяльність у радіоактивно забрудненому після аварії населеному пункті з 1986 по 2056 р. (за 70 років). В нинішній час у регіонах з торф'яно-болотними ґрунтами (на півночі Рівненської області, а також в деяких НП Волинської і Житомирської областей) дози внутрішнього опромінення населення за рахунок споживання місцевих радіоактивно забруднених продуктів можуть у кілька разів перевищувати дози зовнішнього опромінення, що формуються чорнобильськими радіонуклідами. Ефективна доза опромінення, а у випадку відсутності її оцінки на момент прийняття рішень – щільність радіоактивного забруднення території, стали критеріями радіоактивного зонування з метою радіаційного захисту населення. В 1986-1995 рр. 2293 населених пункти в 72 районах 12 областей України були віднесені до чотирьох зон радіоактивного забруднення згідно до законів України №. 106 (23.07.91), №. 17-р (12.01.93) і № 37 (27.01.95) (табл. 3.31). Загальна кількість населення, що проживала в зонах радіоактивного забруднення 12-ти областей України на 01.01.2007 р., перевищувала 2 мільйони осіб, включаючи 460000 дітей віком до 18 років.

Таблиця 5.22. Критерії радіологічного зонування територій в Україні

Зона	Критерії
1 Зона відчуження	Територія, з якої було евакуйоване населення в 1986 р.
2 Зона безумовного (обов'язкового) відселення	$де E > 5 \text{ мЗв рік}^{-1}$ $^{137}\text{Cs} > 555 \text{ кБк м}^{-2}$ або $^{90}\text{Sr} > 111 \text{ кБк м}^{-2}$ або $\text{Pu} > 3,7 \text{ кБк м}^{-2}$
3 Зона гарантованого добровільного відселення	$де E > 1 \text{ мЗв рік}^{-1}$ $185 < ^{137}\text{Cs} < 555 \text{ кБк м}^{-2}$ , $5,5 < ^{90}\text{Sr} < 111 \text{ кБк м}^{-2}$ , $0,37 < \text{Pu} < 3,7 \text{ кБк м}^{-2}$
4-а Зона посиленого радіологічного моніторингу*	$де E > 0,5 \text{ мЗв рік}^{-1}$ $37 < ^{137}\text{Cs} < 185 \text{ кБк м}^{-2}$ , $0,74 < ^{90}\text{Sr} < 5,5 \text{ кБк м}^{-2}$ , $0,185 < \text{Pu} < 0,37 \text{ кБк м}^{-2}$

\* Частина населених пунктів була віднесена до 4-ої зони не за радіологічними критеріями

Таблиця 5.23. Характеристики зон радіоактивного забруднення в Україні

Характеристика	1-а зона	2-а зона	3-я зона	4-а зона	Разом
Кількість населених пунктів	76	86	841	1290	2293
Площа, тис. км <sup>2</sup>	2 122	2 003	22 619	26 710	53 454
в тому числі ліси	1 058	1 315	14 194	8 790	25 357
Населення	120	9 040	637 230	1 645 540	2 291 900
в т.ч. діти до 14 років	0	1 870	150 160	336 660	488 690

За час після аварії кількість населених пунктів, де середня ефективна доза опромінення населення перевищує 1 мЗв/рік, зменшилася з 826 в 1991 році до менш ніж п'ятдесяти нині, що зараз усі розташовані в Рівненській і Житомирській областях. При цьому всі села, в яких останні роки середня паспортна ефективна доза опромінення населення перевищувала 2 мЗв/рік, знаходяться в північних районах Рівненської області на торф'яно-болотних ґрунтах, які вирізняються аномально високими коефіцієнтами переходу цезію з ґрунту в рослини. В результаті цього, в цих селах на внутрішнє опромінення населення через надходження <sup>137</sup>Cs в організм з місцевими продуктами харчування (молоко, м'ясо, картопля, дикоростучі гриби та ягоди) формується 80-95% ефективної паспортної дози опромінення населення.

Таблиця 5.24. Кількість населених пунктів з середніми паспортними ефективними дозами (E) опромінення населення в різні роки (за даними УкрНЦ радіаційної медицини)

Рік паспортизації	Паспортна ефективна доза, мЗв/год				
	0,5 E<1	1 E<2	2 E<3	3 E<5	E 5
2001	314	389	17	12	5
2002	317	351	7	14	3
2003	338	268	8	9	2
2004	410	187	3	12	0
2005	297	86	10	12	0
2006	285	52	6	6	1
2007		29	5	7	1

У відселених населених пунктах зони відчуження і безумовного (обов'язкового) відселення, де проживання заборонене законом, зараз продовжують мешкати люди – живуть самосели (менше 500 осіб). Ця невелика кількість людей переважно похилого віку, які або повернулися після переселення, або не виїжджали взагалі. Дози, які вони отримують, залежать від ре-



жиму їх поведінки та раціону харчування, що часто залежить від дарів лісу, але в будь-якому випадку вони або менші від фону, або можуть незначно його перевищувати. На основі радіологічних міркувань, з точки зору існуючих і потенціальних доз опромінення населення, південно-західна частина зони відчуження Чорнобильської АЕС уже сьогодні може використовуватися для проживання і господарської діяльності. Проте в дійсності правові обмеження, відсутність інфраструктури, економічні та соціально-психологічні фактори роблять її реабілітацію та повернення до нормального життя недоцільною.

На забруднених радіонуклідами територіях більша частина населення (понад 85%) проживає в умовах слабо забруднених ґрунтів. Тут нинішня добавка чорнобильської радіації до дози від природного фону становить від кількох процентів до десятків процентів. В теперішній час в Україні природний фон дає значно більший внесок у опромінення населення в порівнянні з чорнобильським забрудненням.



Рис. 5.27. Порівняння середніх ефективних доз опромінення населення в областях України, що постраждали від аварії на ЧАЕС, від природного фону і чорнобильського радіоактивного забруднення випадінь (за даними Національної доповіді, 2006)

Так, наприклад, у Запорізькій області й ряді інших, не постраждалих в результаті Чорнобильської катастрофи, середні фонові дози опромінення населення максимальні для України і перевищують аналогічні показники навіть з урахуванням чорнобильської дози в постраждалих після аварії регіонах (рис. 5.27). Слід ще раз нагадати, що в теперішній час, через 20–25 років після аварії на ЧАЕС, середньозважена (за віком, статтю, професією, режимом поведінки і т.д.) річна ефективна доза на сільське населення України, обумовлена зовнішнім  $\gamma$ - випромінюванням  $^{137}\text{Cs}$ , складає:

$E_{ext}(\text{мЗв/рік}) = A_{Ss}^{Cs\ 137} (\text{кБк/м}^2) 1.2 \cdot 10^{-3} (\text{мЗв}\cdot\text{м}^2/\text{кБк}),$   
а обумовлена пероральним надходженням  $^{137}\text{Cs}$  складає:

$E_{ing}(\text{мЗв/рік}) = A_{ing}^{Cs\ 137} (\text{Бк/год}) 1.2 \cdot 10^{-5} (\text{мЗв/Бк})$   
де  $A_{Ss}^{Cs\ 137}$  – щільність забруднення території  $^{137}\text{Cs}$ ;  $A_{ing}^{Cs\ 137}$  – середньорічна активність перорального надходження  $^{137}\text{Cs}$  в організм людини.

### 5.10. Дози медичного опромінення

*Медичне опромінення* – це опромінення пацієнтів внаслідок медичних обстежень чи лікування, а також добровольців. Медичне опромінення населення обумовлене широкомасштабним використанням джерел іонізуючого випромінювання в трьох областях медицини: рентгенівській діагностиці, радіонуклідній діагностиці та променевої терапії. Терапевтичне опромінення виключене з оцінки рівня опромінення населення через, по-перше, його незначний внесок незважаючи на високі локальні дози опромінення хворих і, по-друге, відмінність дозиметричних критеріїв при його проведенні (використовується концепція поглиненої й еквівалентної, а не ефективної дози, тобто діють закони високих доз опромінення чи так звані детерміністичні ефекти).

Природний радіоактивний фон детерміністичні ефекти). Крім того, терапевтичне опромінення використовується, як правило, при лікуванні онкологічних хворих (поглинені дози досягають 60–70 Гр), коли стоїть питання про життя чи смерть пацієнтів, тому воно виправдане в будь-якому випадку і не виникає ніяких проблем при його застосуванні на відміну від діагностичного опромінення.

Незаперечним лідером, як за масштабами застосування, так і в плані променевого навантаження на населення, була і залишається рентгенівська діагностика, яка є основною ланкою і головним інструментальним методом масових профілактичних обстежень населення і діагностики більшості захворювань, на долю якої припадає більше 99% всієї медичної дози або майже 1/3 повної дози опромінення населення. В останні десятиліття широке поширення отримала радіоізотопна діагностика з використанням радіофармацевтичних препаратів. Останні представляють собою незначні у ваговому відношенні кількості радіонуклідів і мічені ними сполуки, які при введенні в організм відображають стан органів і функціональних систем людини чи застосовуються для проведення аплікаційної, внутрішньопорожнинної і внутрішньотканинної діагностики й терапії. Найпоширенішою діагностичною процедурою є радіоізотопне сканування органу з метою виявлення пухлини й визначення її характеру (злоякісна чи доброякісна) за рівнем обміну й накопичення в ній радіонуклідів. У медичній практиці використовується близько 60 радіонуклідів і більше 100 мічених сполук, які мають відносно короткий ефективний період напіввиведення (від 6 год до 30 днів), що визначається малим пе-

ріодом напіврозпаду і достатньо швидким виведенням з організму. Найбільш поширений з них  $^{131}\text{I}$ , зокрема, при дослідженні функції щитоподібної залози. На частку цього обстеження припадає до 50% всіх діагностичних процедур з використанням радіонуклідів. В розвинутих країнах світу частота радіонуклідних досліджень коливається від 0,6 до 49,0 на 1000 осіб і постійно зростає. Максимальна кількість досліджень припадає на Швецію (15), США (32,6) і Канаду (49) на 1000 осіб, мінімальна – на Китай (0,6), Польщу (2,2) і країни СНД (4–10). Індивідуальні дози опромінення пацієнтів при цьому широко варіюють, але в цілому вони є порівнянними з дозами від рентгенодіагностики. Проте з огляду на те, що діагностичні процедури з використанням радіонуклідів проводяться значно рідкіше (приблизно 10–40 обстежень на 1000 жителів у розвинутих країнах), ніж рентгенодіагностичні, середня річна індивідуальна ефективна доза за рахунок радіоізотопної діагностики для населення становить лише близько 0,005 мЗв.

Найбільш дозоутворюючими є рентгеноскопічні дослідження (просвічування), далі в порядку спадання величини дози йдуть флюорографічні (фотознімки з флюоресцентного екрану) і, нарешті, рентгенографічні (знімки) дослідження. Середні дози при даних видах досліджень, наприклад, для легень відносяться як 10:5:1. Реальні відмінності можуть бути ще більшими. В нинішній час в країнах СНД на перші два методи діагностики припадає близько 40% всіх досліджень (в попередні десятиріччя більше 50% припадало лише на просвічування, а зараз це одиниці процентів), що дають основний внесок у дозу від усіх рентгеновських досліджень. У розвинутих країнах на них припадає не більше кількох процентів.

Максимальні ефективні дози опромінення на тіло формуються при рентгеноскопії шлунково-кишкового тракту (4–9 мЗв), спинного мозку та поперекового відділу хребта (до 6 мЗв), нирок і сечовивідних шляхів (до 7 мЗв), при катетеризації серця і других органів. При подібних дослідженнях еквівалентні дози на окремі органи (в тому числі гонади) можуть досягати кількох десятків мілізівертів. В табл. 5.25 для порівняння приведені діапазони ефективних доз опромінення людини від медичних, а також різних природних і техногенних джерел.

Медичні джерела іонізуючого випромінювання є одним з найзначущіших факторів опромінення людини. Це пов'язано, перш за все, з тим, що діагностичні та профілактичні рентгенологічні процедури носять масовий характер. В ряді промислово розвинутих країн, зокрема, в Швеції, Великобританії та США частота рентгеновських досліджень легень знижується, оскільки внаслідок зменшення в цих країнах захворюваності туберкульозом доцільність масових обстежень стає сумнівною, а раніше виявлення раку легень майже не збільшує шансів на виживання пацієнта.

Таблиця 5.25. Дози опромінення людини від медичних, а також різних природних і техногенних джерел

Джерела опромінення	Ефективна доза
Щоденний тригодинний перегляд телевізора протягом року	5–7 мкЗв
Опромінення за рахунок радіоактивних викидів із АЕС в районі розміщення станції протягом року	0,2–1 мкЗв
Опромінення за рахунок викиду природних радіонуклідів з димом	2–5 мкЗв
Політ на літаку, що летить з дозвуковою швидкістю, протягом 1 години	4–7 мкЗв
Прийом радонової ванни	0,01–1 мЗв
Флюорографія і рентгенографія грудної клітки	0.1–1 мЗв
Рентгенівська маммографія	1–2 мЗв
Рентгеноскопія грудної клітки	2–4 мЗв
Рентгенівська томографія	5–100 мЗв

В Україні на кожного жителя в середньому приходиться більше одного рентгенологічного обстеження на рік, що є одним з найвищих показників у світі (у Франції та Німеччині близько 0,8, у Норвегії, Швеції й Англії близько 0,5–0,6, в Китаї – 0,3). При цьому середня індивідуальна ефективна доза опромінення становить близько 1 мЗв/рік, змінюючись у різних регіонах від 0,4 мЗв/рік до 3 мЗв/рік (у розвинутих країнах – 0,5 мЗв/рік). У сукупності рентгенологічні та радіонуклідні діагностичні дослідження формують променеве навантаження в Білорусі, Росії й Україні близько 200 тис. люд.Зв на рік.

Іншими словами, в результаті медичного опромінення населення кожен рік отримує приблизно таку ж колективну дозу, якою оцінюється все радіаційне навантаження Чорнобиля в інтегралі за 70 років з моменту цієї найбільшої в світі техногенної катастрофи. Середньорічні ефективні дози опромінення медичного персоналу, що працює з джерелами іонізуючого випромінювання, складають близько 2 мЗв/рік. Всього в світі нараховується більше 1,6 млн. професіоналів, діяльність яких пов'язана з використанням іонізуючих випромінювань. Кількість медичних працівників серед професіоналів складає 65%, а по окремих країнах коливається від 27 (США) до 92% (Іспанія). Загальновизнано, що саме рентгенологія має найбільші резерви виправданого зниження індивідуальних, колективних і популяційних доз. ООН підрахувала, що зменшення доз медичного опромінення всього на 10%, що є цілком реальним, за своїм ефектом є рівносильним повній ліквідації усіх інших штучних джерел радіаційного впливу на населення, включаючи атомну енергетику.

Незважаючи на появу останнім часом нерадіаційних методів діагностики, таких як ультразвукові, термографічні, ядерно-магнітний резонанс і других, рентгенодіагностика залишається головним засобом отримання діагностичної інформації в клінічній практиці. В останні роки до неї додалися нові рентгеновські методи, в том числі комп'ютерна томографія, інтервенційні та інші, що відзначаються високими дозами опромінення як персоналу, так і, особливо, пацієнтів.

Часто люди хочуть знати, які дози опромінення вони отримують при стоматологічній діагностиці. В середньому ефективна доза опромінення при рентгеновській діагностиці зубів є невеликою і становить близько 0,03 мЗв за процедуру, що можна порівняти з дозою зовнішнього опромінення за час перельоту на літаку з України в Західну Європу.

### **5.11. Дози опромінення від підприємств ЯПЦ, ТЕС та сховищ РАВ**

В Україні в нинішній час працює 4 АЕС з енергоблоками типу ВВЕР (Запорізька, Південноукраїнська, Рівненська і Хмельницька), радіоактивні газоаерозольні викиди і скидання яких призводять до вкрай незначного додаткового опромінення населення і персоналу при нормальній (не аварійній) експлуатації. Безпосередньо виміряти обумовлені цим дозові навантаження на населення через їх малі значення в порівнянні з природним фоном не представляється можливим, тому їх можна лише оцінити на основі розрахунків за спеціальними методиками з використанням існуючих програмних засобів (RODOS, CAP-88 PC, PC CREAM та ін.). Оцінки показали, що при нормальній експлуатації АЕС за рахунок викидів максимальний внесок в очікувану ефективну дозу на всіх відстанях у зоні спостереження (до 30-км) вносять радіоактивні благородні гази  $87,88\text{Kr}$ ,  $133,135\text{Xe}$  та інші за рахунок опромінення від хмари (більше 90%).

Інші шляхи формування дози опромінення вносять істотно менший внесок: менше 1% інгаляція та зовнішнє опромінення від радіонуклідів, що осіли на ґрунт, а також перорального надходження радіонуклідів (менше 10% в залежності від ґрунтово-кліматичних умов). Максимальні індивідуальні річні ефективні дози для дорослого сільського населення, що мешкає коло кордону санітарно-захисної зони, при цьому не перевищують 1 мкЗв/рік (для Запорізької АЕС з 6-ма енергоблоками), а на відстані в 25–30 км максимальна сумарна розрахункова ефективна індивідуальна доза зменшується до сотих мкЗв.

Скидання виробничих стічних вод з Рівненської АЕС в р. Стир може призвести на відстані 2 км до максимальних додаткових доз опромінення нижче 0,01 мкЗв/рік, що нижче за дози від радіонуклідів у повітрі. Дозові навантаження, обумовлені впливом АЕС при нормальній її експлуатації, навіть нижчі за дози опромінення від перегляду кольорового телевізора і в ти-

сячі-сотні тисяч разів нижчі природного фону. Сумарна колективна доза опромінення населення України від усіх діючих АЕС складає менше 0,5 люд Зв/рік. В Україні існують виробництва з видобування і переробки уранової руди (м. Жовті Води і Дніпродзержинськ), що приводить до підвищених викидів пилу, який містить важкі природні радіонукліди, а також інертного радіоактивного газу радону. В місцях відвалів пустих порід у залежності від товщини захисних екранів потужність зовнішнього опромінення може в десятки й сотні разів перевищувати фонові рівні.

Видобування уранової руди в Україні проводиться шахтним способом. Розрахунки професора Г.Д. Коваленко (2008) показують, що на віддалі 1 км від Інгульської і Смолинської шахт очікувані дози опромінення населення будуть, в основному, пов'язані з інгаляцією радону і складуть близько 40 мкЗв/рік, при цьому колективна доза оцінюється приблизно в 7 люд Зв/рік. Річна еквівалентна доза опромінення населення, обумовлена переробкою уранової руди, оцінюється в 150 мкЗв/рік для м.Жовті Води і 100 мкЗв/рік для м. Дніпродзержинськ. При цьому колективна доза від переробки уранової руди буде приблизно в 100 разів вищою, ніж при її видобуванні шахтним способом.

При спалюванні вугілля на теплових електростанціях (ТЕС і ГРЕС), котельнях і в будинках за рахунок викидів попелу, що містить важкі природні радіонукліди, формується додаткова доза опромінення населення. Найбільший внесок у формування дози опромінення дають  $^{232}\text{Th}$  (30%),  $^{210}\text{Pb}$  (25%),  $^{228}\text{Th}$  (20%),  $^{238}\text{U}$  (10%),  $^{210}\text{Po}$  (10%) та ін. При цьому, за оцінками Г.Д. Коваленка на відстані 1 км від джерела викиду найбільші індивідуальні дози опромінення в нинішній час спостерігаються для Старобешівської, Зміївської, Бурштинської і Криворізької ГРЕС – 21–46 мкЗв/рік, а найменші для Миронівської ТЕС – близько 0,8 мкЗв/рік. Сумарна колективна доза за рік від усіх ТЕС України, що працюють на вугіллі, в середньому дорівнює 23 люд Зв/рік. Слід підкреслити, що індивідуальні та колективні ефективні дози опромінення населення в результаті роботи ТЕС і опалення житла вугіллям, істотно вищі за дози, які отримує населення України в результаті експлуатації АЕС.

У відповідності з НРБУ-97, обмеження опромінення населення здійснюється шляхом регламентації та контролю: газо-аерозольних викидів і рідинних скидів у процесі роботи радіаційно-ядерних об'єктів; вмісту радіонуклідів в окремих об'єктах навколишнього середовища (воді, продуктах харчування, повітрі і т.п.). Крім того, для відповідних об'єктів з радіаційно-ядерними технологіями може встановлюватися санітарно-захисна зона, де регламентується спеціальний режим використання її території та спеціальні вимоги до радіаційного контролю.

Перелік таких об'єктів встановлюється ОСПУ. Для відповідних радіаційно-ядерних об'єктів встановлюється квота ліміту дози опромінення осіб

категорії В – населення (табл. 5.26). З наведених даних видно, що серед інших підприємств ЯПЦ для АЕС ефективні дози опромінення при нормальній експлуатації мають найбільший запас по відношенню до встановлених квот ліміту дози опромінення.

Таблиця 5.26. Квоти ліміту дози ( $DL_E$ ), що використовуються для встановлення допустимих скидань і викидів

Радіаційно-ядерний об'єкт	Викиди: Квота $DL_E$ за рахунок всіх шляхів формування дози		Скиди: Квота $DL_E$ за рахунок критичного виду водокористування		Сумарна квота $DL_E$ за рахунок повітряного та водного шляхів формування дози	
	%	мкЗв	%	мкЗв	%	мкЗв
АЕС, АТЕЦ, АСТ, та інші підприємства, які використовують ядерні реактори Підприємства по переробці РАВ	4	40	1	10	8	80
Пункти поховання РАВ	2	20	1	10	4	40
Уранові шахти, підприємства по переробці уранових руд	12	120	5	50	20	200
Заводи радіохімічної технології	10	100	5	50	20	200
Інші джерела. Референтний радіаційно-ядерний об'єкт	4	40	1	10	8	80

## 5.12. Оцінка і прогнозування дозових навантажень на тварин і рослини

У гострий період аварії на Чорнобильській АЕС потужність поглиненої дози гамма-випромінювання досягала одиниць Грей на годину. При цьому потужність дози  $\beta$ - випромінювання була в 10–100 разів більшою. Це призвело до прояву гострих ефектів: до загибелі внаслідок переопромінення найбільш чутливих до радіації рослинних (хвойні) і тваринних (деякі безхребетні) організмів. Близько 80% поглиненої рослинами і тваринами дози опромінення було отримано протягом перших трьох місяців після аварії. Варто зазначити, що більше 95% від цієї дози організми отримали за рахунок саме  $\beta$ -

опромінення. Останнім часом особливу актуальність набули питання оцінки ризику опромінення не тільки людини, але й інших організмів.

Якщо захищена людина, то захищені й інші біологічні об'єкти" (МКРЗ 91, 103). Про це свідчить широка дискусія, яка розгорнулася навколо визначення рівнів допустимих доз опромінення, пошук підходів для розробки дозиметричних моделей для біоти та створення МАГАТЕ в 2004 р. відповідної робочої групи, а також в 2005 р. 5-го комітету МКРЗ «Радіаційний захист навколишнього середовища». Якщо підходи і дозиметричні моделі опромінення людини нині є добре розвинутими, то дозиметричні моделі для зовнішнього і внутрішнього опромінення других організмів лише зараз бурхливо розвиваються. Поглинену дозу випромінювання можна розрахувати за спеціальними формулами для джерел різної форми, що містять різні радіонукліди. Під час цих розрахунків ураховують масу, розмір і форму рослин і тіла тварин, а також час перебування на ґрунті, на дереві та інші ситуації. Дозиметричні формули дають змогу отримати наближені до реальних оцінки поглинених доз випромінювання від точкових, плоских та об'ємних джерел. Слід зазначити, що простої і водночас універсальної форми для розрахунків бути не може. Зрозуміло, що особливо складною є проблема оцінки поглинених доз випромінювання для рослин і тварин, які живуть у зонах радіонуклідних аномалій. Для розрахунку і оцінки поглинених доз випромінювання внаслідок потрапляння радіонуклідів на поверхню рослин і тіла тварин, а також накопичення їх в організмах потрібно враховувати такі параметри:

1. Спектр і активність різних радіонуклідів у компонентах екосистем у зоні проживання рослин і тварин в різний час. На одній і тій самій території навіть з однорідним рівнем радіонуклідного забруднення вони будуть різні для рослин, ссавців, птахів, риб та ін.

2. Середній розклад часу перебування, пересування і місця проживання різних представників біоти екосистеми у різних компонентах і ділянках екосистеми, на різних стадіях життя окремих видів живих організмів та популяцій. Навіть для рослин на стадіях насіння, паростків, молоді і зрілої рослини дози можуть відрізнятися в сотні разів.

3. Коефіцієнти накопичення і середні концентрації в організмах радіонуклідів для різних представників біоти, розподіл радіонуклідів у тканинах та органах (особливо критичних) рослин і тварин в онтогенезі.

Якщо коефіцієнти накопичення набагато перевищують одиницю, слід урахувати взаємний вплив  $\gamma$ - випромінювання особин у разі високої густоти проживання, а не тільки поглинені внаслідок внутрішнього опромінення дози. Це стосується насамперед фіто- і зоопланктону у водних екосистемах.

4. Розмір (об'єм) критичних органів і тіла рослин та тварин. Якщо розмір особини, її критичних органів дуже малий (мікроорганізми, меристеми рослин та ін.), то формула розрахунку поглиненої дози має враховувати пробіг



$\gamma$ -,  $\beta$ - й  $\alpha$ -випромінювання. Мабуть, для малих об'ємів тільки частина дози випромінювання інкорпорованих радіонуклідів поглинається безпосередньо в межах критичного органа чи всього тіла, інша частина дози може поглинатися абіотичними компонентами середовища (повітря, вода, ґрунт тощо) чи в організмі інших представників біоти за високої густоти і чисельності різних видів у певному об'ємі ґрунту, води, донних відкладень.

Таким чином, виділено чотири групи параметрів, що можуть значно вплинути на оцінку доз, поглинених представниками біоти в екосистемі внаслідок внутрішнього і зовнішнього опромінення. При цьому кожна конкретна ситуація потребує спеціального розгляду, вибору та розробки моделі і формули для розрахунку поглиненої дози випромінювання на кожній стадії життя організмів і популяцій. Дозу випромінювання, поглинену біотою екосистеми, вимірюють у греях (радах). Оскільки існуючі оцінки відносної біологічної ефективності (ВБЕ) різних видів випромінювання орієнтовані на організм людини, вони не можуть бути автоматично перенесені на інших представників біоти екосистем. Зрозуміло, що біологічний ефект  $\alpha$ -випромінювачів, що потрапили в тіло дощового хробака, може відрізнятись від оцінок ВБЕ, прийнятих для людини. Тому універсальних формул розрахунку еквівалентних доз випромінювання для різних видів біоти поки що немає, а оцінки їх у зівертах (берах) можуть мати лише орієнтовне значення.

### **5.13. Формування і сучасні рівні опромінення населення в Україні та світі**

Як було показано вище, основний внесок у формування ефективної дози опромінення населення, навіть у регіонах, що постраждали в результаті Чорнобильської катастрофи, дає складова природного радіоактивного фону. Більше половини всієї середньої дози опромінення населення формується за рахунок інгаляції радону і приблизно по 10% від зовнішнього космічного опромінення, випромінювання природних радіонуклідів, що містяться у ґрунті й будівлях, а також від внутрішнього опромінення за рахунок їх перорального надходження в організм. За природним радіоактивним фоном ідуть дози від медичного опромінення (табл. 5.27).

У відповідності до закону ліміт дози від чорнобильських радіонуклідів не повинен перевищувати 1 мЗв/рік, що не дотримується зараз тільки в кількох десятках населених пунктів на забрудненій території. Тим не менше, навіть там дози від чорнобильських радіонуклідів значно нижчі за природний фон. Основну колективну еквівалентну дозу випромінювання для всього людства дають природні джерела випромінювання, потім медичні процедури, глобальні випадіння після ядерних випробувань, і на останньому місці в цьому переліку йдуть аварії на ядерних підприємствах.

Незважаючи на це, опромінення від техногенних джерел завжди викликає питання: а чи не є це небезпечним для здоров'я? Відповідь залежить від отриманої дози, причому доза від природних і техногенних джерел повинна підсумовуватися. Якщо сумарна доза знаходиться в діапазоні коливань природного фону, то реальної небезпеки для здоров'я немає. Це все одно, що переїхати в місцевість з вищим природним фоном, наприклад до Фінляндії чи в Карпати. Для організму ці дози є малими.

Таблиця 5.27. Середня ефективна доза опромінення жителів Землі та деяких країн від усіх джерел радіоактивності (НКДАР-2000, МАГАТЕ, 2004)

Радіоактивність	Джерело	Ефективна доза, мЗв/рік				
		Середньосвітова	Україна	Росія	Франція	Діапазон
Природна	Зовнішнє космічне випромінювання	0,4	0,32	3,5	0,4	0,3–1,0
	Зовнішнє від ґрунту: $^{40}\text{K}$ , ряди $^{238}\text{U}$ і $^{232}\text{Th}$	0,5	0,36		0,5	0,3–0,6
	Внутрішнє пероральне: $^{40}\text{K}$ , ряди $^{238}\text{U}$ і $^{232}\text{Th}$	0,3	0,36		1,5	0,2–0,8
	Внутрішнє інгаляційне: радон	1,2	3,2			0,2–10
Техногенна	Медичне	0,4	1,0	0,8	1,0	0,1–5
	Випробування ядерної зброї	0,005	0,005	0,02	0,02	–
	Аварія на ЧАЕС	0,002	0,01		–	
	АЕС і підприємства ЯПЦ	0,0005	0,005		0,01	–
	Побутові: TV, PC	–	–		–	0,001
Разом		2,8	5,2	4,3	3,4	1–10

Для прикладу, оцінимо в нинішній час середньорічні ефективні дози опромінення середньозваженої референтної людини від чорнобильського забруднення в сільській місцевості поблизу Києва, де щільність забруднення дерново-підзолистого супіщаного ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  складає близько  $A_s^{Cs\ 137} = 40 \text{ кБк/м}^2$ .

Проблема оцінки індивідуальної річної очікуваної ефективної дози випромінювання для людини, що проживає на забрудненій радіонуклідами території, зводиться практично до розрахунку й оцінки двох складових дози. 1. Середньорічну ефективну дозу від зовнішніх джерел  $\gamma$ - випромінювання (грунту) можна оцінити за показами дозиметра чи шляхом розрахунку:

$$E_{ext} = A_s^{Cs\ 137} \cdot 1,2 \cdot 10^{-3} (\text{мЗв} \cdot \text{м}^2 / \text{кБк}) = 40 \cdot 1,2 \cdot 10^{-3} = 0,048 \text{ мЗв/рік},$$

2. Середньорічну ефективну дозу випромінювання внаслідок уживання продуктів харчування (харчова доза) і води оцінюють шляхом вимірювання активності (вмісту) радіонуклідів в організмі за допомогою приладу ЛВЛ (лічильника випромінювань людини), а потім перераховують на очікувану дозу за  $^{137}\text{Cs}$ . Можна також проаналізувати чи спрогнозувати активності радіонуклідів у продуктах харчування і воді, зі значень яких річна внутрішня ефективна доза розраховується з використанням дозиметричних моделей. Для дерново-підзолистих ґрунтів усереднений коефіцієнт переходу  $^{137}\text{Cs}$  в молоко (КП) становить 0,2 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>), отже, при щільності забруднення  $A_s^{Cs\ 137} = 40$  кБк/м<sup>2</sup> середня питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в молоці складає  $A_{milk}^{Cs\ 137}$   $A_s^{Cs\ 137}$  КП 40 0,2 8Бк л , і при перемноженні її на величину «референтного» молочного еквіваленту (355 л/рік), що враховує надходження  $^{137}\text{Cs}$  з усіма іншими продуктами, отримуємо середньорічне пероральне надходження  $^{137}\text{Cs}$  в організм дорослої людини  $E_{ext} = 8 \cdot 355 = 2840$  Бк/рік. За рахунок такого надходження  $^{137}\text{Cs}$  людина отримує ефективну дозу:

$$E_{ing} = A_s^{Cs\ 137} \cdot 1,2 \cdot 10^{-5} (\text{мЗв/Бк}) = 2840 \cdot 1,2 \cdot 10^{-5} = 0,034 \text{ мЗв/рік}$$

Таким чином, для дерново-підзолистих ґрунтів ефективні дози зовнішнього ( $E_{ext} = 0,048$  мЗв/рік) і внутрішнього ( $E_{ing} = 0,034$  мЗв/рік) опромінення населення від  $^{137}\text{Cs}$  на пізній стадії аварії будуть співставними. За існуючої в околицях Києва щільності забруднення ґрунту  $A_s^{Cs\ 137} = 40$  кБк/м<sup>2</sup> сумарна середньорічна ефективна доза опромінення сільського населення становить

$$E_t = E_{ext} + E_{ing} = 0,048 + 0,034 = 0,08 \text{ мЗв/рік},$$

що більш ніж в 10 разів нижче від регламентованого рівня середніх медичних доз опромінення при діагностиці в Києві, і більш ніж у 50 разів нижче природного радіоактивного фону. Слід зазначити, що значення природного фону в різних регіонах України значно перевищують цю чорнобильську дозу, і сумарна доза опромінення (разом з природним фоном) в регіонах, не постраждалих після аварії на ЧАЕС, зараз може перевищувати дози в «чорнобильських регіонах».

#### 5.14. Рівні допустимого опромінення. Поняття ризику

Найбільш серйозні радіобіологічні ефекти, або біологічні ефекти радіаційного впливу, звичайно згруповують у дві основні категорії: детерміновані ефекти (шкідливі тканинні реакції), більшою частиною пов'язані з загибеллю

чи мальфункцією клітин при високих дозах (вище  $0,1 \text{ Зв} = 100 \text{ мЗв}$ ) і стохастичні ефекти, такі як рак і спадкові захворювання, пов'язані або з розвитком ракових захворювань у опромінених індивідів через мутації в соматичних клітинах, або зі спадковими захворюваннями нащадків опромінених осіб через мутації в репродуктивних клітинах. При захисті людини від впливу іонізуючого випромінювання розглядаються також біологічні радіаційні ефекти у зародка і плоду, а також неракові захворювання.

В основу радіаційної безпеки покладені три головних принципи: виправданості (доцільності), оптимізації та обмеження (нормування). Принцип виправданості полягає в тому, що використання джерел іонізуючого випромінювання, заходи щодо зміни існуючої ситуації опромінення населення, а також дії у випадку радіаційної аварії повинні бути виправдані. Це означає, що користь, яку вони приносять здоров'ю людини або в плані розвитку економіки, мають переважати над шкодою. Принцип оптимізації полягає в тому, що дози в окремої людини, кількість опромінюваних людей і ймовірність їх опромінення повинні знаходитися на по можливості нижчому рівні, що може досягатися з урахуванням економічних і соціальних факторів. Тобто треба використовувати всі можливості для зниження сумарного радіаційного ризику з урахуванням обмежуючих економічних факторів і потреб людей. Принцип обмеження встановлює обмеження на рівні техногенного опромінення.

Для цього вводиться поняття «ліміти дози». Національні норми радіаційної безпеки базуються на рекомендаціях МКРЗ і основних міжнародних стандартах безпеки (МСБ) МАГАТЕ. Стандарти радіологічного захисту людини і довкілля (International Safety Standards) широко використовуються в якості основи національних законодавств переважно більшістю країн-членів МАГАТЕ. НРБУ-97 є основним державним документом, що встановлює систему радіаційно-гігієнічних регламентів для забезпечення прийнятних рівнів опромінення як для окремої людини, так і суспільства взагалі. Метою НРБУ-97 є визначення основних вимог до охорони здоров'я людини від можливої шкоди, що пов'язана з опроміненням джерелами іонізуючих випромінювань та охорони навколишнього середовища. Ця мета досягається шляхом введення гігієнічних регламентів, які забезпечують з одного боку запобігання виникнення детермінованих ефектів у осіб, що зазнали опромінення, а з іншого – обмеження на прийнятному рівні ймовірності виникнення стохастичних ефектів.

Нормами радіаційної безпеки встановлюються наступні категорії осіб, які зазнають опромінення: Категорія А (персонал) – особи, які постійно чи тимчасово працюють безпосередньо з джерелами іонізуючих випромінювань. Категорія Б (персонал) – особи, які безпосередньо не зайняті роботою з джерелами іонізуючих випромінювань, але у зв'язку з розташуванням робочих місць в приміщеннях та на промислових майданчиках об'єктів з радіаційно-

ядерними технологіями можуть отримувати додаткове опромінення. Категорія В – все населення.

В нинішній час рекомендується розглядати три класи ситуацій опромінення людини:

Планові ситуації. Ситуації, в яких контрольоване опромінення людини пов'язане з щоденним, передбаченим проектом і ліцензією, режимом роботи установки, що використовує джерела іонізуючого випромінювання (при медичній діагностиці й лікуванні, а також опромінення при нормальній роботі ядерних реакторів і т.д.).

Аварійні ситуації. Гострі ситуації, в яких опромінення людини викликане неконтрольованими і небезпечними відхиленнями режиму роботи установки від нормальних, передбачених проектом і ліцензією умов. Існуючі ситуації.

Ситуації опромінення людини в умовах, які склалися до прийняття рішення про контроль над джерелом, у тому числі – за рахунок природних джерел і внаслідок діяльності людини в минулому (наприклад, опромінення населення, що нині проживає на територіях, які постраждали при аварії на Чорнобильській АЕС).

З метою радіаційного захисту персоналу і населення НРБУ-97 вводить ліміти доз та допустимі рівні надходження радіонуклідів в організм і значення вмісту у воді та повітрі, які гарантують ці рівні надходження. Ліміти доз встановлюються в термінах індивідуальної річної ефективної дози зовнішнього та внутрішнього опромінення та еквівалентних доз зовнішнього опромінення (ліміт річної ефективної дози та ліміти еквівалентної дози зовнішнього опромінення). Обмеження опромінення осіб категорії В (населення) здійснюється введенням лімітів річної ефективної та еквівалентних доз у критичній групі осіб категорії В. Останнє означає, що значення річної дози опромінення осіб, які входять в критичну групу, не повинно перевищувати ліміту дози, встановленого для категорії В. З лімітом дози порівнюється сума ефективних доз опромінення від усіх індустріальних джерел випромінювання. До цієї суми не включають:

- дозу, яку одержують при медичному обстеженні або лікуванні;
- дозу опромінення від природних джерел випромінювання;
- дозу, яка пов'язана з аварійним опроміненням населення;
- дозу опромінення від техногенно-підсиленних джерел природного походження.

Числові значення лімітів доз (табл. 5.27) встановлюються на рівнях, що виключають можливість виникнення детермінованих ефектів опромінення і, одночасно, гарантують настільки низьку імовірність виникнення стохастичних ефектів опромінення, що вона є прийнятною як для окремих осіб, так і для суспільства в цілому. Додатково до ліміту річної ефективної дози НРБУ-

97 встановлюються ліміти річної еквівалентної дози зовнішнього опромінення окремих органів і тканин: кришталика ока; шкіри; кистей та стіп (табл. 5.28).

Таблиця 5.28. Ліміти дози опромінення (мЗв рік-1) за НРБУ-97

Ліміти доз	Категорія осіб, які зазнають опромінення		
	А <sup>а) б)</sup>	Б <sup>а)</sup>	В <sup>а)</sup>
DL <sub>E</sub> (ліміт ефективної дози)	20 <sup>б)</sup>	2	1
Ліміти еквівалентної дози зовнішнього опромінення:			
DL <sub>lens</sub> (для кришталика ока)	150	15	15
DL <sub>skin</sub> (для шкіри)	500	50	50
DL <sub>extrim</sub> (для кистей та стіп)	500	50	-

Індукція тканинних реакцій (детерміністичних ефектів) характеризується пороговою дозою (табл. 5.28.). Причина існування цієї порогової дози полягає в тому, що, перш ніж пошкодження тканини проявиться у відповідній клінічній формі, має виникнути радіаційне пошкодження (серйозна мальфункція чи загибель) критичної популяції клітин в даній тканині. При перевищенні порогової дози тяжкість ураження, включаючи порушення здатності тканини до відновлення, збільшується з ростом дози. Для поглинених доз до 100 мГр (вплив випромінювання з низькою чи високою ЛПЕ) не існує таких тканин, у яких би розвивалися клінічно виражені функціональні порушення. Цей висновок справедливий як для одноразового гострого опромінення, так і в ситуаціях, коли ці малі дози накопичуються тривало у вигляді повторних впливів протягом одного року. Запобігання виникненню детермінованих ефектів у осіб, що зазнали опромінення, досягається тим, що відомі на нинішній час пороги детерміністичних (тканинних) ефектів (табл. 5.29) є набагато вищими за встановлені ліміти дози опромінення персоналу і тим більше населення.

Ліміти доз опромінення персоналу і населення, обмеження на прийнятному рівні імовірності виникнення стохастичних ефектів гарантують настільки низьку імовірність виникнення стохастичних ефектів опромінення, що вона є прийнятною як для окремих осіб, так і для суспільства в цілому. Для онкологічних захворювань, існують епідеміологічні й експериментальні дослідження, що дають оцінку ризику та її невизначеностей для доз близько 100 мЗв і вищих. Для спадкових захворювань доказів існування радіаційного ризику розвитку таких захворювань для людини немає. Проте експериментальні спостереження на лабораторних тваринах досить переконливо показують, що такого виду радіаційні ризику для здоров'я майбутніх поколінь повинні бути враховані в системі радіаційного захисту.

В нинішній час з метою радіаційного захисту МКРЗ робить висновок, що для діапазону малих доз (менше 100 мЗв) науково обґрунтованим є при-

пущення про пряму пропорційність виходу раку і спадкових захворювань (стохастичних ефектів) приросту еквівалентної дози у відповідних органах і тканинах. Ця модель залежності доза-ефект зазвичай називається лінійною безпороговою (ЛБП) моделлю. Така точка зору узгоджується з точкою зору НКДАР ООН, тоді як Академія Наук Франції (2005) наполягає на існуванні практичного порогу для радіаційного ризику раку. Тим не менше, МКРЗ підкреслює, що хоча ЛБП модель і залишається науково обґрунтованим елементом радіаційного захисту, навряд чи вдасться зібрати інформацію, яка безперечно підтвердить гіпотезу, що лежить в основі цієї моделі.

Внаслідок невизначеності оцінки виходу біологічних ефектів при малих дозах не слід розраховувати гіпотетичну кількість випадків раку чи спадкових захворювань, які можуть бути асоційовані з дуже малими дозами, отриманими величезною кількістю людей за дуже тривалий період часу. Що ж це таке – імовірність виникнення стохастичних ефектів опромінення, яка є прийнятною як для окремих осіб, так і для суспільства в цілому?

Таблиця 5.29. Пороги детерміністичних ефектів для яєчок, яєчників, кришталику ока та кісткового мозку дорослої людини (за НРБУ-97)

Орган (тканина) та ефект	Поріг		
	Сумарна еквівалентна доза, отримана при однократному опроміненні (Зв)	Сумарна еквівалентна доза, отримана при високофракціонованому або хронічному опроміненні (Зв)	Середньорічна потужність дози, при високофракціонованому або хронічному опроміненні на протязі багатьох років (Зв рік <sup>-1</sup> )
<b>Яєчка</b>			
Тимчасова безплідність	0,15	Не застосовний	0,4
Постійна безплідність	3,5-6,0	Не застосовний	2,0
<b>Яєчники</b>			
Безплідність	2-6,0	6,0	>0,2
<b>Кришталики ока</b>			
Помутніння, що діагностується	0,5-2,0	5	>0,1
Катаракта	5,0	>8	>0,15
<b>Кістковий мозок</b>			
Пригнічення кровотворення	0,5	Не застосовний	>0,4

Як правило, із 30 "щоденних" факторів ризику, що загрожують здоров'ю і життю, більшість населення на перше місце за ступенем небезпеки ставить використання атомної енергетики, яке об'єктивно займає лише 20-у позицію, а медичне рентгенівське опромінення, яке займає по об'єктивній шкалі небезпеки 9-е місце, відносить на 22-24 місця. Ризик (ймовірність) загинути в автомобільній аварії у людини набагато перевищує ризик загибелі в авіаційній катастрофі, але, зазвичай, людина думає інакше, оскільки із засобів масової інформації отримує відомості практично про кожну аварію літака в світі, й далеко не завжди інформована про більшість автомобільних аварій у своєму місті. В цілому, ризик смерті людини, зумовлений ендогенними чинниками (захворювання, старіння), оцінюють приблизно у  $10^{-2}$  (це означає ризик смерті однієї людини зі ста у середньому), третина з них помирає від серцево-судинних захворювань ( $3 \cdot 10^{-3}$ ). Ризик, обумовлений чинниками середовища проживання є значно меншим (катастрофи та інші екстремальні ситуації –  $10^{-5}$ , паління –  $5 \cdot 10^{-4}$  на рік тощо). В радіаційному захисті поняття "ризик" використовується як синонім імовірності шкідливого ефекту (головним чином раку і важкого спадкового пошкодження), викликаного дією іонізуючого випромінювання на людину.

Ліміти дози, введені НРБУ-97, були рекомендовані МКРЗ на основі багатофакторного аналізу ризику. При цьому імовірність несприятливих наслідків в сфері практичної діяльності, пов'язаної з дією або використанням джерел іонізуючого випромінювання, зіставлялася з імовірністю втрати здоров'я або життя в інших сферах, не пов'язаних з радіаційним фактором. У відповідності з міжнародною практикою вважається, що ризик є нехтовно малим, якщо імовірність смерті менше  $10^{-6}$  рік<sup>-1</sup>. Ризик прийнятний для персоналу, якщо імовірність смерті не перевищує  $10^{-4}$  рік<sup>-1</sup>, для населення –  $10^{-5}$  рік<sup>-1</sup>. Верхній рівень прийнятного індивідуального ризику (межа індивідуального ризику) при техногенному опроміненні осіб з числа персоналу відповідає імовірності смерті  $10^{-3}$  рік<sup>-1</sup>, при опроміненні населення –  $5 \cdot 10^{-5}$  рік<sup>-1</sup>. Вказані величини не є нормативом і наведені у НРБУ-97 лише для якісної ілюстрації ризику, зв'язаного з впливом іонізуючого випромінювання.

Кількісні характеристики радіаційних ризиків наведені в 60-ій та 103-ій Публікаціях МКРЗ, Публікаціях НКДАР ООН. Так, наприклад, номінальні коефіцієнти імовірності стохастичних ефектів (фатальні і нефатальні раки, важкі спадкові дефекти у нащадків) з 60-ої та 103-ої Публікацій МКРЗ наведені в табл. 5.29, 5.30. Сучасні оцінки ризику виникнення раку є дещо меншими за ті, що були прийняті 20 років тому, оскільки після 1990 р. була накопичена додаткова епідеміологічна інформація щодо специфічних для органів ризиків розвитку раку після радіаційного впливу. Прямі докази того, що радіаційний вплив на батьків призводить до надлишкового виходу спадкових захворювань у їх нащадків, усе ще відсутні.



Таблиця 5.30. Коефіцієнти номінального ризику ( $10^{-2}$ , Зв<sup>-1</sup>) для стохастичних ефектів з урахуванням їх шкоди після опромінення при малій потужності дози

Опромінена популяція	Рак		Спадкові ефекти		Всього	
	Публікація 103	Публікація 60	Публікація 103	Публікація 60	Публікація 103	Публікація 60
Вся популяція	5,5	6,0	0,2	1,3	5,7	7,3
Дорослі	4,1	4,8	0,1	0,8	4,2	5,6

Проте є ряд доказів того, що опромінення здатне викликати спадкові хвороби в експериментальних тварин. Разом з тим, у минулому ризик спадкових хвороб переоцінювався. МКРЗ підкреслює оціночний характер наведених вище коефіцієнтів та їх суттєву невизначеність. Наведені значення не можуть застосовуватися як альтернатива встановлених НРБУ-97 лімітів дози. Ліміт дози для населення встановлюється таким чином, щоб гіпотетичний ризик смерті від техногенної радіації не перевищував рівень прийнятного ризику в других галузях діяльності, регульованих законодавством. У більшості країн світу, включаючи Україну, Білорусь і Росію, рекомендований МКРЗ рівень прийнятного ризику (5 додаткових випадків смерті на рік на 100 000 осіб), який відповідає ліміту дози для населення 1мЗв на рік (табл. 5.30). Ця доза приблизно в два рази менша за середньосвітовий рівень природного фону.

Регламенти НРБУ-97 умовно поділяють заходи з радіаційного захисту населення після аварії на екстрені, невідкладні та довготривалі, використовуючи при цьому загальні основні принципи для втручання: виправданість, неперевищення порогу детермінованих радіаційних ефектів і оптимізацію. Втручання слід вважати безумовно виправданим, якщо довготривалим контрзаходом відвертається така прогнозована доза, яка перевищує значення рівнів, приведених в НРБУ-97. Значення безумовно виправданих рівнів дії, які виражені в термінах щільності випадіння <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr і α-випромінювачів, розраховані так, що вони відповідають дозі 1 Зв, яка може бути відвернута за період переселення, і містять коефіцієнт запасу від 2 до 10 за внутрішнім опроміненням. Цей коефіцієнт введений через варіабельність узагальнених коефіцієнтів переходу із ґрунту в місцевий раціон, а також у зв'язку з коливаннями коефіцієнтів вітрового підйому трансуранових елементів. Референтний рівень, введений в Рекомендаціях МКРЗ, представляє собою рівень дози або ризику, який є неприйнятним, і тому вимагається розробка і здійснення оптимізованого плану захисних заходів.

Для порівняння з референтним рівнем доз опромінення населення застосовується концепція представницького індивіда – гіпотетичної особи, яка характеризує найбільш опромінювану групу населення.

### **Контрольні запитання**

1. Що уявляють собою альфа-частки?
2. Що уявляють собою бета-частки?
3. Що уявляють собою гамма-частки?
4. Дайте визначення часткам "протон", "нейтрон" та "електрон".
5. З яких часток складаються атоми та ядра хімічних елементів, та чим відрізняється від них водень?
6. Чим відрізняється "електрон" від "позитрона"?
7. В яких величинах вимірюється енергія та маса елементарних частинок?
8. Яку дозу отримує людина при медичному обстеженні на рентгенівському обладнанні?
9. Яку дозу отримують працівники авіації при кожному польоті на літаках громадянської авіації?
10. Що таке експозиційна доза фотонного випромінювання?
11. Що таке поглинена доза?
13. Що таке еквівалентна доза в органі або тканині?
14. Що таке ефективна та еквівалентна доза?
15. Що таке доза колективна ефективна (еквівалентна)?
16. Що таке коефіцієнт екранування будівлями?
17. Яка різниця між індивідуальними та колективними дозами опромінення у людей?
18. Концепція прийнятного ризику. Що це таке?
19. Введіть поняття радіаційного ризику.
20. Що таке співвідношення користь-шкода?

### **Літературні джерела за темою**

1. Авотин Ю. П. Практикум по радиоактивности / Ю.П. Авотин – М. : Высшая школа, 1974. – 134 с.
2. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. – М.: Энергоиздат, 1982. – 215 с.
3. Атаманюк В.Г. Гражданская оборона / В.Г. Атаманюк, Л.Г. Ширшев, Н.И. Акимов – М. : Высшая школа. 1987.
4. Батлук В.А. Радіаційна екологія. – К.: Знання, 2009. – 309 с.
5. Бесядовский Р.А. Справочное руководство для радиобиологов / Р.А. Бесядовский – М. : Агропромиздат, 1978. – 128 с.
6. Бутомо Н.В. Основы медицинской радиобиологии / Н.В. Бутомо. А.Н. Гребенюк – С.-Пб. : Фолиант, 2004. – 384 с.

7. Воробьева В.В. Введение в радиоэкологию. – М.: Логос, 2009. – 360 с.
8. Гродзинский Д.М. Радиобиология и биологическое действие ионизирующих излучений / Д.М. Гродзинский – М. : Агропромиздат, 1966. – 232 с.
9. Давиденко В.М. Радиобіологія (навчальний посібник) / В.М. Давиденко – Миколаїв : МДАУ, 2010. – 229 с.
10. Иванов В. И. Курс дозиметрии. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 346 с.
11. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации: Докл. НКДАР ООН, 1988. – М.: Мир, 1992. – Т. 1. – 552 с; Т. 2. – 726 с.
12. Капulyцевич Ю. Г. Количественные закономерности лучевого поражения клеток. – М.: Атомиздат, 1978. – 231 с.
13. Коваленко Г. Д. Основы радиационной экологии. – Мариуполь : Рената, 2009. – 298 с.
14. Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 256 с.
15. Кутлахмедов Ю.О. Основы радіоекології /Ю.О. Кудлахметов, В.І. Корогодін, В.К. Кольтовер – К. : Вища школа, 2003. – 320 с.
16. Максимов М.Т. Радиоактивное загрязнение и его измерение: Учебное пособие. – 2-е изд. Перераб. и дополненное / М.Т. Максимов, Г.О. Оджагов – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 204 с.
17. Маргулис У. Я. Атомная энергия и радиационная безопасность. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 224 с.
18. Машкович В. П. Основы радиационной безопасности: учеб. пособ. / В. П. Машкович, А. М. Панченко. – М. : Энергоатомиздат, 1990. – 176 с.
19. Оловянишников Н.П. Гражданская оборона / Н.П. Оловянишников – М.: Высшая школа, 1978. – 95 с. – 70 с.
20. Стейс Р. Основы биологической и медицинской физики (перевод с английского) / Р. Стейс, Д. Уильямс, Р. Уорден, Р. Мак-Мarris – М. : Изд. иностран. лит., 1959. – 608 с.
21. Циммер К. Проблемы количественной радиобиологии. – М.: Госатомиздат, 1962. – 100 с.

## 6. ОСОБЛИВОСТІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТА МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ

---

### 6.1. Загальні закономірності міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі

Біосфера – це загальнопланетарна область існування живих організмів на Землі, до складу якої входять нижні шари атмосфери, гідросфера та верхні шари літосфери. Процеси, які відбуваються у біосфері та в оточуючому її планетарному середовищі, породжуються і підтримуються, з одного боку, космічними, а з другого – земними факторами, пов'язаними з особливостями Землі як планети (напруженість гравітаційного і магнітного полів, особливостями її речовини, випромінювання тощо).

Проблема міграції радіонуклідів у біосфері виникла одночасно зі створенням атомної промисловості та початком використання атомної енергії у народному господарстві. Як показали дослідження, радіоактивні продукти поділу мігрують у атмосфері, водному середовищі та ґрунті, акумулюються флорою і фауною із зовнішнього середовища, що сприяє збільшенню їх кількості у циклі кругообігу речовин.

Масштаби і інтенсивність міграції радіонуклідів визначаються висотою інжекції їх в атмосферу, фізико-хімічними властивостями викидів (фазовим станом, розчинністю, формою і дисперсністю частинок аерозолів), здатністю до утворення нерозчинних сполук або високо рухливих комплексів, ґрунтово-кліматичними умовами (типом ґрунту, режимом зволоження тощо), інтенсивністю включення у процеси біогенної міграції та ін.

До основних факторів, які визначають напрямок і інтенсивність міграції радіонуклідів належать:

- розповсюдження в атмосфері Землі при перемішуванні повітряних мас;
- осадження на поверхню ґрунту, водойм, рослинний покрив в результаті гравітаційного і турбулентного осідання, дифузії, вимивання та інших процесів;
- переміщення по земній поверхні зі стоком, ґрунтовими водами, під дією вітру, в результаті господарської діяльності людини (обробка ґрунту тощо) і перемішуванням товщі води;
- біогенна міграція при включенні в біологічні і харчові ланцюги.

При екологічних дослідженнях міграції радіонуклідів і металів слід мати на увазі, що різкої межі між ними немає. Як в першому, так і в другому випадку забруднювачами є метали або їх хімічні сполуки. Різниця полягає в тому, що при радіаційному забрудненні важливу роль має випромінювання, яке

дають ізотопи. Із джерела виникнення забруднювачі потрапляють у ґрунт, воду, повітря, звідки поглинається різними біологічними об'єктами (рослинами, тваринами тощо). Розповсюдження радіонуклідів та важких металів відбувається завдяки їх здатності мігрувати в трьох вищеназваних середовищах у вигляді різних сполук.

Переважає більшість штучних радіоактивних ізотопів, що надходить у навколишнє середовище, належить до короткоживучих і протягом декількох годин-місяців розпадається. Особливу небезпеку натеper і на довгі роки в майбутньому для людини і взагалі для всього живого серед радіонуклідів, викинутих в результаті аварії на Чорнобильській АЕС, являють довгоживучі  $^{90}\text{Sr}$  (період піврозпаду 29 років),  $^{137}\text{Cs}$  (30 років) і  $^{239}\text{Pu}$  (24 380 років) та ізотопи деяких інших трансуранових елементів. І саме на них акцентована увага у наступних розділах при викладенні матеріалу про міграцію радіонуклідів у довкіллі.

При масових випробуваннях атомної зброї до 1963 р., а також більшості аварій на підприємствах атомної енергетики, первинною ланкою надходження радіонуклідів у природне середовище є атмосфера, з якої вони у складі різноманітних речовин, у різному фізичному і фізико-хімічному стані поступово випадають на поверхню земної кулі. Тут вони стають складовою частиною біологічних циклів природного кругообігу речовин, потрапляючи через трофічні, або харчові, ланцюги до людського організму. Для спеціалістів екологів, фахівців сільського господарства різних напрямів надзвичайно важливо бути обізнаними щодо закономірностей пересування радіоактивних речовин по цих ланцюгах, враховуючи особливості живлення культурних рослин і продуктивної худоби.

Тут слід з'ясувати, що розуміє радіоекологія під поняттям трофічного ланцюга. У загальній екології – це низка послідовних етапів, котрими відбувається трансформація речовини і енергії в екосистемі. Або групи організмів, пов'язані один з іншим відношеннями їжа–споживач. В радіоекології *трофічний ланцюг – це шлях, яким радіонукліди надходять до організму людини*. Протягом цього шляху відбувається трансформація радіоактивної речовини, можливий перехід радіонукліду з одного стану в інший, кількісна втрата радіонукліду.

Харчові ланцюги бувають короткими і довгими.

Короткі: атмосфера – людина, водойма – людина. Довгі: атмосфера – ґрунт – рослина – тварина – людина; атмосфера – вода – рослина – тварина – людина.

Можна відокремити і проміжні по довжині ланцюги: атмосфера – рослина – людина; атмосфера – водойма – людина і т.д. Іноді розглядають трофічні ланцюги не тільки по відношенню до людини, але й тварин, рослин.

Чим довший трофічний ланцюг, тим менше радіоактивності надійде до організму людини. Тому що концентрація радіонуклідів під час міграції від однієї ланки (об'єкту) до іншої, як правило, зменшується. Наприклад, концентрація більшості радіонуклідів в рослинах на одиницю маси нижча, ніж у ґрунті, на якому ростуть ці рослини; наявність радіоактивності в молоці і м'яси нижча, ніж у рослинах, що складають кормовий раціон; в тканинах людини менша, ніж у раціоні харчування.

Проте існують і протилежні випадки. Зокрема, вміст таких радіонуклідів як  $^{90}\text{Sr}$  або  $^{137}\text{Cs}$  при переході з ґрунту в рослини у деяких випадках, наприклад, на бідних дерново-підзолистих, торф'яно-болотних ґрунтах у вегетативній масі люпину та деяких інших рослинах, може збільшуватись. Кількість  $^{131}\text{I}$  у щитоподібній залозі хребетних на одиницю маси цього невеликого органу у десятки і сотні разів може перевищувати його концентрацію у природному середовищі. У такому разі говорять про акумуляцію радіонуклідів.

На рисунку 6.1 проілюстровано міграцію радіоактивних забруднювачів у навколишньому середовищі.

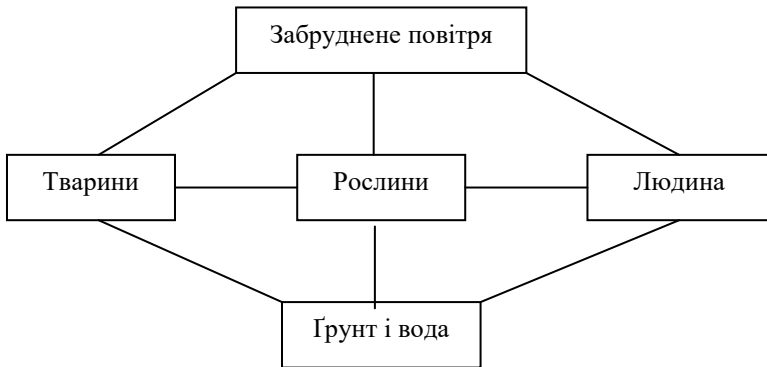


Рисунок 6.1. Шляхи впливу радіоактивних речовин на довкілля

Згідно з нею радіоактивні речовини, які випадають на земну поверхню, концентруються у трьох головних об'єктах – ґрунті, рослинах і водоймах. Для спрощення схеми у неї навмисно не включені такі специфічні сільсько-господарські об'єкти як рілля, луки, пасовища, ліс, вважаючи їх, можливо, дещо умовно, за різновидності перших двох об'єктів.

При забрудненні великих площ, які до того ж мають природні джерела радіонуклідів, їх негативному впливу піддаються різні природні екосистеми. При цьому міграція радіонуклідів охоплює велику різноманітність харчових груп та трофічних ланцюгів, формуючи "гарячі" радіологічні точки.

З поверхні ґрунту радіоактивні речовини, розчиняючись у воді атмосферних опадів чи поливних водах або ж механічно з током води пересуваються до більш глибоких шарів.

Радіоактивні опади у вигляді аерозольних частинок з питомою масою, як правило, більше одиниці, потрапляючи на поверхню водойм, досить швидко опускаються на дно, концентруючись у мулових відкладах, де їх може нагромаджуватись до 95–98% від кількості, що випала на водне дзеркало. Проте частина їх з часом розчиняється у воді, тим самим забруднюючи її.

Радіоактивні речовини, що потрапляють на рослини, можуть бути адсорбовані їх поверхнею шляхом дифузії або ж проникати всередину рослин, залучатися у транспортні шляхи метаболізму і нагромаджуватися в органах, які мають господарське і харчове значення.

Велика, якщо не основна, частина радіоактивних речовин надходить до рослин через кореневу систему з ґрунту. Деяка частина таких речовин може потрапляти до рослин із забруднених водойм під час підтоплення, а також внаслідок зрощення.

Забруднені рослини є головним джерелом надходження радіоактивних речовин до організму сільськогосподарських тварин разом із кормами. Ще одне джерело таких речовин – це вода відкритих водойм.

Нарешті, радіоактивні речовини можуть потрапляти до організму людини разом із продуктами тваринного і рослинного походження та з водою. Вважається, що головним їх джерелом (до 70%) є продукція тваринництва, особливо молоко та деякі молочні продукти. Проте в деяких регіонах до 50% радіоактивних речовин може надходити з продуктами рослинного походження, переважно з картоплею і овочами. Частка інгаляційного шляху, тобто через органи дихання, після припинення випадання радіоактивних опадів невелика.

Але, надходячи з кормами до тварин, переважна частина радіоактивних речовин не засвоюється і не потрапляє до продукції тваринного походження, а разом з екскрементами повертається до ґрунту і може знову надходити до рослин. Таким же чином можуть повертатися до ґрунту разом з компостами, золою та іншими залишками радіоактивні речовини, що нагромаджуються в рослинах. Подібні зворотні зв'язки можуть виникати і між іншими ланками харчових ланцюжків, наприклад, від рослин і людини до води, від людини до ґрунту. Проте внесок їх у міграцію в цих напрямках відносно невеликий і вони не позначені на схемі.

Схему шляхів міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища можна деталізувати. Так, В.К. Сахаров, розглядаючи камерну модель переносу радіонуклідів трофічними ланцюгами, уявляє її такою (рис. 6.2).

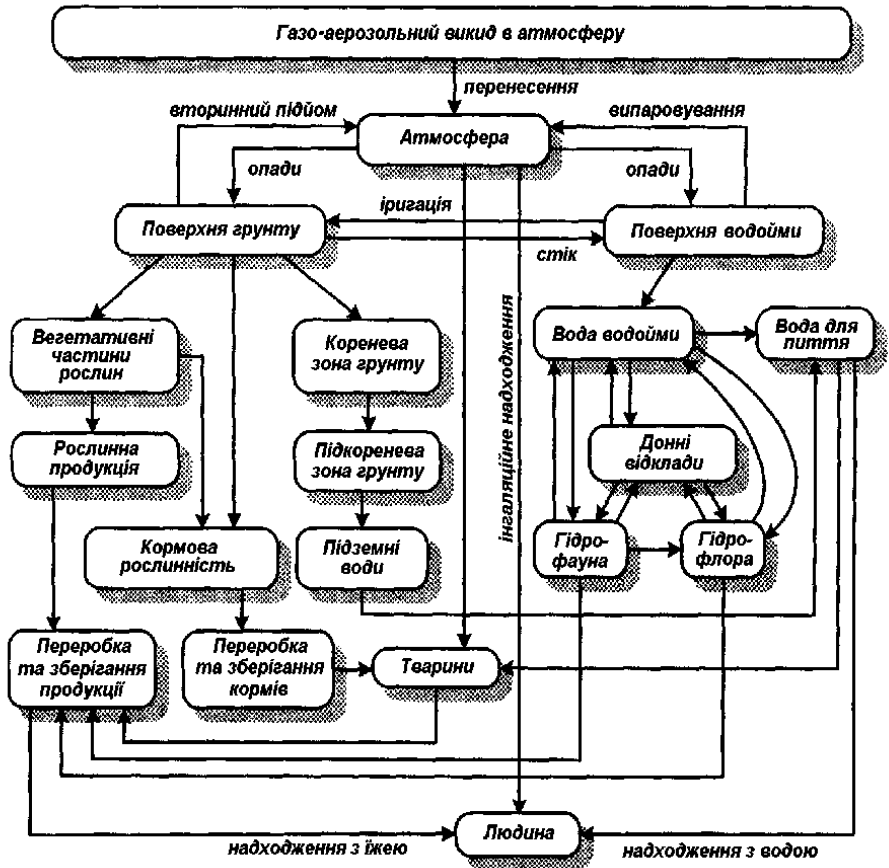


Рис. 6.2. Міграція радіонуклідів трофічними ланцюгами при викиді їх в атмосферу

Схеми на рис. 6.1 і 6.2 не альтернативні, не суперечать одна одній. Перша схема легко може бути доповнена другою. Більш того, і друга може бути доповнена першою, хоча та і здається дещо спрощеною. Наприклад, зворотними зв'язками рослина – ґрунт, тварини – ґрунт, вода – рослини (полив дощуванням), які добре відображені на схемі рис. 6.1. Крім того, схема на рис. 6.2 ігнорує аеральне (через надземні органи) надходження радіонуклідів в рослини. Адже, в період випадіння радіоактивних опадів цей шлях надхо-



дження є основним. Так, у вегетаційний період 1986 р. цим шляхом до рослин надходило понад 90% радіонуклідів. Певну роль цей шлях грає і тепер за рахунок вторинного (вітрового) підйому.

Крім того, в основі обох схем лежить припущення, що первинним джерелом радіонуклідного забруднення є атмосфера, як це дійсно буває при більшості радіаційних аварій, випробуваннях атомної зброї та деяких інших ситуаціях. Але джерелом первинного забруднення можуть стати і водойма. Так науково-виробниче об'єднання «Маяк», що виробляло плутоній для військових цілей, у період з 1949 до 1956 р. скидало радіоактивні відходи у найближчу річку Теча, яка входить до басейну р. Об, а з 1951 р. – озеро Карачай. За ці роки сумарний скид за сумарною радіоактивністю досяг 4500 Пбк, що цілком порівняно з Чорнобильським викидом. І на основі наведених схем міграції, особливо першої, не важко уявити шляхи міграції радіонуклідів за цієї ситуації: вода звичайними шляхами надходить до тварин і людини, через іригаційні системи безпосередньо до рослин при дощуванні або через ґрунт, забруднюючи і його; під час весняних повеней річка і озеро затоплюють береги і заплави, які висихають влітку і під час пилового підйому стають джерелом забруднення нижніх шарів атмосфери і знову ґрунту, рослин, водойм, тварин і людини.

Можна згадати також, що протягом 50–60-х років минулого століття у багатьох країнах розповсюдженою практикою було скидання рідких і твердих радіоактивних відходів в моря і океани. А деякі ядерні підприємства роблять це дотепер. Так, у Великій Британії ядерний комплекс „Селлафілд”, на АЕС якого у 1957 р. відбулася аварія, з 1951 р. здійснює планові скиди низько радіоактивних рідких відходів трубопроводами у Ірландське море, а французьке підприємство „Кожема” – у протоку Ла-Манш. Подальша доля радіонуклідів визначається морськими течіями. Обходячи Велику Британію з півдня і сходу, радіонукліди цих підприємства надходять у Північне море, далі через Датські протоки проникають в Балтику, північні моря, що омивають Норвегію, Росію, аж до Баренцова моря.

Деякі країни використовували моря у якості місць захоронення радіоактивних відходів військово-морського і цивільного атомних флотів. Так, Радянський Союз у 60-х рр. затопив у північних морях три реактори підводних човнів з відпрацьованим ядерним паливом, реактор з відпрацьованим атомним паливом найбільшого на той час атомного криголаму „Ленін”, велику кількість сталевих контейнерів з радіоактивними відходами. Експедиційні обстеження місць захоронення, здійснені у 90-х роках, виявили підвищений вміст радіонуклідів  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$  в воді і донних відкладах поблизу затоплених об'єктів, що свідчить про витік радіоактивних речовин.

Рух радіоактивних речовин на суходолі шляхами трофічних ланцюгів рослина-людина, рослина-тварина-людина, ґрунт-рослина-тварина-людина

відбувається так швидко, що навіть ті радіонукліди, що „живуть” порівняно недовго, тобто період піврозпаду яких становить усього декілька діб, наприклад згаданий  $^{131}\text{I}$ , можуть накопичуватись в людському організмі в значних кількостях.

В умовах виключення прямого вжитку забрудненої води рослинами, тваринами, людиною шляхи міграції розчинених у ній радіоактивних речовин стають дещо довшими і можуть надходити шляхом вода – планктон – бентос – невеликі риби – промислові риби – тварини чи людина або ж більш коротким шляхом – вода – водяні рослини – риба – тварини чи людина. Внаслідок цього харчова продукція прісних і морських водойм містить в своєму складі меншу кількість радіоактивних речовин, ніж продукція, яка виробляється на суші.

Практичне значення вивчення поведінки радіоактивних речовин, зокрема штучних, у навколишньому середовищі насамперед обумовлене можливими радіаційними наслідками їх попадання у харчові продукти. В загальній системі досліджень їх міграції в біосфері найважливіше місце належить вивченню поведінки в трофічних ланцюгах за участю сільськогосподарських рослин та продуктивних сільськогосподарських тварин тому, що споживання продуктів рослинного та тваринного походження, забруднених радіоактивними речовинами, є головним чинником внутрішнього опромінення людини.

Нижче розглянуто більш детально окремі ланки біологічних та трофічних ланцюгів міграції радіоактивних речовин.

## 6.2. Розповсюдження нуклідів в атмосфері

Атмосфера хоча і не завжди, проте у більшості випадків, є первинною ланкою прийому викинутих у навколишнє природне середовище радіоактивних речовин. Але вона є ланкою, яка сприяє найбільшій міграції радіоактивних речовин у довкіллі і можливого перенесення їх на надзвичайно великі відстані.

Радіоактивні речовини, які осідають на поверхню ґрунту, називаються радіоактивними опадами. Тривалість випадань і довжина розповсюдження радіоактивних речовин визначаються висотою інжекції, кінетичною енергією частинок і географічними координатами місця викиду.

В залежності від спільного впливу цих факторів виділяють локальні, тропосферні і стратосферні (глобальні) випадання.

*Локальні випадання* спостерігаються в районі до кількох сотень кілометрів у напрямку переважаючих вітрів від джерела постійної дії або в напрямку вітру в момент інжекції (аварійний викид, ядерний вибух). Радіоактивні речовини локальних випадань розповсюджуються у нижніх шарах атмосфери (до 4 км). Тривалість цих випадань складає від 1–3 годин (у випадку разових викидів) до десятків років (при безперервних викидах).

При разовому викиді радіоактивних речовин на земній поверхні утворюється «факел» – слід від рухливої радіоактивної хмари.

Радіоактивні речовини локальних випадів від ядерних вибухів представлені в основному великими частинками (від декількох міліметрів до 5 мкм). При цьому радіонукліди в основному входять до складу оплавлених частинок ґрунту.

Підприємства ЯТЦ і ядерно-енергетичні установки є постійно діючими джерелами надходження невеликих кількостей радіонуклідів в оточуюче середовище.

До складу аерозольних викидів входять радіонукліди благородних газів з короткими періодами напіврозпаду. При висоті вентиляційних труб 100–150 м часу їх перебування в атмосфері від викиду до досягання приземного шару достатньо для розпаду основної частини радіонуклідів. Високі труби забезпечують розподілення осідаючих радіоактивних аерозолів на порівняно великій площі, яка визначається конкретними метеоумовами: швидкістю і напрямом вітрів, кількістю опадів, температурою. Звичайно локальні випадання радіонуклідів навколо промислових об'єктів розповсюджується в зоні радіусом не більше 30 км, а максимум їх спостерігається на відстані 1–4 км.

**Тропосферні випадання** мають місце при висоті підйому радіоактивної хмари до 4–10 км. Тропосферні вітри переносять радіоактивні опади у напрямі з заходу на схід, і радіоактивна хмара за 2–6 тижнів встигає обігнути земну кулю. На земну поверхню вони осідають у вигляді порівняно вузької смуги на широтах інжекції. Тропосферні вітри переносять аерозолі в напрямку із заходу на схід, при цьому дифузія їх на північ і південь незначна. Тому максимум випадань спостерігається на широті проведення вибухів.

В північній півкулі максимальна густина випадання радіонуклідів спостерігається на 30–50° північної широти, в південній півкулі на широтах, де проводила випробування Франція. Період напіввиведення радіонуклідів в тропосфері складає 10–14 днів. Середній час перебування частинок у тропосфері коливається від 20–40 діб для верхніх шарів до декількох діб для нижніх шарів тропосфери. Весною через розриви в тропопаузі відбувається інтенсивне вертикальне переміщення тропосфери і атмосфери, внаслідок чого в північній півкулі біля 70% радіоактивних речовин випадає в період з березня по червень.

Саме тропосферні випадання були характерними для аварії на Чорнобильській АЕС. Протягом 15 діб аварії висхідний потік продуктів горіння підіймав радіоактивні речовини у тропосферу на висоту до 7 км. Радіоактивні випадання з нижніх шарів хмари вже через 1–3 доби були виявлені у багатьох країнах Європи, а з верхніх – через 10–12 діб в Японії, Канаді, США. Трохи більше, ніж за два тижні.

**Стратосферні випадання** відбуваються при висоті інжекції радіонуклідів більше 12 км. Вони утворюються звичайно при атомних вибухах в атмосфері. Радіоактивні продукти у вигляді найдрібніших частинок, що виникли в результаті вибуху, можуть знаходитись в стратосфері протягом декількох років.

Період напівочищення стратосфери від радіоактивних речовин складає в середньому 2 роки, змінюючись від 4–7 до 24 місяців. Найшвидше випадання з стратосфери спостерігається при інжекції в полярних областях, що пояснюється сильним вертикальним перемішуванням повітряних мас у високих широтах.

Можна виділити ще *космічні випадання радіоактивних речовин*, як результат випробувань атомної зброї в космосі. На початку 1960-х в космосі на висоті близько 200 км США і СРСР здійснили вибухи 10 атомних бомб, і до тепер радіоактивні продукти поділу цих вибухів випадають на Землю.

Дисперсність радіоактивних частинок, що утворюються за всіх типів викидів, надзвичайно велика – їх діаметр варіює від сотих часток до декількох десятків мікрометра. І хоча вони можуть переноситись на десятки тисяч кілометрів, але в силу дії гравітації кінець-кінцем випадають на поверхню Землі. Вивчення залежності міграції радіоактивних частинок від їх розмірів являє великий практичний інтерес для прогнозування рівнів забруднення території, оцінки їх можливого включення в трофічні ланцюжки. Останнє пов'язане з великою поверхнею їх контакту з середовищем, високою розчинністю, а значить, високою імовірністю входження у біологічні цикли.

Атмосферні опади можуть в десятки разів прискорювати і посилювати випадання радіоактивних частинок, викликаючи сильне забруднення території у найнесподіваніших місцях. Тому розрізняють “сухе” і “вологе” *випадання радіоактивних речовин*. Перший процес – це осідання частинок виключно під впливом сил гравітації, другий – випадання з дощем і снігом. Зрозуміло, що частка сухих і вологих випадань залежить від ряду факторів, але головним чином від сезону. При мокрому випаданні радіоактивних речовин в теплий весняно-літній період посилюється їх розчинність, міграція в ґрунті і надходження в рослини.

### **6.3. Розповсюдження радіонуклідів у водних екосистемах. Накопичення радіонуклідів гідробіонтами**

Поведінка радіонуклідів у водному середовищі значно складніша, ніж в атмосфері, так як тут на швидкість їх переміщення, направленість і характер розсіювання впливає значно більша кількість факторів. Крім того у водоймах крім розсіювання відбувається і концентрування радіоактивних речовин.

Розповсюдження радіонуклідів у воді відбувається під впливом двох факторів:

а) фізико-хімічних: адсорбція, іонний обмін, осадження, седиментація (осад), флокуляція;

б) біотичних: поглинання водними організмами безпосередньо з води, накопичення деяких з них як в організмах, так і в ґрунті.

Практичними дослідженнями доведено, що розподіл окремих радіонуклідів між основними складовими водойми неоднорідний. Усереднені результати показують, що вода, яка займає по масі 85% складових водойми, містить лише 27% радіонуклідів, в той час як біомаса (0,1% складових водойми) накопичує 28% радіонуклідів. В деяких випадках процесу накопичення радіонуклідів в донних відкладах сприяють бентосні організми, які в процесі життєдіяльності інтенсивно їх інкорпорують, а відмираючи, віддають ґрунту.

За характером розповсюдження у водоймі радіоактивні ізотопи можуть бути розподілені на чотири групи:

1. Гідротропні – містяться у великій кількості у воді водойми (хром, сірка, германій);

2. Біотропні – інтенсивно поглинаються живими організмами (фосфор, кадмій, церій і ртуть);

3. Педотропні – накопичуються переважно у донних відкладах (залізо, кобальт, цинк, ітрій, цирконій, ніобій, цезій);

4. Евротропні – рівномірно розподіляються між складовими водойми (рубідій, стронцій, рутеній, йод).

На поведінку радіоактивних речовин у річках суттєво впливає хімічний склад води, ступінь її мінералізації, кількість і характер зважених домішок. В річках, де зважені тверді частинки мають тенденцію до осідання в певних місцях, більша частина радіоактивних речовин нерівномірно затримується на дні, створюючи локальні місця забруднення. Необхідно враховувати, що ефективність процесу розбавлення в річках і замкнутих водоймах неоднакова. Ступінь і швидкість цього явища в річках залежить від ряду гідрологічних причин: співвідношення об'єму забруднень і розходу води в річці, швидкості течії, турбулентності водного потоку, глибини, форми русла, рельєфу дна тощо. В малих річках гірського типу максимальне розбавлення радіоактивних речовин відбувається на протязі кількох хвилин, на річках рівнинного типу з вираженою струйністю течії протяжність ділянки, на якій закінчується розбавлення, може досягати десятків кілометрів. Інтенсивність розбавлення в замкнутих водоймах (ставки, озера, водосховища) значно менша. Розбавлення в них відбувається за рахунок течій, хвильового режиму і в певній мірі процесу дифузії.

Внаслідок Чорнобильської катастрофи радіонуклідами, переважно  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{239}\text{Pu}$  ( $^{240}\text{Pu}$ ), була забруднена значна територія України і Білорусії в тому числі – частина басейну Дніпра та всі водосховища каскаду.

Основна кількість радіонуклідів потрапила до Дніпра впродовж першого післяварійного періоду, і сумарна бета-активність води поблизу Києва в травні 1986 року становила  $5 \cdot 10^{-8}$  Кі/л, що в 100-1000 разів перевищувало природний фон. Однак вже влітку того ж року активність води зменшилась у декілька разів.

Найважливішим є факт викиду з реактора четвертого блоку ЧАЕС близько 2000 Кі ізотопів  $^{239}\text{Pu}$  ( $^{240}\text{Pu}$ ), період напіврозпаду якого – 24 110 років. Переважна більшість плутонію знаходиться в мулі Київського водосховища і в ґрунті навколишньої території.

Водосховища дніпровського каскаду є своєрідними накопичувачами радіоактивного забруднення. Основна частина радіонуклідів зосереджена в мулі, тканинах рослин і водних тварин, які є концентраторами  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ .

За даними радіаційного водного моніторингу, з моменту аварії на ЧАЕС до грудня 1995 року у Дніпровський каскад водосховищ з аерозольним випаданням і річковим припливом надійшло не менш як 6 000 Кі  $^{137}\text{Cs}$  і 5 000 Кі  $^{90}\text{Sr}$ . За вказаний час у Чорне море Дніпром було винесено близько 40 Кі цезію і близько 1400 Кі стронцію.

Чорнобильська аварія практично знищила річку Прип'ять та весь її басейн в 122 тисячі км<sup>2</sup>, який нині придатний лише для заповідної зони. Також великі території що забруднені  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  розташовуються в Білорусії і в РФ, але і вони входять до водозбірного ареалу Дніпра рисунок 6.3.

Хоча вже у 1994 році спостерігалось зменшення концентрації ізотопів у водосховищах у 100 разів, порівняно з 1986 роком, однак вона все ж у 35 разів перевищувала рівень, що передував катастрофі. Таким чином, екосистеми водосховищ затримали не менш як 99 % цезію-137 і 70 % стронцію-90 від усієї кількості радіонуклідів, що надійшли у водойми в результаті аварії.

Перерозподіл розчинених речовин в морях займає від 1-го до 10-ти років, залежно від глибини, а в океані займає більш чим 100 років. Це відбувається за рахунок поверхневих та донних течій, які найчастіше ні зустрічаються одне з одним.

Океанічні течії – горизонтальні переміщення величезних мас води в певному напрямі на великі відстані. Найчастіше океанічні течії виникають під дією постійних вітрів. Океанічні та морські течії розрізняють: за температурними умовами (теплі, холодні і нейтральні течії), за походженням (дрейфові, гравітаційно-градієнтні і припливно-відпливні течії) та в залежності від розміщення в товщі океанських вод (поверхневі, глибинні і придонні течії).

В морях і океанах швидкість розбавлення радіоактивних продуктів залежить від швидкості пересування (течії) водних мас і процесів їх перемішування. Так після випробування ядерної зброї США в районі Маршаллових островів у 1954 р. радіоактивні продукти, які потрапили у воду, спочатку пересувались в західному напрямку до азіатського материка, потім забруднення

розповсюдилося на північ за течією Куро-Сіво. При цьому продукти поділу за 40 днів перемістилися на 192 км, продифундувавши на глибину 40–60 м. Розбавлення активності в 1000 Ки було таке, що середня концентрація після 40 днів дорівнювала  $1,5 \cdot 10^{-7}$  Ки/л, а площа забруднення склала біля 40 км<sup>2</sup>.



Рисунок 6.3. Карта радіоактивного забруднення ізотопом цезію-137

Розчинність радіоізоотопів, які надходять у морське середовище у вигляді глобальних випадань або при підводному вибухові, який не зачіпає непорушність донних відкладів, значно вище, ніж у випадку наземних вибухів. Так при підводному вибухові в першу добу розчинна фракція може складатися на 35% з іонних частинок, кількість яких до кінця другого тижня збільшується до 60%. На теперішній час підводні ядерні випробування заборонені.

Одночасно з розбавленням радіоактивних ізотопів у воді відкритих водойм спостерігається також їх інтенсивна сорбція дном і донними відкладами. В результаті дно стає своєрідним депо довгоживучих елементів. Ступінь накопичення дном радіоактивних продуктів залежить від структури ґрунту. При зростанні іонообмінної ємності ґрунту ступінь накопичення ізотопів зростає. Так, при внесенні у воду експериментального ставка  $^{90}\text{Sr}$  і активності води  $2 \cdot 10^{-8}$  Кі/л коефіцієнт накопичення (відношення питомої активності ґрунту до питомої активності води) для піску склав 20, для суглинку – 110. Суттєву роль в накопиченні дном радіоактивних речовин відіграють їх хімічні властивості. Слабо фіксується ґрунтом  $^{35}\text{S}$ , краще –  $^{32}\text{P}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  і ін. Кількість радіоактивних продуктів в ґрунті залежить від питомої активності води, а саме – зростає з її збільшенням, хоча коефіцієнт накопичення при цьому і зменшується. Якщо дно складається з щільних глинистих порід, розповсюдження продуктів поділу урану в глибину сягає лише 15 см, на більшій глибині спостерігається різке зменшення активності. Проникнення в глибину рихлого дна, складеного з торфу, досягає 1,5 м і більше. Подібна картина характерна і для піщаних ґрунтів.

При постійній концентрації радіоактивних ізотопів у воді виникає стійка динамічна рівновага між вмістом їх у донному ґрунті і воді. При зменшенні активності води спостерігається повільний процес десорбції радіоактивних речовин та їх надходження у воду. Таким чином, дно в даному випадку може бути джерелом вторинного забруднення води.

Разом із розбавленням радіоактивних речовин у воді і сорбцією їх дном спостерігається накопичення радіонуклідів у гідробіонтах. Це накопичення відбувається в результаті адсорбції і дифузії, надходження через органи дихання та аліментарним шляхом.

Механізм накопичення радіоізотопів мікрофлорою залежить від їх хімічних властивостей. Так кальцій для бактерій не є біогенним елементом, тому накопичення радіостронцію бактеріями відбувається за рахунок процесу фізико-хімічної адсорбції атомів цього елемента на поверхні бактеріальних клітин. На противагу стронцію, біогенний елемент  $^{32}\text{P}$  асимілюється бактеріями в значній кількості. Результати експериментальних досліджень показують, що при внесенні в мікробну завісь радіоактивних речовин вже через декілька хвилин питома активність бактеріальних тіл стає у багато разів вищою в порівнянні з активністю водного середовища. При цьому зі збільшенням концентрації мікробних клітин процент вилучених радіоактивних продуктів не зростає. Крім того слід зазначити, що коефіцієнт накопичення зі зростанням питомої активності води зменшується. В залежності від хімічних властивостей радіоактивних ізотопів та виду мікроорганізмів, питомої активності води, її рН та інших умов коефіцієнт накопичення для бактеріальних клітин коливається в широких межах – від 100 до 4 – 6 млн. і більше.



Велика питома поверхня тіл у планктону, губок і деяких інших гідробіонтів створює сприятливі умови для адсорбції ними значної кількості радіоактивних ізотопів. Варто відмітити, що швидкість накопичення планктоном радіоактивних речовин значна. Так, наприклад, дафнія накопичує 50–60% (від максимальної кількості) радіоактивного стронцію на протязі 5 хвилин.

У водних рослин процес накопичення повільніший, оскільки головний шлях надходження в них радіоактивних продуктів зумовлений процесами обміну. Максимальне накопичення радіонуклідів водоростями відбувається на протязі 7–30 діб.

Коефіцієнт накопичення радіоактивних речовин тканинами гідробіонтів залежить від виду гідробіонта, фізико-хімічних властивостей радіоізотопів, питомої активності води, її сольового складу, температури та інших умов. Водні організми більш інтенсивно накопичують радіоізотопи біогенних елементів (фосфор, вуглець тощо) і продукти, споріднені за своїми хімічними властивостями цим елементам. Як і для бактерій, коефіцієнти накопичення для гідробіонтів зменшуються зі зростанням питомої активності води. Коефіцієнти накопичення у прісноводних організмів значно вищі, ніж у мешканців морів і океанів (разом з тим коефіцієнт накопичення продуктів активації у морських гідробіонтів вищий, ніж у прісноводних). Так, риба, яка мешкає в прісній воді, накопичує в 10 разів більше радіостронцію, ніж риба морська. Накопичення радіоізотопів молоддю риби більш інтенсивне за рахунок більш високого рівня обміну речовин, ніж у дорослих.

У риб основний шлях надходження радіоактивних речовин в організм – аліментарний. Тому в даному випадку суттєве значення мають рівні забруднення організмів, які є кормом для риб. Разом з тим радіоактивні ізотопи проникають в організм риби і через зябра. Значимість цього шляху зростає з підвищенням питомої активності. Час максимального накопичення ізотопів (при постійній концентрації) в тілі риб коливається від 10 до 120 днів.

Дослідженнями вчених показано, що накопичення радіонуклідів у риб різних порід навіть в одній і тій же водоймі може різнитися у 2–3 рази. Для хижих риб (щука, окунь тощо) характерні мінімальні показники накопичення стронцію-90 і максимальні цезію-137. Рослиноїдні (короп, карась тощо) навпаки накопичують стронцію більше, а цезію в кілька разів менше, ніж хижі риби. Найбільші рівні накопичення радіонуклідів характерні для прісноводних риб північних районів країни, де води поверхневих водойм, особливо озер, слабомінералізовані.

На накопичення радіонуклідів у тканинах риб впливає також теплове забруднення водойм. Розміщення рибогосподарських комплексів біля місць виходу теплових вод теплоелектростанцій і особливо АЕС сприяє інтенсивнішому накопиченню у тканинах риб радіонуклідів, що знаходяться у воді. Згідно результатів аналізів, отриманих в умовах лабораторних експериментів

встановлено, що рівень накопичення цезію-137 в тканинах коропів, що мешкали у воді з температурою 25 °С, вдвічі більший, ніж при перебуванні цієї риби у воді з температурою 12-15 °С.

#### 6.4. Поведінка радіоактивних речовин в підземних водах

Підземними називаються води, що знаходяться під поверхнею землі у рідкому, твердому та газоподібному стані. Вони накопичуються в порах, тріщинах, пустотах гірських порід.

Підземні води утворюються в результаті просочування води, що випала на поверхню Землі, конденсації водяних парів, що надійшли по порах з атмосфери, а також в результаті утворення водяних парів при охолодженні магми на глибині і конденсації їх у верхніх шарах земної кори. Вирішальне значення в утворенні підземних вод мають процеси просочування води з поверхні Землі.

За умовами формування і поведінкою підземні води поділяються на два основних типи: ненапірні (грунтові) води і напірні (артезіанські) води.

Основна особливість ґрунтових вод полягає в тому, що вони мають безпосереднє живлення за рахунок атмосферних опадів і поверхневих вод. За умовами живлення ґрунтові води поділяються на води, які прив'язані до ділянок, віддалених від відкритих водойм, і на води, які знаходяться на ділянках, розташованих поблизу річок та інших водойм.

Напірні (артезіанські) води не живляться безпосередньо атмосферними опадами. Вони поповнюються з інших водоносних горизонтів шляхом повільної фільтрації підземних вод через товщу відносно водотривких порід або за рахунок атмосферних опадів з досить віддалених ділянок живлення.

Основними факторами, які визначають поведінку радіоактивних ізотопів в підземних водах, є:

- шляхи надходження радіонуклідів;
- фізико-хімічні властивості елементів;
- місцеві гідрогеологічні умови, які включають геологічну будову ділянки і оточуючого району, умови руху і дренажу підземних вод, їх хімічний склад і гідродинамічний стан у водоносному горизонті.

Складна сукупність і взаємозв'язок вказаних факторів зумовлюють багатогранність поведінки радіоактивних речовин у підземних водах.

Швидкість руху ґрунтових вод незначна і залежить від структури гірських порід. Розрізняють дрібнозернисті породи (глини, суглинки), зернисті (піски), тріщинуваті (вапняки).

В рихлих породах (галечник, піски, глини) рух води відбувається через пори між окремими зернами і частинками порід. В межах водоносного горизонту пори частіше всього розподілені досить рівномірно, тому рух води в

ньому відносно сталий. Зазвичай в пісках швидкість пересування підземних вод складає 0,5–2 м за добу, в глинистих породах – 0,1–0,3 мм за добу.

В розтрісканих скельних породах (вапняки, піщаники, кварцити, граніти) спостерігається рух води по окремих тріщинах. Ці тріщини розподілені в породах нерівномірно, тому у цих породах можуть зустрічатися локальні зони підвищеної тріщинуватості, де проходять потужні потоки підземних вод. Швидкість пересування води в цих породах може досягати декількох кілометрів за добу.

На швидкість руху підземних вод впливає не тільки склад гірських порід, а й інтенсивність водообміну. Інтенсивність водообміну характеризує час, протягом якого вода, що знаходиться у водоносному горизонті повністю заміщується новою водою, яка надходить за рахунок інфільтрації атмосферних опадів, поверхневих вод тощо. Повний водообмін водоносних горизонтів зазвичай проходить протягом сотень, тисяч і більше років. Причому для приповерхневих горизонтів термін повного водообміну менший.

Інтенсивність водообміну також залежить від проникності гірських порід та рельєфу місцевості. В гірських районах, рельєф яких розрізаний глибокими долинами, інтенсивність водообміну вища, ніж в рівнинних районах, зі слабким розвитком сітки ярів. В посушливих районах живлення підземних вод і водообмін водоносних горизонтів менш виражені, ніж в зонах з вологим кліматом. Таким чином, в різних гідрогеологічних умовах міграція радіоактивних речовин в підземних водах залежить від кількісних співвідношень швидкості руху підземних вод та інтенсивності їх розбавлення.

При взаємодії підземних вод з гірськими породами відбуваються процеси вилужування і розчинення порід та процеси сорбції породами ряду речовин, що містяться у воді.

Сорбція породами хімічних речовин в основному визначається іонообмінним процесами і хімічно зумовленою поглинальною здатністю порід. Поглинальна здатність полягає в тому, що ряд речовин, які знаходяться у воді, може утворювати нерозчинні сполуки при взаємодії з речовинами гірських порід. Радіоактивні ізотопи, подібно до макрокомпонентів природної води, поглинаються гірськими породами. Цьому процесу властиві особливості, які визначаються малою концентрацією радіоактивних продуктів (за виключенням природного урану, який може міститися в підземних водах у макрокількостях). Сорбційна здатність гірських порід складає в середньому десятки міліграм-еквівалентів на 100 г природного сорбенту. Тому поглинальна ємність гірських порід завжди набагато вища можливого вмісту у воді радіоактивних речовин. Ступінь поглинання радіоактивних речовин породами залежить від хімічних властивостей ізотопів, які поглинаються сорбентом. Так, наприклад, плутоній інтенсивніше поглинається породою в трьохвалентному стані, чотирихвалентний плутоній поглинається менш енергійно, погано

сорбується  $\text{PuO}_2^{2+}$ . Уран в чотирьохвалентному стані (у відновлювальному середовищі) погано розчиняється і практично не мігрує у підземних водах, уран шестивалентний – володіє значною рухливістю.

В роботах по дослідженню міграції радіоактивних ізотопів у підземних водах було відмічено, що зі збільшенням сольового складу розчину зменшується поглинання сорбентом радіоактивних речовин. Так, із підвищенням концентрації іонів натрію і калію зменшується сорбція ізотопів цезію і стронцію.

Ступінь поглинання радіоактивних продуктів залежить від типу гірських порід, тобто від їх мінералогічного, хімічного, механічного складу, а також від структури і будови породи.

Зі збільшенням в породи мілких глинистих частинок і підвищенням іонообмінної ємності сорбентів зростає сорбційна здатність породи.

В процесі міграції радіоактивних речовин в підземних водах важливе значення мають не тільки процеси сорбції окремих елементів, а і явище десорбції, яке може спостерігатися у випадку різкого зменшення питомої активності води. Ступінь десорбції ізотопів в значній мірі залежить від механізмів поглинання окремих радіоелементів гірськими породами. Легше всього десорбуються ізотопи тих елементів, які сорбуються породою за іонообмінним механізмом поглинання.

### 6.5. Міграція радіоактивних речовин у ґрунті

Ґрунт є основним джерелом постачання в біосферу природних радіонуклідів. І як свідчить рис. 4.1, хоча і не однією, але головною ланкою, у яку надходять штучні радіонукліди із атмосфери.

*Під міграцією радіонуклідів в ґрунті слід розуміти сукупність процесів, що ведуть до їх переміщення в ґрунті і зумовлюють перерозподіл за глибиною і в горизонтальному напрямку. У зв'язку з цим виділяють два види міграції – вертикальну і горизонтальну, які проходять одночасно.*

Міграційні здатності радіонуклідів в ґрунті і їх включення у біологічні цикли визначаються великою кількістю властивостей самих радіонуклідів, ґрунту, різним факторами навколишнього середовища.

Рух радіоактивних речовин в ґрунті, в основному, визначається його гідрологічним режимом, властивостями іонів тих розчинів, які входять в контакт з ґрунтом, і взаємним з нею обміном. Крім того поведінка окремих радіонуклідів залежить від наявності в ґрунті мікрокількостей елементів, які схожі з ними у хімічному відношенні. Будь-яке пересування радіонуклідів у ґрунті та їх асиміляція живими організмами здійснюється при участі води.

В залежності від типів ґрунтів та кількості осадків, що випадають над тим чи іншим регіоном поведінка окремих радіонуклідів відрізняється швидкістю розповсюдження та вмістом радіоактивного ізотопу. Але найголовні-

шим фактором є кількість та хімічний склад води що поступає на поверхню та просочується скрізь поверхневий шар до ґрунтових вод.

Концентрація радіонуклідів у ґрунтах різних типів наведена у таблиці 6.1.

Таблиця 6.1. Концентрація радіонуклідів у ґрунтах різних типів

Ґрунт	Концентрація, пКі/г		
	<sup>40</sup> K	<sup>238</sup> U	<sup>232</sup> Th
Сірозем	18	0,85	1,3
Сіро-коричневий	19	0,75	1,1
Каштановий	15	0,72	1,0
Чорнозем	11	0,58	0,9
Підзолистий	4	0,24	0,3
Торф'яний	2,4	0,17	0,2
Середнє для світу	10	0,70	0,7

В склад ґрунту входять мінеральні і органічні речовини, вода і повітря, які об'єднані в складну фізико-хімічну систему, що забезпечує рослині механічну опору і постачає її необхідними поживними речовинами.

Вертикальний профіль ґрунту складається з шарів (горизонтів), які розрізняються між собою фізико-хімічними особливостями. Умовно виділяють три типи горизонтів. В самому верхньому горизонті потужністю до 30–60 см проходить більшість життєвих процесів. Другий горизонт – підґрунт – розповсюджується до глибини 120–150 см. До глибини 180–210 см залягає шар розпорошеної материнської породи ґрунту.

Розподіл радіонуклідів у межах шару ґрунту, де проростає коріння, впливає на їх надходження в рослину. У перший період після потрапляння радіонуклідів на ґрунтово-рослинний покрив з повітря вони локалізуються у верхній частині ґрунту. Багато радіонуклідів характеризуються слабкою рухливістю і протягом тривалого періоду часу затримуються у шарі ґрунту 0–5 см. Найінтенсивніше переходять у рослини радіонукліди при зосередженні їх у луговій дернині. Так, у перший рік після внесення <sup>90</sup>Sr на дернину вміст його у рослинах у 2–8 разів вище, ніж на 3-й рік.

Найважливіші фізико-хімічні процеси, які відбуваються в ґрунті залежать від вмісту в ньому частинок, які володіють високими іонообмінними властивостями. Більша частина поживних речовин в ґрунті міститься не в ґрунтовій воді, а адсорбована на поверхні ґрунтових частинок. Наприклад, глинисті частинки в 1 м<sup>3</sup> суглинку мають сумарну поверхню більше 1,6·10<sup>6</sup> м<sup>2</sup>. Здатність окремих різновидів ґрунту адсорбувати катіони кількісно визначається ємністю поглинання, яка виражається в міліеквівалентах катіонів, які необхідні для нейтралізації від'ємного заряду 100 г ґрунту при рН 7,0.

Найменшою сорбційною ємністю характеризується піщаний ґрунт. Глини, суглинки, чорноземи володіють великою сорбційною ємністю, внаслідок

чого просування в них радіоактивних речовин відбувається повільно. Сорбційні властивості чорноземних ґрунтів визначаються присутністю в них гумусу, який містить високомолекулярні речовини в колоїдному стані, які відрізняються доброю обмінною поглинальною ємністю.

На інтенсивність і повноту поглинання радіоактивних ізотопів і надійність їх закріплення в твердій фракції ґрунту суттєво впливає реакція середовища і її кислотність. Кислотність ґрунтів неоднозначно впливає на біологічну рухливість у них радіонуклідів. Для  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  і великої групи нуклідів з наведеною активністю при збільшенні кислотності зростає інтенсивність надходження радіонуклідів у рослини. При підвищенні рН  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$  і  $^{115\text{m}}\text{Cd}$  переходять із іонної форми у різні гідролізні та комплексні сполуки, що зменшує їх доступність рослинам. Для багатьох радіонуклідів залежність їх поведінки від кислотності ґрунтів складна – для деяких з них характерні два чи більше піків максимумів рухливості. Кислотність здійснює і непрямий вплив на сорбцію ґрунтами радіонуклідів, змінюючи ємність катіонного обміну.

Варто відмітити важливу особливість в процесі поглинання радіоактивних речовин ґрунтами, яка полягає в тому, що надходячи в ґрунт в дуже малих кількостях, радіоактивні елементи не конкурують між собою за місце на сорбуючій поверхні, тому ґрунти по відношенню до них залишаються малонасиченими. Деякі ізотопи, можуть переходити з обмінної форми в необмінну завдяки включенню їх в кристалічну решітку присутніх в ґрунтах мінералів, солей фосфатів, сульфатів і інших малорозчинних сполук.

Встановлено, що радіоактивні продукти при попаданні на поверхню ґрунту міцно фіксуються в її верхньому шарі. Проходження їх всередину пропорційно кількості дощових опадів. Даний процес проходить повільно, і навіть у місцях, де кількість опадів значна, проходить декілька років, перш ніж радіоізотопи накопичуються в нижніх шарах в помітних кількостях. Так після випробувань ядерного озброєння, з усього  $^{90}\text{Sr}$  який випав при цьому, 80% утримується в верхньому шарі ґрунту товщиною до 5 см і лише мала його доля проходить глибше 15 см. Це в повній мірі відноситься і до  $^{137}\text{Cs}$ .

Серед штучних радіоактивних ізотопів, які забруднюють ґрунт, особливу увагу у зв'язку з високою радіотоксичністю заслуговують стронцій ( $^{90}\text{Sr}$ ) і цезій ( $^{137}\text{Cs}$ ). Міцність утримування стронцію в ґрунті тим вища, чим більше в ній обмінних основ. Чим більше обмінного кальцію знаходиться в ґрунті, тим більше затримується в ній  $^{90}\text{Sr}$ . Добре адсорбується ґрунтом і  $^{137}\text{Cs}$ .

*Роль фізико-хімічних властивостей радіонуклідів.* Радіонукліди, що потрапляють в навколишнє середовище, можуть перебувати у різній фізико-хімічній формі – аерозолів, гідрозолів, частинок, сорбованих на різних матеріалах та інших. Їх рухливість залежить від форми радіонуклідів, в якій вони надійшли в навколишнє середовище.

Так, радіоактивне забруднення при аварії на Чорнобильській АЕС було зумовлене трьома типами випадань: твердими високорадіоактивними аерозолями різної дисперсності, газовою фазою окремих радіонуклідів і радіонуклідів, розташованих у графітовій матриці. Останній специфічний тип радіоактивних частинок утворився під час горіння блоків із графіту, який використовується в ядерних реакторах як сповільнювач нейтронів.

Виділяють дві основні групи факторів, які ведуть до зміни рухливості і біологічної доступності радіонуклідів у часі. Перша з них зумовлює так зване "*старіння*" радіонуклідів. Суть старіння в тому, що з часом в результаті їх дифузії у кристалічну структуру деяких мінералів, утворення різних комплексних сполук, агрегування частинок у більш крупні, зменшується їх рухливість у ґрунті. Добре відоме старіння радіонуклідів цезію, наслідком якого є поступове зниження їх доступності для кореневого засвоєння рослинами.

Під впливом другої групи факторів рухливість радіонуклідів і їх біологічна доступність, навпаки, можуть зростати. Так, великодисперсні частинки з часом в ґрунті під впливом води, кисню, діяльності мікрофлори та інших факторів можуть руйнуватися, перетворюючись у дрібнодисперсні. Радіонукліди, що входять до їхнього складу, переходять із важкодоступних форм у більш доступні, які краще розчиняються у ґрунтовому розчині, швидше засвоюються рослинами.

Велике значення у поведінці радіонуклідів в ґрунті і їх біологічній доступності мають хімічні властивості, що визначають їх здатність до адсорбції і утворення комплексних сполук, недоступних для рослин. Так, чим вищий заряд іону, тим міцніше він поглинається ґрунтом і утворює більш стійкі сполуки з органічними речовинами. Чим більша маса і іонний радіус, тим ця здатність виражена слабше. У вільному стані іони радіонуклідів поглинаються інтенсивніше, ніж у гідратованому або сольватованому.

*Вплив механічного та мінералогічного складу ґрунту.* Відмічено, що при вирощуванні рослин в умовах водяної культури надходження до них радіонуклідів виявляється значно більш високим, ніж при вирощуванні на ґрунтах такої ж радіоактивності. Це є наслідком здатності твердої фази ґрунту до поглинання і утримування радіонуклідів. Але цілком очевидно, що ця здатність у різних типів ґрунтів повинна бути виражена неоднаково. У значній мірі вона залежить від механічного та мінералогічного складу ґрунту, який є одним з важливих факторів, що визначають характер міграції радіонуклідів в ґрунті та їх перехід у рослини.

Сорбційна здатність ґрунтів зростає зі збільшенням дисперсності його механічних елементів. Найбільш міцно утримуються радіоактивні продукти поділу муловою фракцією ґрунту.

Крім того, дрібнодисперсні глинисті і мулові фракції ґрунту містять більшу кількість мінералів монтморилонітової групи, слюд і гідрослюд, які

належать до трьохшарових мінералів, що мають високу вбирну здатність. Переважаючими ж мінералами фракцій піску, навіть дрібного, є кварц і польові шпати, сорбційні властивості яких дуже низькі.

Дрібно пилюваті і мулисті частинки високодисперсних фракцій ґрунтів містять і найбільшу кількість органічних речовин, які також суттєво впливають на міграцію радіонуклідів. Зі збільшенням вмісту гумусу в ґрунті перехід в рослини радіонуклідів знижується. Це пов'язано з тим, що гумінові і фульвокислоти гумусу мають високу здатність поглинати і утримувати радіонукліди, а також утворювати з ними комплексні сполуки, надходження яких в рослини утруднене.

В більш крупних фракціях пилу вміст органічних речовин різко знижується, а в дрібному піску їх майже немає.

Дуже велику кількість органічних речовин (до 90%) містять торф'яні ґрунти. Однак вони в основному представлені напіврозкладеними рослинними рештками і містять мало гумусу. Мінеральна фракція, в тому числі і дрібнодисперсна, у торф'яних ґрунтах незначна. Невелика і кількість обмінних катіонів. Тому ємність поглинання торф'яних ґрунтів невисока і здатність до утримування радіонуклідів порівняно низька.

В цілому перераховані властивості ґрунтів формують в них певний неспецифічний рівень здатності до сорбції і утримування радіонуклідів. В порядку зростання здатності різних типів ґрунтів сорбувати радіонукліди їх можна розподілити у такій послідовності: торф'яні–підзолисті–дерновопідзолисті–сірі лісові–лугові–сіроземи–каштанові–чорноземи.

*Роль агрохімічних властивостей ґрунту.* Радіонукліди звичайно знаходяться в ґрунтах в ультрамікрокількостях. Так, при вмісті  $^{137}\text{Cs}$   $3,7 \cdot 10^4$  Бк/м<sup>2</sup> (1 Кі/км<sup>2</sup>) – рівень, вище якого ґрунти зараз прийнято вважати забрудненими, масова його концентрація у орному шарі складає  $3,9 \cdot 10^{-12}$  %, а  $^{90}\text{Sr}$  – ще менше –  $2,4 \cdot 10^{-12}$ %. Це відповідає приблизно величині  $10^{-5}$  г/м<sup>2</sup>, або 10 г/км<sup>2</sup>. Такі низькі концентрації радіонуклідів у ґрунтах повинні зумовлювати суттєву залежність їх поведінки від вмісту відповідних стабільних ізотопів, елементів, схожих з ними за фізико-хімічними властивостями, деяких хімічних характеристик ґрунтів.

Реакція ґрунтового розчину по-різному впливає на міграцію радіонуклідів. Для більшості з них, в тому числі для  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , при зростанні кислотності знижується міцність закріплення в ґрунті, збільшується рухливість і надходження в рослини. Деякі радіонукліди, зокрема  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ , при підвищенні рН переходять з іонної форми у різні гідролізні і комплексні сполуки і стають менш доступними для рослин.

Дуже великий вплив на міграцію і доступність радіонуклідів в ґрунтах має вміст обмінного кальцію, який характеризує їх так звану “карбонатність”. В багатьох ґрунтах, переважно недостатньо зволжених територій, вміст кар-



бонатів досить значний. Зі збільшенням їх вмісту надходження  $^{90}\text{Sr}$  з ґрунту в рослини знижується. Наведені в таблиці 4.1 дані свідчать, що зі збільшенням вмісту карбонатів в чорноземах від 0 до 3,2% накопичення  $^{90}\text{Sr}$  рослинами знижується в 1,3–2,5 рази, а надходження  $^{137}\text{Cs}$  зростає.

Зменшення надходження  $^{90}\text{Sr}$  в рослини на карбонатних ґрунтах пояснюється звичайно двома причинами. По-перше, при високому рівні карбонатів може відбуватися необмінна фіксація радіонукліда. По-друге, стронцій і кальцій є хімічними аналогами. При надходженні в рослини, як і взагалі в живий організм, між ними можуть виникати певні конкурентні взаємовідносини і кальцій, як елемент, вміст якого у земній корі (2,96%) на декілька порядків перевищує загальний вміст стронцію ( $3,4 \cdot 10^{-2}\%$ ), може виступати у ролі своєрідного дискримінатора, який обмежує надходження стронцію, в тому числі і його радіоактивних ізотопів.

Не тільки з підвищенням карбонатності ґрунту, тобто зі збільшенням в ньому вмісту аніонів  $\text{CO}_3^{2-}$ , але й із зростанням концентрації аніонів  $\text{PO}_4^{3-}$  і  $\text{SO}_4^{2-}$ , збільшується сорбція  $^{90}\text{Sr}$  за рахунок співосідання важкорозчинних і слабо засвоєваних рослинами сполук стронцію. Тому в ґрунтах з підвищеним вмістом обмінних форм фосфору і сірки, особливо перших, спостерігається зниження переходу  $^{90}\text{Sr}$  в рослини.

Збільшення в ґрунті вмісту обмінного калію знижує міграцію і надходження в рослини  $^{137}\text{Cs}$ . З одного боку, це пов'язане з тим, що при великій кількості в ґрунті калію відбувається заміна на нього всіх обмінних катіонів ґрунту, що збільшує сорбцію і закріплення цезію. З другого – з тим, що між калієм і цезієм, як між хімічними аналогами, виникають конкурентні відношення при надходженні в рослини, схожі з тими, що проявляються між кальцієм і стронцієм.

Поглинання і сорбція радіонуклідів ґрунтом дуже залежить від вмісту в ньому відповідних стабільних нуклідів – чим вище вміст стабільних, тим менше радіоактивних закріплюється в ґрунті і більше надходить у рослини. Цей ефект пояснюється простим розбавленням радіонуклідів в ґрунті за рахунок стабільних і зменшенням частки радіоактивних в загальному закріпленні елемента.

На особливу увагу заслуговує один з основних природних радіоактивних “забруднювачів” ґрунту і біосфери –  $^{40}\text{K}$ . Його вміст в орному шарі досить великий –  $2,7 - 21,6 \cdot 10^4$  Бк/м<sup>2</sup> ( $0,7 - 5,8$  Кі/км<sup>2</sup>). Максимальну радіоактивність за рахунок  $^{40}\text{K}$  мають ґрунти, що розвивались на кислих магматичних породах і містять мінерали з великим вмістом калію – біотит, мусковіт, ортоклаз. В процесі господарської діяльності потоки калію, а разом з ним і  $^{40}\text{K}$ , в біосфері зростають. При середніх нормах внесення калійних добрив 60 кг/га у ґрунт надходить  $1,35 \cdot 10^6$  Бк  $^{40}\text{K}$ . При разовому внесенні це не призведе до

помітного збільшення вмісту  $^{40}\text{K}$ , але при багаторічному внесенні калійних добрив може вплинути на його баланс.

Міграція  $^{40}\text{K}$  у ґрунті, надходження в рослини і наступний рух ланками біологічного ланцюжка повністю визначається поведінкою його стабільних носіїв –  $^{39}\text{K}$  і  $^{41}\text{K}$  і залежить від багатьох уже відмічених властивостей ґрунтів: карбонатності, реакції середовища, вмісту різних катіонів, і в першу чергу натрію, концентрації аніонів та інших. Але при всякому зменшенні надходження  $^{40}\text{K}$  спостерігається і зниження надходження калію в цілому. Він же є одним із основних біогенних елементів.

*Вплив погодно-кліматичних умов.* Рух повітря, атмосферні опади, температура довкілля та деякі інші явища, що характеризують особливості погодно-кліматичних умов, відіграють важливу роль в міграції радіонуклідів не тільки в атмосфері, але і в ґрунті.

Величезне значення щодо їх розповсюдження має рух повітря, тобто вітер. За рахунок вітрового підняття з поверхні ґрунту і переносу стає можливим вторинне надзвичайно швидке переміщення радіоактивних речовин на відстані десятків кілометрів від місця її випадання, що може обумовити забруднення або підвищення рівня забруднення більш чистих ґрунтів.

Виділяють *три основні види вітрового підйому ґрунту: справжній вітровий підйом – за рахунок руху повітря над поверхнею ґрунту; локальний вітровий підйом – за рахунок руху повітря, який створюється специфікою рельєфу місцевості, наявністю лісових насаджень, будівель; механічний вітровий підйом, що виникає при виконанні сільськогосподарськими машинами польових орбіт, руху транспорту.*

Найбільш важливим фактором, що впливає на вітровий підйом радіоактивних частинок, є швидкість руху повітря. Підйом ґрунтових частинок відбувається швидше із сухої поверхні, розораних полів, схилів, які продуваються вітрами.

Сезон року, коли відбулося радіонуклідне забруднення середовища, в значній мірі визначає взаємодію радіонуклідів з ґрунтом. Вона буде мінімальною у зимовий період при низьких температурах та твердих атмосферних опадах. Плюсowi ж температури і висока вологість ґрунту влітку посилюють її.

Радіоактивні частинки, потрапляючи на поверхню ґрунту, втягуються в процеси вертикальної міграції углибину ґрунту, які мають досить важливе значення. Це зумовлює зниження потужності дози випромінювання радіонуклідів над поверхнею ґрунту, зменшення їх вторинного переносу вітром та поверхневими водами. В той же час може значно змінюватись кількість радіонуклідів, що надходять в рослини, переходять в ґрунтові води.

Швидкість вертикального перенесення радіонуклідів в ґрунті у значній мірі визначається вище перерахованими властивостями радіонуклідів, меха-

нічним та мінералогічним складом ґрунту, його агрохімічними характеристиками. Але головним чином вона залежить від кількості атмосферних опадів.

Частинки найрізноманітніших розмірів з током води можуть проникати углибину тріщинами, утвореними в суху погоду, ходами черв'яків та інших організмів. Це – звичайна фільтрація – рух рідини через пористе середовище під впливом гравітаційних сил. Певну роль грає дифузійний рух – переміщення радіонуклідів в напрямку градієнта концентрації – її вирівнюванню; конвекційне перенесення – це вертикальне переміщення радіонуклідів з водою, викликане зміною її густини в результаті різниці температури або солоності.

Взагалі ж процес вертикальної міграції радіонуклідів йде досить повільно. Так, в зоні аварії на Чорнобильській АЕС на неораних дерново-підзолистих піщаних ґрунтах легкого механічного складу через 24 роки після випадання радіоактивних продуктів, близько 90% кількості радіонуклідів містилось у верхньому 15–20-сантиметровому шарі. На ґрунтах більш важкого механічного складу вертикальна міграція радіонуклідів відбувається ще повільніше. На всіх типах ґрунтів  $^{90}\text{Sr}$  проникає на більшу глибину, ніж  $^{137}\text{Cs}$ . Це, безперечно, пов'язане з більшою розчинністю стронцію і “старінням” цею.

Значний вплив мають погодно-кліматичні умови на горизонтальну міграцію радіонуклідів – їх перенесення по поверхні ґрунту. При сильних зливових дощах в літньо-осінній період можливий значний змив радіонуклідів з площ водозборів у водойма та забруднення ними річок, озер, водосховищ – джерел питної та поливної води. Аналогічна ситуація може виникнути при формуванні потужного снігового покриву у зимовий період та різкому підвищенні температури весною, коли при швидкому таненні снігу і слабкій фільтрації опадів у мерзлий ґрунт посилюється перенесення радіонуклідів по поверхні.

В процесах горизонтальної міграції велику роль відіграють особливості рельєфу місцевості, наявність на ній рослинності. Специфічні нерівності поверхні, лісові насадження та буяння трав'янистих рослин при певних поєднаннях можуть практично повністю затримувати поверхневий стік радіонуклідів. В той же час круті схили, відсутність рослин посилюють його.

### **6.6. Особливості міграції радіонуклідів в лісових біоценозах**

Деревна рослинність має більш високу здатність утримувати радіоактивні опади, ніж трав'яниста. Це зумовлено великою біомасою крон, надзвичайно великою площею листяного покриву. Тому деревний ярус виконує роль своєрідного фільтра, який міцно утримує радіоактивні випадання. Під покривом лісу знаходиться лісова підстилка, яка являє собою досить потуж-

ний шар органічних решток (хвоя, листя, дрібні гілки, відпавши кора та інші) різного ступеня розкладу, що поступово переходить у перегнійно-акумулятивний горизонт. Маючи високу утримуючу та сорбційну здатність, лісова є місцем концентрації елементів живлення і різноманітних інших речовин, в тому числі і радіоактивних.

Після осідання радіоактивних частинок на крони дерев розпочинається їх *вертикальна міграція* під впливом сил гравітації, атмосферних опадів, руху повітря, з листопадом, внаслідок чого радіоактивні речовини переміщуються в нижні шари крон і під покрив лісу. Швидкість такої міграції залежить від фізико-хімічних характеристик радіоактивних випадань, хімічних властивостей радіонуклідів, типу і віку деревостоїв, метеорологічних умов, пори року.

Через деякий період, який у хвойних лісах може вимірюватись роками, основна маса радіонуклідів переходить у лісову підстилку та верхній горизонт ґрунту. Як і під трав'янистою рослинністю на цілині, основна маса радіонуклідів накопичується у верхньому 10–15-сантиметровому шарі ґрунту. Саме з нього через 4–5 років в листяному лісі і через 8–10 років у хвойному, що зумовлено вже відміченими особливостями у швидкості вертикальної міграції радіонуклідів та скорішою мінералізацією листя у порівнянні з хвоєю, розпочинається активне надходження радіонуклідів у дерев'янисті рослини через корені.

Якщо механізми засвоєння радіонуклідів дерев'янистими і звичайними сільськогосподарськими рослинами практично не відрізняються, то характер їх нагромадження має принципові відмінності.

Багаторічні дерев'янисті рослини, на відміну від одно-дворічних трав'янистих, акумулюють радіонукліди у деревині, корі, гілках, хвої. І хоча основна маса радіонуклідів сконцентровується у листі, а найменша – в деревині, багаторічний замкнутий цикл радіонуклідів листя – лісова підстилка – ґрунт – корені – стовбур – листя і так далі може призводити до значного радіонуклідного забруднення деревини і, відповідно, матеріалів, які виготовляються з неї.

Тому при закладанні лісових насаджень слід враховувати різну здатність видів лісових порід до нагромадження радіонуклідів. Наприклад, відомо, що ялина і дуб нагромаджують  $^{90}\text{Sr}$  у більших кількостях, ніж сосна та модрина, акація – в більших, ніж береза. Це також пов'язане з кальцефільністю та калієфільністю рослин, біологічними особливостями видів.

В лісовій зоні кращою здатністю до затримки радіоактивних речовин володіють хвойні породи дерев, що пов'язано з повільною зміною хвої. Листяні породи дерев в середній смузі щорічно скидають свої листя, тому ступінь накопичення радіонуклідів у цьому випадку зменшується.

Прикладом є "Рудий ліс" – це близько 10 км<sup>2</sup> території дерев, прилеглих до Чорнобильської АЕС, які взяли на себе найбільшу частку викиду радіоак-

тивного пилу під час вибуху реактора в 1986 році. Висока доза поглинутої радіації призвела до загибелі дерев, переважно сосен і забарвлення їх у бурочервоний колір. Крім того, ночами спостерігали світіння загиблих дерев за рахунок спричинено взаємодією ферментів дерева з радіоактивними частками та радіоактивним розпадом. Під час робіт з дезактивації території ліс було знесено бульдозерами та поховано.

Але є і позитивні зрушення, наприклад, на початку XXI сторіччя на цій території ліс відновлюється природним шляхом. Основні радіаційні навантаження на сосну внаслідок аварії на ЧАЕС припали на період активізації процесів росту рослин. За таких умов радіочутливість рослин збільшується в 1,5–3 рази в порівнянні з іншими періодами. Крона у сосни досить щільна і є ефективним фільтром, що сприяло затримці значної кількості радіоактивного пилу в кронах. Сосна не скидає хвою протягом 2–3 років, а отже, природне очищення крон відбувалось повільніше, ніж у дерев листяних порід. Цей чинник посилив ушкодження хвойних порід у порівнянні з іншими породами.

### **6.7. Радіоактивне забруднення рослин і тварин**

Рослини при повній відсутності наявних ознак радіаційного ураження можуть нагромаджувати значні кількості радіоактивних речовин, зокрема  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , внаслідок чого може виявитись неможливим використання врожаю для харчування людини або годівлі тварин.

Надходження радіоактивних речовин у рослини відбувається двома основними шляхами: безпосередньо з повітря через листя (некореневий шлях) і кореневим, за рахунок мінерального живлення – сукупності процесів поглинання з ґрунту, пересування і засвоєння хімічних елементів, необхідних для життя рослинних організмів.

Внаслідок випадання на земну поверхню радіоактивних опадів забрудненню піддається вся наземна рослинність. Надходження радіонуклідів у рослини відбувається в процесі поглинання їх через поверхню наземних органів. Рівні накопичення радіоактивних опадів зумовлені, з одного боку, густиною випадань, а з іншого – умовами росту рослини. Так, багаторічні лучні трави можуть накопичувати більшу кількість радіоактивних речовин, ніж однорічні сільськогосподарські культури. Певне значення в накопиченні продуктів радіоактивних опадів має площа поверхні рослини, форма її будови. Так, наприклад, форма суцвіть пшениці сприяє максимальній затримці мілких аерозолів, що випадають.

При нанесенні на листя радіоіотопів вони проникають у внутрішню структуру рослини в місці стикання, а потім переміщуються і в інші органи рослини. У середині рослини радіоактивні елементи поводять себе по різному. Наприклад, рутеній і церій затримуються переважно поблизу місця пер-

винного нанесення, а стронцій і йод пересуваються по рослині достатньо швидко і вже через 90 годин виявляються у всіх органах рослин. Особливо високою рухливістю володіє ізотоп  $^{137}\text{Cs}$ .

Орієнтовне уявлення про сучасний стан радіоактивного забруднення деяких рослин довгоживучими радіоактивними ізотопами з складу глобальних опадів дає таблиця 6.2, з якої випливає, що глобальні опади зумовили незначне радіоактивне забруднення рослин, яке не перевищує безумовно безпечне.

Таблиця 6.2. Середній вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в рослинах, Бк/сухої маси

Культура	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	Культура	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
Пшениця (зерно)	2,849	10,730	Капуста	0,469	2,109
Жито (зерно)	2,701	7,400	Картопля	0,185	1,406
Ячмінь (зерно)	3,108	6,290	Буряк	0,666	1,702
Морква	0,555	1,887	Яблука	0,333	1,998

Наведена таблиця дає можливість оцінити вибірковість накопичення радіоізоотопів різними культурами рослин, але треба враховувати те, що накопичення залежить і від властивостей ґрунту.

В результаті забруднення ґрунту радіоактивними речовинами спостерігається їх надходження в наземну рослинність через кореневу систему. В цілому за рахунок механічного перерозподілу, в тому числі і рослинністю ґрунт втрачає за рік до 2,5%  $^{90}\text{Sr}$  (період напіввиведення 28 років) і 0,7%  $^{137}\text{Cs}$  (період напіввиведення 100 років). Накопичення радіонуклідів рослинами з ґрунту залежить від комплексу факторів, серед яких можна виділити чотири основні групи: фізико-хімічні властивості радіонуклідів; агрохімічна характеристика ґрунту; біологічні особливості рослин; агротехніка вирощування культур.

Радіоактивні ізотопи з ґрунту, як правило, переходять в кореневі системи так, як і стабільні ізотопи тих же елементів. У випадку подібності хімічних властивостей стабільних і радіоактивних елементів вони надходять в рослини у вихідних пропорціях. Так при вирощуванні рослин на простих неорганічних розчинах, які містять кальцій і стронцій, співвідношення цих елементів зберігається і в рослинах.

Ступінь засвоєння стронцію рослинами з ґрунту залежить від фізіологічних потреб рослин і фізико-хімічних властивостей елементу. Фізико-хімічні властивості деяких радіоактивних продуктів поділу мають подібність до елементів, що містяться у макрокількостях у ґрунті та рослині: стронцій та цезій за своїми фізико-хімічними властивостями подібні відповідно до таких елементів, як кальцій і калій. Тому у поведінці радіоізоотопів стронцію і цезію у ґрунті і рослинах може бути багато подібного з кальцієм і калієм.

Надходження в рослину радіоізоотопів різних хімічних елементів у першу чергу визначається їх біофільністю, що оцінюється за коефіцієнтом біологічного поглинання КБП (таблиця 6.3).

Особливості мінерального живлення, різна тривалість вегетаційного періоду, характер розподілу корневих систем у ґрунті, відмінності в продуктивності та інші біологічні особливості рослин впливають на накопичення радіонуклідів різними видами і сортами сільськогосподарських культур. Міжвидові відмінності в акумуляції радіонуклідів при кореновому шляху переходу можуть досягати 10–30 разів.

Таблиця 6.3. Коефіцієнт біологічного поглинання деяких хімічних елементів рослинами

Елемент	КБП	Елемент	КБП
S	59	K, Ca	2,2
B	40–50	Sn	1,8
Zn	18–20	Cr, Li	1,0
Ag	12,5	Be	0,90
Cu, Mo	9–10	Cs	0,79
Hg, Mn	7–8	Ba	0,66
Pb	3–7	Cd	0,63
Sr	3,5	Sb	0,50
Na	3,2	Y, V, La, Ti, U	< 0,40

$^{90}\text{Sr}$  в 2–6 разів інтенсивніше поглинається бобовими культурами, ніж злаковими. Вміст  $^{137}\text{Cs}$ , як правило, вище у зернобобових культурах у порівнянні зі злаковими. Коефіцієнт накопичення  $^{106}\text{Ru}$  і  $^{144}\text{Ce}$  у різних видах рослин коливаються більше ніж у 100 разів. Відмінності у вмісті  $^{60}\text{Co}$  у господарсько-цінній частині сільськогосподарських культур досягають 19-кратної величини, а  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{54}\text{Mn}$  і  $^{115}\text{Cd}$  – 2–7-кратної. Коефіцієнт накопичення важких природних і трансуранових радіонуклідів рослинами дуже низькі і змінюються в залежності від виду рослин в 10–100 разів. Вплив сортових відмінностей у накопиченні радіонуклідів рослинами менш значиме, ніж видових, – межі коливань концентрацій радіонуклідів не перевищують, як правило, 2–3 разів. Найбільш інтенсивно відбувається накопичення радіонуклідів у листі та стеблах і значно слабше у генеративних органах рослин.

Накопичення радіонуклідів у рослинах добре погоджується зі вмістом у них стабільних ізотопів тих же елементів (таблиця 6.4). За акумуляцією рослинами хімічні елементи поділяються на 5 груп: з сильним накопиченням (коефіцієнт накопичення, КН > 10), зі слабким накопиченням (КН = 1–10), з відсутністю акумуляції (КН = 0,1–1), зі слабкою дискримінацією (КН = 0,01–0,1) і сильною дискримінацією (КН < 0,01). Можливою причиною відмінностей у поведінці радіоактивних і стабільних нуклідів одного й того ж елементу може бути різниця у формах їх знаходження у ґрунтах.

Чим міцніше радіоізотоп фіксується в ґрунті, тим менша його кількість надходить у рослину. Наприклад, овес, вирощений на піску, накопичив  $^{90}\text{Sr}$  в

кілька разів більше, ніж при вирощуванні на важкому суглинку. При цьому з глинистого піску надходило 8–10%, а з важкого суглинку – всього 1% від всього  $^{90}\text{Sr}$ , внесеного в ґрунт.

Ряд, що характеризує відносне накопичення рослинами різних елементів з ґрунтів, виглядає наступним чином:



Таблиця 6.4. Коефіцієнти накопичення радіонуклідів рослинами

Радіонуклід	КН	Радіонуклід	КН
$^{35}\text{S}$	20 – 60	$^{115\text{m}}\text{Cd}$	$(4,3 – 8,5) \cdot 10^{-2}$
$^{45}\text{Ca}$	$(4 – 6) \cdot 10^{-2}$	$^{137}\text{Cs}$	0,02 – 1,1
$^{54}\text{Mn}$	0,02 – 15	$^{140}\text{Ba}$	$(2 – 5) \cdot 10^{-2}$
$^{55}\text{Fe}, ^{59}\text{Fe}$	$(1 – 8) \cdot 10^{-2}$	$^{141}\text{Ce}, ^{144}\text{Ce}$	$6 \cdot 10^{-4} – 3 \cdot 10^{-3}$
$^{60}\text{Co}$	$4 \cdot 10^{-3} – 5 \cdot 10^{-2}$	$^{210}\text{Pb}$	0,05 – 0,43
$^{65}\text{Zn}$	3,3 – 15	$^{226}\text{Ra}$	$1 \cdot 10^{-3} – 4 \cdot 10^{-2}$
$^{90}\text{Sr}$	0,02 – 12	$^{232}\text{Th}$	$1 \cdot 10^{-3} – 7 \cdot 10^{-1}$
$^{91}\text{Y}$	$3 \cdot 10^{-5} – 7 \cdot 10^{-4}$	$^{238}\text{U}$	$1,6 \cdot 10^{-4} – 1 \cdot 10^{-1}$
$^{95}\text{Zr}$	$3 \cdot 10^{-3} – 8 \cdot 10^{-2}$	$^{239}\text{Pu}, ^{240}\text{Pu}$	$n \cdot 10^{-8} – 10^0$

Надходячи з ґрунту в рослини, радіоактивні елементи в залежності від своїх хімічних властивостей, проникають в наземні частини або затримуються в кореневій системі. Такі ізотопи  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  легко проникають через кореневу систему у всі органи рослин. Такі радіоактивні елементи як церій, рутеній, цирконій, ітрій, плутоній, накопичуються в основному в кореневій системі.

Слід відмітити, що в процесі переходу ряду радіоактивних речовин з ґрунту в рослини радіоактивні ізотопи, які близькі за своїми хімічними властивостями до стабільних елементів (наприклад,  $^{90}\text{Sr}$  до Ca,  $^{137}\text{Cs}$  до K), засвоюються рослинами в меншій мірі. Величина, яка показує, наскільки зміниться вміст  $^{90}\text{Sr}$  по відношенню до кальцію при переході його з ґрунту в рослину, називається коефіцієнтом дискримінації. Він має наступний вираз:

$$\frac{\text{Стронцій} - 90}{\text{Кальцій}} (\text{рослина}) \div \frac{\text{Стронцій} - 90}{\text{Кальцій}} (\text{ґрунт})$$

Ефект дискримінації знаходить своє пояснення в більш міцній фіксації в ґрунтах стронцію порівняно з кальцієм. Не виключено також і деяке вибіркове відношення (селективне) відношення рослин до цих двох елементів.

Звичайно коефіцієнт дискримінації змінюється в залежності від ступеня насиченості ґрунту стабільним кальцієм, виду рослини, періоду її розвитку. Для більшості рослин цей коефіцієнт по  $^{90}\text{Sr}$  знаходиться в межах 0,8 – 1,0.

Інтенсивність накопичення рослинами радіоактивних речовин може бути зменшена при внесенні в ґрунт, який містить малі кількості стабільних



аналогів, органічних і мінеральних добрив, поряд з вапнуванням та гіпсуванням ґрунтів, додаванням різних меліорантів тощо.

Встановлено, що на провапнякованих і прогіпсованих ґрунтах зменшується надходження радіонуклідів у рослини і накопичення їх у врожаї. Розміри зменшення надходження радіонуклідів у рослини під впливом вапнування і гіпсування ґрунтів вченими оцінюється неоднозначно, що пов'язано з умовами проведення вимірювань:  $^{137}\text{Cs}$  – від 1,5–2 разів до 2–4 разів,  $^{90}\text{Sr}$  – від 3–10 разів до 10–30%. Відмінність даних пояснюється різними властивостями ґрунтового покриву, видовими і сортовими особливостями досліджуваних культур, дозами внесення меліорантів, засобами і методами їх додавання у ґрунт тощо. Варто відмітити, що при зростанні питомої активності ґрунту ступінь накопичення радіоізотопів в рослинах зменшується.

Внесення добрив є одним із основних способів регулювання надходження радіонуклідів у рослини. Одними з перших роль калійних добрив у надходженні  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту в сільськогосподарські рослини досліджували вітчизняні вчені. Так, у вегетаційних дослідах на дерново-підзолистих суглинкових ґрунтах ( $\text{pH}_{\text{сол}} 4,8$ ) показано, що внесення калію в ґрунт у формі  $\text{KNO}_3$  (200 і 380 кг/га по  $\text{K}_2\text{O}$ ) зменшувало концентрацію  $^{137}\text{Cs}$  у зерні пшениці і гороху відповідно у 2,5 і 3–10 разів.

У польових дослідах на дерново-підзолистому супіщаному ґрунті показано, що зі збільшенням дози калію на фоні внесення азоту ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) і фосфору (суперфосфат) суттєво зменшувався перехід  $^{137}\text{Cs}$  у сільськогосподарські культури. Так, концентрація  $^{137}\text{Cs}$  у зерні вівса та інших культур при високій дозі калію (240 кг/га) була в 2,5–5 разів нижче, ніж при дозі калію 80 кг/га. На дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах Українського Полісся, що забруднені в результаті аварії на ЧАЕС, показано, що додавання у ґрунт  $\text{KCl}$  у дозі 120 кг/га обумовлювало відповідно 2 і 4-кратне зменшення концентрації  $^{137}\text{Cs}$  у зерні вівса і бульбах картоплі.

Азотні добрива можуть суттєво підвищувати доступність  $^{137}\text{Cs}$  для рослин. Особливо ефективний в даному відношенні азот, що вноситься в амонійній формі. Причина в тому, що гідратовані іони амонію і цезію мають близькі радіуси, тому  $\text{NH}_4^+$  здатний заміщати  $\text{Cs}$  у кристалічній решітці глинистих мінералів, витісняючи його у ґрунтовий розчин і збільшуючи доступність для кореневого засвоєння.

Вміст обмінного кальцію у ґрунті впливає на надходження  $^{137}\text{Cs}$  у рослини внаслідок конкуренції кальцію і  $^{137}\text{Cs}$  у процесі поглинання з ґрунтових розчинів кореневими системами. Коефіцієнт накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у рослинах тісно корелює з відношенням  $1 / (\text{K}_2\text{O}_{\text{обм}} + 0,05\text{Ca}_{\text{обм}})$ , що вказує на суттєвий вплив вмісту обмінного калію на засвоєння  $^{137}\text{Cs}$ , ніж концентрації обмінного кальцію. Таким чином, внесення калійних добрив у комплексі з вапном на кислих ґрунтах посилювало ефект зменшення поглинання  $^{137}\text{Cs}$  рослинами.

Внесення мікроелементів (сірчаноокислі солі цинку, міді, нікелю) на фоні калію, азоту і фосфору приводить до зменшення надходження радіонуклідів у рослини (овес, люпин) на 30–40%. Внесення сульфату магнію на фоні фосфору і калію та марганцю і заліза – відповідно в 5,5–5,9 рази та 1,3–1,7 рази. Внесення у ґрунт гуміту натрію у дозі від 0,5 до 5 т/га зменшує надходження  $^{137}\text{Cs}$  у рослини на 30–40%.

### **Позакореневе надходження радіонуклідів у рослини**

Можливість надходження радіонуклідів в рослини через поверхню листя та інших надземних органів була встановлена ще в дослідах з некореневим підживленням мінеральними елементами. Найбільш активно радіоактивні речовини поглинаються листям (листова поглинання) та квітками (флоральне поглинання). Виділяють також поглинання з дернини поверхневим корінням. Але воно властиве тільки для тих видів рослин, які мають таке коріння.

*Листова поглинання радіоактивних речовин* характерне практично для всіх видів рослин за винятком, можливо, деяких видів ксерофітів – рослин, покритих товстою кутикунізованою оболонкою, з незначною кількістю прорихів та видозміненим у колючки листям.

Для багатьох видів важливим є також *флоральне поглинання радіоактивних речовин*. Його питомий внесок визначається розміром квітки, її формою, місцем розташування квітки в суцвітті, на рослині. Зрозуміло, що великі квітки розцвітих, суцвіття хлібних злаків, які розміщені на відкритих частинах рослин, вбирають більше радіоактивних речовин, ніж рослини, що мають невеликі квітки, які розташовані поодинокі. У випадках флорального поглинання може відбуватися суто механічний захват великих радіоактивних частинок квітками з наступним їх включення до плоду. Саме така ситуація склалася в Україні з плодово-ягідними культурами навесні 1986 р., коли розпал аварії на Чорнобильській АЕС співпав з періодом масового цвітіння садів. В результаті фрукти і ягоди врожаю того року на значній території північній частині України містили рівні радіонуклідів, що перевищували допустимі санітарно-гігієнічні нормативи.

Обов'язковою умовою для проникнення радіонуклідів всередину рослини є наявність вологи. Змачуваність листя різних видів рослин залежить від дуже багатьох факторів: форми листя, опушення, товщини кутикули, наявності в ній жирів, віку листя, нарешті води в самому листі. Чим довше відбувається контакт вологи з поверхнею листя, тим більше радіоактивних речовин надходить до нього. Тривалість зволоження залежить від температури, вологості, руху повітря, тобто факторів, які впливають на швидкість випаровування. Через молоді листя радіонукліди проникають швидше, ніж через старіші. Товста кутикула та підвищений вміст у ній жирів становлять перепону для їх надходження.

Радіонукліди, як і звичайні елементи живлення, надходять всередину листя шляхом поглинання та обміну з кутикулою та стінками клітин. Певну роль можуть відігравати продири, хоча питомий внесок їх у цей процес поки що не оцінений.

Частина поглинених радіоактивних речовин може залишатися в регіоні їх проникнення в рослину, а частина, що включається в транспортні системи, може пересуватися і нагромаджуватися в усіх органах, в тому числі і господарсько-корисних, які формують урожай. Їх доля залежить від хімічних властивостей радіонуклідів, фізіологічної ролі елементу, специфіки виду рослини, її фізіологічного стану. Більш інтенсивно пересуваються по рослині радіонукліди цезію, йоду; значно повільніше – стронцію, церію, рутенію, цирконію, барію. Зокрема  $^{137}\text{Cs}$ , потрапляючи на листя та інші частини рослини, як і калій, швидко пересувається до інших органів і здатний у досить значних кількостях нагромаджуватися як в зерні злаків і зернобобових, так і у бульбах картоплі і коренеплодах. Із загальної кількості  $^{137}\text{Cs}$ , яка надходить в кукурудзу через листя, біля чверті накопичується у насінні. При нанесенні його на листя соняшника в насінні нагромаджується близько 20%. В той же час вміст  $^{90}\text{Sr}$  складає лише соті і тисячні частки процента.

І це цілком зрозуміло. Належачи до категорії найважливіших елементів живлення, калій має надзвичайно високу здатність щодо пересування по рослині. Подібно калієві поводять себе і його хімічні аналоги – не тільки цезій, але й рубідій, натрій, літій. Роль кальцію в організмі рослин більш скромна, він бере участь у значно меншій кількості обмінних реакцій. Тому і стронцій разом з ним надходить і нагромаджується в рослинах у значно менших кількостях.

Позакореневе надходження радіоактивних речовин в рослини може відбуватися протягом усього періоду вегетації, внаслідок чого воно залежить від ступеня наявності листя у рослин, пов'язаного з фазою їх розвитку в період випадання радіоактивних опадів.

На позакореневе надходження радіонуклідів з радіоактивних частинок, що осіли на поверхні рослин, великий вплив мають погодні умови – частинки можуть змиватись під час дощу, здуватися вітром. Утримання радіоактивних речовин на рослинах в подібній ситуації головним чином визначається формою окремих органів, їх механічними властивостями.

Внаслідок вітрового підняття і переносу радіоактивного пилу з поверхні землі, а також під час дощу і штучного зрошення дощуванням стає можливим вторинне забруднення надземних частин рослин радіонуклідами. Це необхідно ураховувати при розробці заходів зі зменшення їх надходження до рослин.

При аварії на Чорнобильській АЕС основна маса радіонуклідів випала протягом перших 2–3 тижнів кінця квітня – початку травня і прямому позакореневому забрудненню були піддані в основному озимі види, природні та

сіяні багаторічні трави, плодів культури. Для решти рослин основним джерелом радіонуклідного забруднення стало саме вторинне аеральне забруднення за рахунок підйому ґрунтових частинок з вітром та з бризками дощу. Внесок забруднення рослин через корені ще був незначним.

В цілому рівень забруднення рослин радіонуклідами у випадку прямого попадання на надземні частини визначається кількістю свіжих радіоактивних опадів. У той же час їх проникнення через кореневу систему залежить від загальної кількості опадів, що випали на поверхню ґрунту. І якщо з часом позакореневе надходження в рослину радіоактивних речовин зменшується, то проникнення їх з ґрунту через корені може навіть зростати.

### **Кореневе надходження радіонуклідів у рослини**

Ґрунт, як вже відзначалося, є сильним поглиначем різних елементів і речовин, в тому числі і радіоактивних. Особливо високу здатність до поглинання має поверхневий, багатий на перегній горизонт, в якому міститься основна частина ґрунтового вбирного комплексу. Саме тому природні угіддя затримують основну масу радіоактивних речовин у поверхневому 5–10-сантиметровому шарі ґрунту, в той час як на ораних землях такі речовини більш чи менш рівномірно розосереджуються по всьому профілю горизонту, що обробляється. Їх залучення до біологічного кругообігу речовин зумовлені, з одного боку, міцністю зв'язку з частинками ґрунту, і з другого – здатністю поглинатися корінням.

Щодо здатності коренів рослин поглинати радіоактивні речовини, то вона визначається багатьма факторами водночас: специфікою виду, розвитком кореневої системи, фазою розвитку рослин, їх фізіологічним станом, вологістю ґрунту, наявністю у ньому елементів живлення тощо. Зв'язування радіонуклідів ґрунтом та рослинами, фіксація біля поверхні ґрунту у зоні розміщення основної маси коріння, затримує їх вимивання і перенесення до ґрунтових вод.

Механізм засвоєння радіонуклідів коренями рослин теж не відрізняється від поглинання звичайних елементів мінерального живлення. У зв'язку з тим, що більшість радіоактивних продуктів поділу як хімічні елементи не відіграють будь-якої ролі у перебігу фізіолого-біохімічних процесів і потрапляють в рослини у дуже незначних кількостях, при розгляді закономірностей щодо їх транспорту тканинами рослин можливим впливом іонізуючого випромінювання на метаболізм, а також участю їх в процесах обміну речовин можна знехтувати.

Поглинання радіонуклідів коренями, рух їх по рослині і розподіл по окремих органах в значній мірі зумовлені їх хімічними властивостями. Ізотопи цезію і стронцію, які мають багато подібного, відповідно, до калію і кальцію, надходять до рослин з ґрунту у великих кількостях.

Радіонукліди  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{91}\text{Pa}$ ,  $^{103,106}\text{Ru}$ ,  $^{141,144}\text{Ce}$ ,  $^{147}\text{Pm}$ , актиноїди нагромаджуються у кількостях на декілька порядків менших. Великі значення  $K_H$  має

сірка, яка є досить важливим для живих організмів макроелементом, близькі до неї значення можуть досягати деякі мікроелементи (залізо, марганець, цинк), котрі також відіграють значну роль у метаболізмі. При цьому  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  легко і швидко пересуваються по рослині, в той час як більшість ізотопів нагромаджується переважно у коренях і далі практично не пересувається.

Розподіл радіонуклідів у надземних частинах рослин відбувається також по-різному. Близько половини їх кількості, що потрапила до рослини, нагромаджується у стеблі. Значно менше радіоактивності надходить до листя, ще менше – до колосся і лише кілька відсотків – до зерна. Отже, можна виявити закономірну залежність – *чим далі по транспортному ланцюжку від коріння знаходиться орган, тим менше, як правило, радіонуклідів він нагромаджує*. У випадку з зерновими та зернобобовими видами рослин, основною продукцією котрих є зерно, ця залежність дуже відрядна. Але коли продуктивними органами є листя, а особливо підземні частини рослин – коренеплоди, цибулини, бульби доводиться мати справу з більш забрудненою продукцією.

Обсяги надходження радіонуклідів у рослини знаходяться у прямо пропорційній залежності від кількості їх у ґрунті, але обернено пропорційно кількості в ґрунті їх хімічних аналогів. Так, при збільшенні вмісту калію в ґрунті надходження  $^{137}\text{Cs}$  зменшується. Від забезпеченості ґрунту обмінним кальцієм залежить надходження в рослини  $^{90}\text{Sr}$ .

Вивчення закономірностей поведінки радіонуклідів у системі ґрунт-рослина, зв'язків між їх вмістом в ґрунті та накопичення рослинами, особливостей і хімічних властивостей окремих з них, а також можливих шляхів транспорту по рослині мають велике практичне значення при прогнозуванні нагромадження їх урожаєм сільськогосподарських культур, а також розробки заходів по запобіганню їх надходження в рослини.

### **Надходження радіоактивних елементів у організм тварин**

До організму тварин радіоактивні продукти надходять через органи дихання, шлунково-кишковий тракт і поверхню шкіри. Потенційний внесок кожного із зазначених шляхів не однаковий. Радіонукліди надходять до організму тварин аліментарним шляхом в результаті споживання забрудненої рослинної їжі.

При надходженні в шлунково-кишковий тракт сільськогосподарських тварин забрудненої рослинної їжі ефективно ресорбуються цезій, йод, фосфор, стронцій. Церій, ітрій, прометій і ін. надходять у кров в незначній кількості. Радіоактивні ізотопи, які надійшли в кров розподіляються по різним органам і тканинам тварини: стронцій, ітрій, радій концентруються в кістках; цезій – у м'язах, йод – в щитовидній залозі, рутеній – в нирках тощо.

При всмоктуванні з шлунково-кишкового тракту стронцію і кальцію у тварин спостерігається дискримінація радіоактивного стронцію. Згідно матеріалам комітету ООН, величина даного коефіцієнта складає в середньому 0,23.

Тривале надходження радіоактивних речовин – це поширений варіант надходження радіонуклідів. Найбільш інтенсивно вони накопичуються в молодому віці. Відкладення стронцію-90 залежить від рівня кальцієвого харчування. Насичення кальцієм раціону дозволяє знизити накопичення стронцію-90 у скелеті приблизно в 2–4 рази.

Радіонукліди виводяться з організму тварини з характерним для кожного ізотопу періодом напіввиведення. Радіоактивні елементи виводяться з організму тварин з калом і сечею. Встановлено також їх присутність в молоці (наприклад,  $^{131}\text{I}$ ). При виділенні  $^{90}\text{Sr}$  з молоком відмічається дискримінація його по відношенню до кальцію. Коефіцієнт дискримінації в ланцюзі рослина їжа – тварина – молоко складає близько 0,12–0,24. Зазначені коефіцієнти дискримінації можуть суттєво змінюватися в залежності від особливостей харчування тварин, їх фізіологічного стану тощо.

### 6.8. Надходження радіонуклідів до організму людини

Визначення шляхів проникнення радіонуклідів до організму людини має важливе практичне значення. Для деяких радіонуклідів шлях введення суттєво впливає на характер всмоктування, вивід і біологічну дію. Необхідно знати: які кількості можуть проходити тим чи іншим шляхом, як швидко відбувається всмоктування, як змінюється швидкість всмоктування з часом.

Радіонукліди можуть потрапляти до організму через органи дихання, шлунково-кишковий тракт (ШКТ), шкіру. При аварійних ситуаціях і у надзвичайних станах можливе проникнення радіонуклідів через подряпини, рани, опечену поверхню. На рисунку (рис.6.4) схематично показано можливі шляхи надходження, обмін і виділення радіонуклідів з організму людини.

Найбільш ймовірним джерелом надходження радіонуклідів до організму людини є повітря, забруднене радіоактивними газами і аерозолями, а також продукти харчування. З повітрям при вдиханні до організму можуть надходити гази, пари і зважені в повітрі рідкі та тверді речовини (аерозолі). За розміром частинок аерозолі поділяють на пил, туман і дим.

Діаметр частинок пилу – більше 10 мкм, туману – 10–0,1 мкм, диму – 0,1–0,001 мкм. За фізико-хімічними властивостями аерозолі поділяють на заряджені і незаряджені. За однорідністю розмірів частинок їх поділяють на монодисперсні та полідисперсні. За ступенем проникнення в легеневі альвеоли розрізняють респірабельну фракцію (5–10 мкм і менше) та нереспірабельну (більше 15–20 мкм). Частина аерозолів, які відклалися в легенях буде залежати від фізико-хімічних властивостей речовини. Розчинні сполуки радіоактивних речовин швидко всмоктуються в дихальні шляхи і надходять у кров. Нерозчинні – осідають на стінках органів дихання, потім виділяються із легень за допомогою слизу і епітелію бронхів.

Для кількісної оцінки затримки і осідання пилу в легенях застосовують коефіцієнт осідання, який є відношенням кількості частинок, які осіли в дихальних органах до вмісту їх в повітрі, яке вдихується. Дрібнодисперсні аерозолі з діаметром частинок 0,1–0,001 мкм в значних кількостях затримуються в альвеолах, більші 1–10 мкм – в трахеї і легенях, а аерозолі з діаметром частинок більше 10 мкм – в носоглотці.

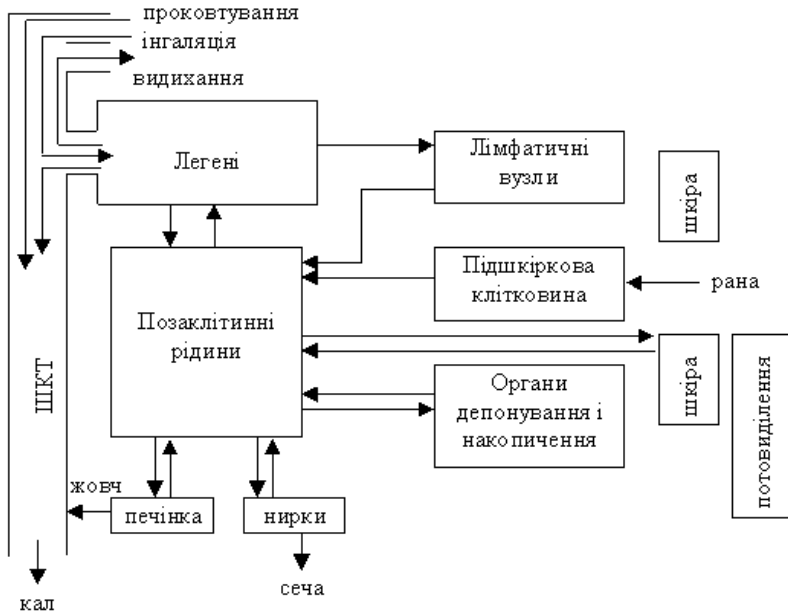


Рисунок 6.4. Шляхи надходження, обмін і виділення радіонуклідів з організму.

При інгаляційному надходженні радіоактивні аерозолі всмоктуються не тільки в легенях, але і в ШКТ. В залежності від розміру аерозольних частинок та їх розчинності величина всмоктування в легенях або ШКТ змінюється. При інгаляції нерозчинних радіонуклідів або короткоживучих аерозолів органи дихання можуть бути критичними внаслідок високого променевого навантаження. Аерозольні частинки діаметром 10 мкм і більше майже повністю затримуються в носоглотці і надходять не в легені, а в ШКТ.

Надходження радіоактивних речовин у ШКТ може відбуватися також з їжею і водою. При надходженні радіонуклідів у зовнішнє середовище вони можуть по харчовим біологічним ланцюгам надходити в організм людини.

Тому шлях надходження радіоактивних речовин в ШКТ і їх просування переважно такий же, як і звичайних хімічних речовин, які містяться у харчових продуктах. На процеси всмоктування радіонуклідів з ШКТ суттєво впливають рН середовища, фізико-хімічний склад сполуки, стан шлунково-кишкового тракту. Для кількісної оцінки всмоктування радіоактивних речовин з ШКТ у кров і лімфу в токсикології використовують величину, яку називають *коефіцієнтом ресорбції або всмоктування*. Це частка радіонуклідів, яка виявлена в організмі за певний час спостережень, по відношенню до вихідної кількості. За величиною коефіцієнту всмоктування всі радіонукліди поділяють на 4 групи:

- володіють високим ступенем ресорбції в легенях і ШКТ (75–100%);
- зі значною ресорбцією в легенях (25–50%) і ШКТ (10–30%);
- з помірною ресорбцією в кишківнику (1–10%) і значним всмоктуванням в легенях (25–30%);
- практично не всмоктуються в кишківнику (0,1%) і добре ресорбуються з легенів (20–25%).

Суттєво впливає на ресорбцію хімічна форма сполуки, яка надходить до організму. Так цитратний комплекс Рu всмоктується до 0,2–0,3%, а  $\text{Pu}(\text{NO}_3)_2$  – всього 0,005%. Лужні метали в іонній формі всмоктуються в ШКТ дуже швидко. Погано ресорбуються радіонукліди, які у кишківнику утворюють важкорозчинні комплекси, мікроколоїди та нерозчинні солі.

Важливе значення для всмоктування радіонуклідів мають стабільні ізотопи: заліза, кальцію, цинку, кобальту та ін. Так зі збільшенням у їжі концентрації стабільного заліза, кальцію, цинку і кобальту зменшується ресорбція в кишківнику  $\text{Fe}^{59}$ ,  $\text{Ca}^{45}$ ,  $\text{Zn}^{65}$ ,  $\text{Co}^{60}$ . Їжа, яка багата на кальцій, знижує ресорбцію  $\text{Sr}^{90}$  в кишківнику і знижує його відкладення у кістках. На величину всмоктування радіоактивних речовин впливає характер їжі і швидкість її проходження по кишківнику. Надходження стронцію з молоком значно збільшує його всмоктування в організмі. За час проходження по ШКТ радіоактивні речовини опромінюють стінку кишківника. Таким чином, при надходженні радіонуклідів через рот окремі ділянки ШКТ можуть отримувати значну частину опромінення і в деяких випадках ШКТ стає критичним органом.

Ресорбція радіонуклідів у кишківнику залежить також і від віку людського організму. У молодих людей, які ростуть і розвиваються, більше всмоктується радіоактивний стронцій, ніж у дорослих. Це пов'язано з великою потребою організму у мінеральних солях, які необхідні для побудови кісток.

Крім перерахованих факторів, які впливають на ресорбцію радіонуклідів, важливе значення має вихідний стан організму (ЦНС, вегетативних відділів, нейроендокринної системи). Збудження нервової системи сприяє підвищенню всмоктування радіонуклідів в організмі, гальмування різко затримує цей процес.



До недавнього часу багато дослідників недооцінювали надходження радіонуклідів до організму через шкіру. Шкіра має ряд специфічних особливостей. Проходження радіонуклідів крім клітинних шарів відбувається через міжклітинні сполучення клітин шкіри. Треба підкреслити ще дуже складну гістологічну структуру шкіри, наявність сальних і потових залоз, волосяних фолікул, які у значній мірі визначають специфіку проникнення радіонуклідів через шкіру. При наявності на шкірі механічних, хімічних або термічних пошкоджень проникність її по відношенню до радіонуклідів різко зростає. Це пояснюється тим, що головну роль у бар'єрній функції шкіри відіграє роговий шар епідермісу.

На всмоктування радіонуклідів через шкіру сильно впливає зовнішня температура. При підвищенні температури відбувається розширення кровоносних судин шкіри, розкриття сальних і потових залоз, що сприяє всмоктуванню радіонуклідів. При надходженні радіоактивних речовин, які знаходяться у повітрі через шкіру, важливе значення має тиск пари і відкладання речовини на поверхні шкіри.

Проникнення радіоактивних речовин через шкіру залежить від фізико-хімічних властивостей сполук, рН середовища, розчинності у воді, жирі і фізіологічного стану шкіри. Жиророзчинні сполуки можуть швидко і у великих кількостях всмоктуватися через шкіру і швидкість їх проникнення можна порівнювати зі швидкістю всмоктування через ШКТ.

Для кількісної оцінки величини надходження радіонуклідів через шкіру використовують поняття *коефіцієнт всмоктування*. Це кількість активності виявлена в організмі за певний час спостереження, по відношенню до вихідної кількості, яка нанесена на шкіру.

Особливий вплив на організм вносять такі хімічні елементи як торій <sup>232</sup>Th та уран <sup>235</sup>U. В живих організмах солі торію піддаються гідролізу з утворенням важко розчинного гідроксиду, який утворює міцні комплекси з білками, амінокислотами і органічними кислотами. Дуже дрібні частинки можуть адсорбуватися на поверхні клітин м'яких тканин та в істотній мірі депонуватися в кістковій тканині. Торій як і уран потрапляє в організм здебільшого з водою та їжею, з цього випливає що, міграційна здатність торію в природних водах сильно обмежена. Просторовий розподіл його в водоймах більш нерівномірний (ніж урану), а час перебування відносно малий у порівнянні з часом загального кругообігу вод у водоймі (для океану < 100–300 років). Торій хімічно активний. Основна валентність 4. У природних умовах представлений оксидами, силікатами, фосфатами, карбонатами, фторидами. Відомо кілька десятків мінералів торію, головними з яких є монацит, торіт, уратоторіт, торіаніт. Майже всі мінерали торію містять і уран, звичайні мінерали торію це циркон, пірохлор утворюють прибережні, морські та шельфові, розсіпні родовища.

Силікати, фосфати та карбонати всмоктуються кореневою системою рослин та залишаються в листях та плодах і таким шляхом попадають на стіл людині. Розкладаючись  $^{232}\text{Th}$  створює декілька продуктів розпаду: довгоживучими є радіонукліди  $^{228}\text{Ra}$ ,  $T_{1/2} = 5,8$  років;  $^{228}\text{Th}$ ,  $T_{1/2} = 1,1$  року;  $^{224}\text{Ra}$ ,  $T_{1/2} = 364$  діб і  $^{212}\text{Pb}$ ,  $T_{1/2} = 10,64$  години. Продуктами розпаду  $^{224}\text{Ra}$  є короткоживучий радіоактивний газ радон  $^{220}\text{Rn}$  з  $T_{1/2} = 54,5$  с. У природних умовах в більшості випадків в ряду  $^{232}\text{Th}$  має місце радіоактивне рівновагу.

### Контрольні запитання

1. Назвіть основні шляхи міграції радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища і сільського господарства.
2. Визначить поняття трофічного, або харчового, ланцюга у радіоекології.
3. Які чинники визначають міграцію радіонуклідів в атмосфері?
4. Назвіть основні види міграції радіонуклідів в ґрунті.
5. Як впливають фізико-хімічні властивості радіонуклідів на їх міграцію в ґрунті?
6. В чому полягає значення механічного та мінералогічного складу ґрунту в міграції радіонуклідів?
7. Визначить вплив агрохімічних властивостей ґрунту на міграцію радіонуклідів та їх перехід в рослини.
8. Як впливають погодно-кліматичні умови на міграцію радіонуклідів.
9. Які шляхи надходження радіонуклідів у рослини?
10. Особливості позакореневого надходження радіонуклідів в рослини.
11. Фактори, що впливають на перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини.
12. Яким чином радіонукліди потрапляють у організм тварин?
13. Які особливості міграції радіонуклідів у лісових насадженнях?
14. Дайте характеристику шляхам надходження радіонуклідів у організм людини

### Літературні джерела за темою

1. Сахаров В.К. Радиоэкология. – С.-Пб.–М.–Краснодар: Лань, 2006. – 320 с.
2. Гродзинский Д.М. Естественная радиоактивность растений и почв. – К.: Наук. думка, 1965. – 250 с.
3. Гусев Н. Г., Беляев В. А. Радиоактивные выбросы в биосфере: Справ. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 256 с.
4. Давиденко В.М. Радіобіологія (навчальний посібник) / В.М. Давиденко – Миколаїв : МДАУ, 2010. – 229 с.
5. Ильин М.И. Закономерности поведения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  Чернобыльских выпадений в почвенно-растительном покрове кормовых угодий Полесья Ук-

раины / М.И. Ильин // Проблемы сельскохозяйственной радиобиологии. – Киев : 1996. – Вып. 4. – С. 159 - 169.

6. Ильченко А.И. Концентрирование животными радионуклидов и их влияние на популяцию / А.И. Ильченко – М. : Наука, 1974. – 168 с.

7. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические исследования хвойных в районе Чернобыльской катастрофы. – М.: Дизайн. Информация. Картография., 2002. – 272 с.

8. Коновалов В.С. Вроджені вади свійських тварин внаслідок аварії на ЧАЕС / В.С. Коновалов // – Тваринництво України. – 2007. – № 2. – С. 17-18.

9. Криволюцкий Д.А. Радиоэкология сообществ наземных животных. – М.: Энергоатомиздат, 1983. – 87 с.

10. Круглов В.Т. Биологическое действие и кинетика накопления стронция в организме крупного рогатого скота / В.Т. Круглов // Ветеринария. – 1969. – № 12.

11. Кузин А.М. Стимулирующее действие ионизирующего излучения на биологические процессы. – М.: Атомиздат, 1977. – 250 с.

12. Льенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию / А.И. Льенко – М. : Наука, 1974. – 168 с.

13. Москалев Ю.И. Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений. – М.: Медицина, 1991. – 464 с.

14. Основи лісової радіоекології / За ред. М.М. Калетника. – К.: Держкомгосп України, 1999. – 252 с.

15. Про стан подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в Україні за 2006-2007 роки / За ред. В.І. Холоші. – К.: Атіка, 2008. – 112 с.

16. Радиобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин у зоні впливу Чорнобильської катастрофи / За ред.. Д.М. Гродзинського. – К.: Наук. думка, 2008. – 374 с.

17. Шевченко В.А., Генетические последствия ионизирующего излучения / В.А. Шевченко, М.Д. Померанцева – М. : Наука, 1985. – 279 с.

## 7. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ

---

Вивчення розподілу радіоактивних елементів у водних екосистемах має важливий практичний і теоретичний інтерес в першу чергу у зв'язку з експлуатацією підприємств атомної енергетики, а також в рамках дослідження загальних закономірностей міграції і концентрування природних і штучних радіонуклідів різними компонентами гідробіоценозів і участі в цих процесах живих організмів. Це є необхідним для розуміння і подальшого прогнозування наслідків радіонуклідного забруднення, процесів природного самоочищення водних екосистем для ефективного пошуку шляхів відновлення їх нормального функціонування, а також для виконання заходів, пов'язаних із забезпеченням радіаційної безпеки найбільш радіочутливих видів гідробіонтів і людини. Достатньо важливим представляється з одного боку, отримання відомостей про долю радіоактивних речовин, що надходять у водойми, а з іншого боку – вирішення важливих практичних задач, пов'язаних з розробкою методів біологічного очищення і дезактивації водних екосистем, що опинилися в умовах інтенсивного радіонуклідного забруднення.

Не зважаючи на те, що *водна радіоекологія* частіше має справу з невеликими потужностями хронічного зовнішнього і внутрішнього опромінення, багато водних рослин і тварини здатні концентрувати радіонукліди в життєво важливих органах і тканинах у великих кількостях. З одного боку це впливає на міграцію і розподіл радіонуклідів у водних екосистемах, а з іншого - може призводити до істотного збільшення дозових навантажень на водні організми за рахунок внутрішнього опромінення. Підвищені хронічні дози можуть бути причиною різноманітних ушкоджуючих ефектів, включаючи виникнення спадкових змін (мутацій) при дії на генетичний апарат клітин, а також зниження життєздатності організмів (аж до вимирання найбільш чутливих до іонізуючого випромінювання популяцій), що призводить до збіднення видової різноманітності та викликає зміни структури гідробіоценозів. Крім того, існує проблема міграції радіонуклідів по харчових ланцюгах водних екосистем, що ведуть до людини.

### **7.1. Джерела і шляхи надходження радіонуклідів природного і техногенного походження до водойми**

Радіоактивність гідросфери формується за рахунок природних радіонуклідів, що надходять у водні екосистеми з атмосфери і земної кори, а також у результаті забруднення штучними радіонуклідами, викликаного діяльністю людини - при випробуваннях ядерної зброї, видаленні в навколишнє середовище радіоактивних відходів, розробки радіоактивних руд і при аварійних ситуаціях на підприємствах ядерного паливного циклу.

Природні радіонукліди надходять у відкриті водойми з атмосфери, утворюючись при взаємодії космічного випромінювання з ядрами азоту, кисню і аргону (космогенні радіонукліди). До основних космогенних радіонуклідів, що потрапляють на водну поверхню і територію водозбору переважно з атмосферними опадами, відносяться  $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{22}\text{Na}$ ,  $^{26}\text{Al}$ ,  $^{32}\text{P}$  і  $^{36}\text{Cl}$ . Іншим важливим джерелом природної радіоактивності прісних вод є радіонукліди, які мігрують у відкриті водойми з підземними водами з гірських порід, що складають товщу земної кори (так звані первинні радіонукліди). Найбільше дозоформує та санітарно-гігієнічне значення для водних організмів і людини мають  $^{14}\text{C}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  і ряд інших. Максимальна кількість  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  і  $^{238}\text{U}$  зустрічається в магматичних породах, наприклад в гранітах, а мінімальна – у вапняках. Калій, торій і радій, як правило, мають тенденцію концентруватися в гірських породах з високим вмістом кремнію. Такий розподіл обумовлює підвищену радіоактивність підземних вод, приурочених до гранітів, і відносно малі концентрації радіоактивних речовин в підземних водах, що знаходяться в товщі осадових порід. Ця обставина набуває важливе значення при оцінці ролі підземних вод в збагаченні радіоактивними речовинами води поверхневих водойм.

На формування природної радіоактивності поверхневого стоку в межах водного басейну може також впливати вміст радіонуклідів, що знаходяться в ґрунтовому покриві, який в значній мірі залежить від характеру підстилаючих порід, питомої радіоактивності, типу ґрунтів, їх гранулометричного, хімічного, мінералогічного складу і т. п.

Умови збагачення підземних вод природними радіонуклідами різноманітні та складні. Вони визначаються комплексом геологічних, гідрологічних і фізико-хімічних процесів. При цьому з одного боку, підземні води впливають на вміст радіонуклідів у гірських породах, а з іншої – вміст радіонуклідів у підземних водах визначається формою знаходження і концентрацією радіоактивних елементів в гірських породах. Між вмістом радіонуклідів в гірських породах і їх кількістю у водах, що контактують з цими породами, існує динамічна рівновага.

Одним з прикладів міграції природних радіонуклідів з товщі земної кори на поверхню можуть слугувати так звані радіоактивні джерела. До них відносяться виходи на поверхню підземних вод, в яких міститься радону більше 18,5 Бк/л, радію більше 0,37 Бк/л, урану більше  $3 \cdot 10^{-5}$  г/л.

*Техногенні радіонукліди.* Різноманіття реальних і потенційно можливих чинників техногенного забруднення радіоактивними речовинами поверхневих водойм може бути зведене до трьох основних груп: радіоактивним відходам, продуктам ядерних і термоядерних вибухів, а також таких, що сформувалися в результаті аварійних ситуацій на підприємствах ядерного паливного циклу.

Джерелами радіоактивних відходів є головним чином підприємства, де видобувається та переробляється радіоактивна сировина для отримання ядерного палива, енергетичні ядерні установки, а також установи (наукові, медичні та ін.), які виконують роботи з радіонуклідами.

За агрегатним станом розрізняють рідкі, тверді та газоподібні радіоактивні відходи. При цьому провідна роль в забрудненні водойм належить рідким радіоактивним відходам уранових копалень і заводів, ядерних реакторів, радіохімічних заводів, а також відходам науково-дослідних і медичних установ.

Видалення рідких відходів у водойми зазвичай носить достатньо тривалий характер, що обумовлює тривалий період забруднення останніх. Значення твердих і газоподібних відходів у цьому відношенні зазвичай обмежене окремими випадками, що мають епізодичний характер і характеризується відповідними умовами.

Наприклад, близькість джерел потужних газоподібних викидів до непроточних водойм з чималою площею водного дзеркала; метеорологічні особливості мікроклімату, які сприяють осадженню радіоактивних аерозолів на поверхню ґрунту в зоні водозбірного басейну і їх змиву у водойму і т. і.

Величезна кількість радіоактивних речовин утворюється в результаті ядерних вибухів при випробуванні ядерної зброї та проведенні промислових вибухових робіт.

В даний час на Землі не існує поверхневих водойм, вода яких не містила б індикаторних концентрацій таких довгоживучих нуклідів, як, наприклад,  $^{90}\text{Sr}$  або  $^{137}\text{Cs}$ , джерелами яких є випробування ядерної зброї. Залежно від характеру і умов проведення цих випробувань утворюються радіоактивні аерозолі різних розмірів, структури і складу, що впливають на особливості формування і надходження радіоактивних випадань у водойми.

Основної уваги як чинник забруднення гідросфери заслуговують стратосферні (глобальні) випадання. Внаслідок тривалої затримки їх в стратосфері короткоживучі нукліди розпадаються і залишаються переважно довгоживучі, з яких домінуючу роль як забруднювачі грають  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , в меншій мірі –  $^{144}\text{Ce}$  та ін. Нукліди  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  знаходяться в добре розчинній формі та повністю доступні водним організмам. Також добре розчинні у воді частинки, що виникають при підводних ядерних вибухах.

Аварійні ситуації на підприємствах ядерного паливного циклу відносяться до найбільш драматичних подій, що відбуваються в області атомної енергетики, а наймасштабніші з них спричиняють людські жертви і супроводжуються значним надходженням радіоактивних речовин в навколишнє середовище, включаючи водні екосистеми.

## 7.2. Розподіл радіонуклідів у морській екосистемі

Роль морів і океанів у підтриманні стабільності всієї біосфери величезна.

Найбільші надходження радіонуклідів у моря й океани були під час випробувань ядерної зброї в 1950 – 1960 рр. Додаткове локальне забруднення морських екосистем відбувається від скидань і викидів ядерних реакторів, заводів із виробництва ядерного палива, від захоронювання у морях радіоактивних відходів, а також аварій та інших джерел. Природні радіонукліди потрапляють у моря внаслідок ерозії гірських порід.

Більшість ядерних військових випробувань проводилися на континентальному шельфі й островах Тихого океану в 1946 – 1962 рр. Так, Велика Британія провела кілька ядерних випробувань на Тихому океані в 1952 – 1958 рр., Росія проводила ядерні випробування на полігонах у полярних морях біля Кольського півострова і на Новій Землі.

Ядерні випробування у Тихому океані призвели до локальних радіонуклідних забруднень. Дослідники вважають, що внаслідок таких випробувань у океани і моря (які займають 71 % земної поверхні) випадає більше радіонуклідів, ніж на сушу. Частина радіонуклідів, що випали на сушу, потрапляє в океан через вітровою і поверхневий стоки.

Найважливішою складовою поверхневого стоку радіонуклідів у морські екосистеми є стік рік.

У морській воді містяться також природні радіонукліди. Це насамперед калій-40, уран, торій, радій і рубідій. Штучні радіонукліди представлені продуктами поділу урану і радіонуклідами, що утворилися зі стабільних елементів після активації нейтронами. Найважливішими продуктами поділу ядер, що виявлені в морській воді і біоті, є  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Y}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{95}\text{Zr-Nb}$ ,  $^{103, 106}\text{Ru}$ ,  $^{103, 106}\text{Rh}$  і короткоіснуючі ізотопи –  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ . Основні продукти активації – це  $^{55}\text{Fe}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ . У низьких концентраціях містяться в морській воді  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{14}\text{C}$  і  $^3\text{H}$ , в дуже низьких –  $^{239}\text{Pu}$ .

Фізико-хімічні форми радіонуклідів значною мірою виливають па їх міграцію в природному середовищі. Різноманітність речовин, що містяться у морській воді, утруднює передбачення фізичних і хімічних форм перебування для більшості радіонуклідів. Установлено, що радіонукліди  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$  і  $^{59}\text{Fe}$  містяться в морській воді в нерозчинній формі. Розчинні радіонукліди, такі як  $^{90}\text{Sr}$ , можуть необоротно зв'язуватися із  $\text{Ca}$  і переходити в нерозчинний стан.

Океан порівняно з прісноводними екосистемами є відносно гомогенним середовищем. Проте і в ньому також можна виділити кілька різних підсистем: а) відкритий океан; б) глибоководну частину; в) континентальний шельф; г) коралові рифи; д) естуарії (гирла) рік з унікальними властивостями.

Океан займає 60 % поверхні Північної і 80 % Південної півкуль. Середні глибини океану становлять 4 км і містять  $1,4 \cdot 10^9$  м<sup>3</sup> води. Це величезне депо радіонуклідів. Континентальні шельфи займають лише 6 % поверхні океану, але вони найважливіші для його біологічної продуктивності. Океанічні води вертикально «ратифіковані чи розподілені за температурою і густиною, що залежить від температури і вмісту солей. Глибинні води холодніші, ніж поверхневі, і містять більше солей. Поверхневі води змішуються дуже швидко до глибини термоклину, піноклину (різкий перепад за температурою і щільністю води) і галоклину (різкий перепад за солоністю води на великих глибинах). Верхній шар води під дією вітру і хвиль відносно легко розподіляється у глибину до 75 м. Глибинні шари води нижче від піноклину також переміщуються, але повільніше. На рівні термоклину звичайний рух води припиняється. Тому горизонтальне розсіювання в морі завжди відбувається швидше, ніж вертикальне.

Інший важливий чинник міграції радіонуклідів у морях і океанах – це хімічний склад води. Встановлено, що вміст Н, О, Na, Cl досягає 10 – 19 г/л, а К і Са – 380–400 мкг (у прісній воді їх вміст становить близько  $10^{-8}$  г). Унаслідок цього прісноводні організми, у тому числі риби, поглинають значно більше <sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr, ніж морські.

Інша причина меншого накопичення цих радіонуклідів у морських організмах полягає в тому, що море, на відміну від прісноводних водоймищ, містить величезний об'єм води для розведення радіонуклідів. Радіонукліди <sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr у морській воді містяться в розчинній формі й унаслідок високої концентрації хімічних аналогів (носіїв) у незначній кількості входять до складу морської біоти. У відкритому океані, де мала кількість біоти, радіонукліди перерозподіляються між водою і різними суспензіями. Дослідження розподілу радіонуклідів за глибиною показали, що значна частина радіонуклідів міститься на глибині менш ніж 100 м, а решта – до 1000 м.

Біота справляє незначний вплив на рух радіонуклідів у морській воді. Ступінь біотичного вливу залежить від радіонуклідів та інших чинників середовища. Так, планктон і вищі організми накопичують радіонукліди в значній кількості і захоронюють їх завдяки екскреції. Популяції малих організмів, наприклад фітопланктон, для якого характерні швидкі процеси обміну, переносять значні кількості радіонуклідів у глибокі шари води й у седименти після відмирання.

Підсумовуючи дані щодо накопичення радіонуклідів у морях і океанах, можна зробити висновок, що продукти розподілу й активації, що існують переважно в колоїдній формі, краще захоронюються в морських екосистемах, ніж <sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr. У прісноводних водоймищах навпаки. Незважаючи на нерозчинну форму, <sup>103</sup>Ru, <sup>141</sup>Ce і <sup>65</sup>Zn легко акумулюються в морських фільтрувальних організмах, у тому числі зоопланктоні й молюсках. Радіонукліди <sup>65</sup>Zn,



$^{59}\text{Fe}$ ,  $^{57}\text{Co}$  і  $^{54}\text{Mn}$  легко акумулюються в морському планктоні, але тільки  $^{65}\text{Zn}$  і  $^{59}\text{Fe}$  добре акумулюються вищими консументами і хижаками. Радіонукліди  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $\text{Al}$ ,  $^{14}\text{C}$  і  $^{32}\text{P}$  можуть концентруватися в морських трофічних ланцюгах, оскільки їх вміст у морі є незначним. У коралах добре концентрується  $^{90}\text{Sr}$ .

Отже, морські організми концентрують практично всі радіонукліди, тоді як континентальні – в основному  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ .

Виокремлюють дві основні причини різної міграції радіонуклідів у морських, континентальних і прісноводних екосистемах: 1)  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  більше розбавляються  $\text{K}$  і  $\text{Ca}$  в морській воді, ніж у ґрунтах і прісноводних водоймищах; 2) фільтрувальні організми (зоопланктон і моллюски) здатні активно накопичувати нерозчинні форми радіонуклідів.

Приблизні оцінки радіоємності шельфів морів показують, що за теперішнього стану світової атомної промисловості весь існуючий запас радіоємності морів і океанів може бути вичерпаний приблизно за 100 – 300 років. Тому мораторій на захоронювання радіоактивних відходів у морях і океанах цілком обґрунтований.

### 7.3. Поведінка радіонуклідів у прісноводних екосистемах

Прісноводні екосистеми за міграцією в них радіонуклідів істотно відрізняються від морських. По-перше, вміст біоти в них значно нижчий, ніж у морських екосистемах. По-друге, об'єм шару донних відкладень, що сорбує радіонукліди, в цілому відповідає об'єму води. Ці обставини зумовлюють особливості прісноводних екосистем, що будуть розглянуті нижче. Третя відмінність прісноводних екосистем від морських полягає в різних їх хімічних характеристиках, що може виявлятися різними коефіцієнтами накопичення.

Внаслідок своєї геохімічної підлеглості в ланцюзі пов'язаних міграційними потоками речовин елементарних ландшафтів, водні екосистеми є своєрідними «приймачами» більшості хімічних елементів, включаючи радіонукліди. Останні надходять в гідрологічну мережу і, розташовані в безстічних западинах, замкнуті водойми як безпосередньо на водну поверхню з аерозольними випадіннями і атмосферними опадами, так і з території водозбірного басейну – з поверхневими і ґрунтовими водами. У безстічних западинах радіоактивні речовини надовго затримуються, розподіляючись, мігруючи і накопичуючись в компонентах водойм.

Радіоактивне забруднення водних екосистем може відбуватися за рахунок великого різноманіття форм і складу речовин, що містять радіонукліди. Під час надходження радіоактивних речовин у вигляді аерозолів на водну поверхню і з території водозбору відбувається їхнє розсіювання у водній то-

вці та подальший розподіл по компонентах водних екосистем зі встановлення певної динамічної рівноваги, що визначається динамікою процесів сорбції і десорбції між рідкою (вода) і твердою (донні відклади, зависла речовина) фазами, а також накопиченням радіонуклідів живими організмами. Слід зазначити, що при короткочасному надходженні у водойми радіонукліди достатньо швидко поглинаються донними відкладеннями та водними організмами, внаслідок чого їх питома активність у воді швидко знижується. Концентрація ж багатьох радіонуклідів у водних рослинах, тваринних і донних відкладеннях може тривалий час зберігатися на високому рівні з перевищенням їх концентрації у воді на порядки величин.

Подальші процеси вертикальної та горизонтальної міграції і перерозподілу радіонуклідів у водних екосистемах пов'язані з біогеохімічною циклічністю переміщення речовин у природі і протікають значно повільніше. При цьому разом з переважаючими седиментаційними і сорбційними процесами депонування радіонуклідів в донних відкладах і осадженням на зависях, важливе значення має їх міграція і накопичення в трофічній мережі, а також подальша участь в біотичному круговороті в результаті життєдіяльності водних організмів.

Інтенсивність накопичення радіонуклідів різними компонентами водної екосистеми, що виражається в одиницях *коефіцієнта накопичення* ( $K_H$ ) або *коефіцієнта концентрування* ( $K_K$ ), визначають відношенням питомої активності радіонуклідів в об'єкті дослідження (донні відкладення, зависі, біологічні об'єкти) до їх вмісту у воді. При цьому, якщо для довгоіснуючих організмів (молюски, риби) використовують середньорічну питому активність радіонуклідів у воді, то при розрахунку подібного коефіцієнта для водних рослин коректно використовувати середній вміст радіонуклідів у воді протягом вегетаційного періоду. Слід зазначити, що багато радіоекологів термінологічно розрізняють  $K_H$  для абіотичних і біотичних компонентів, що обумовлене різними механізмами переходу і акумуляції радіонуклідів в живій і неживій матерії.

На підставі характеру розподілу по основних компонентах водної екосистеми (вода, донні відклади, гідробіонти) радіонукліди розділяють на чотири основні групи: *гідротропи*, *еквітропи*, *педотропи* та *біотропи* (М.В. Тимофеев-Ресовський, 1957). До *гідротропів* було відносять елементи, що залишаються більш ніж на 75% у воді – сірка, хром, германій. У донні відкладення та біомасу переходить не більше ніж 10% кількості радіонуклідів цих елементів, що потрапили у воду. *Еквітропами*, тобто елементами, що розподіляються більш менш рівномірно між водою, ґрунтом і біомасою, виявилися рубідій, стронцій, рутеній і йод. До *педотропів*, тобто елементів, велика частина яких концентрується в донних відкладах, відносять залізо, кобальт,

цинк, ітрій, цирконій, ніобій і цезій. *Біотропами* є елементи, велика частина яких концентрується в біомасі – фосфор, кадмій, церій і ртуть.

### 7.3.1. Гідрологічні та гідрохімічні чинники розподілу радіонуклідів

Надходячи у водойми і водотоки з рідкими відходами, змивами з водозбірної поверхні або радіоактивними опадами з атмосфери, радіоактивні речовини поступово розсіюються у водній товщі. Швидкість і ефективність цього процесу залежить, перш за все, від комплексу природних чинників, серед яких основну роль відіграють гідрологічні. В деяких випадках радіоактивні аерозолі можуть затримуватися на водній поверхні і потім в результаті вітрових процесів відноситися до берега, формуючи локальні високоактивні забруднення берегової смуги.

У річках радіонукліди швидко перемішуються у водному потоці. Найважливішим механізмом змішування є *турбулентна дифузія*, інтенсивність якої залежить від швидкості течії, рельєфу дна, наявності плес, перекатів, гідротехнічних споруд і т. і. Залежно від локальних умов протяжність ділянки, в межах якої змішуються забруднені потоки зі всією масою води річки, а також час, протягом якого відбувається цей процес, може бути різною.

На малих річках гірського типу (з високою турбулентністю потоку) змішування можливе на відрізку річки в межах від метра до десятків метрів протягом декількох хвилин. В умовах малих річок рівнинного типу повне змішування може закінчуватися на відстані 200–500 м нижче за випуск стічних вод. В умовах середніх і великих річок рівнинного типу теоретично повне розбавлення може відбуватися на нескінченно великій відстані від місця випуску стічних вод. Проте для практичних цілей зазвичай приймається значний ступінь перемішування, наприклад 80%. Згідно з натурними спостереженнями таке змішування в умовах річок рівнинного типу відбувається на відстані від декількох десятків кілометрів від місця надходження стічних вод в річку, а час цього процесу вимірюється декількома добами.

На розподіл забруднених струменів в річковому потоці може впливати різниця між щільністю стічних вод і річкової води (за рахунок відмінності температур або ступеня мінералізації). Теплі стічні води можуть переміщатися в поверхневому шарі. При високій мінералізації стічних вод останні можуть опускатися в нижні шари і при рівному рельєфі дна переміщатися в придонному шарі на значні відстані, створюючи зовні враження повного радіаційного благополуччя на даній ділянці річки. Поступово ці забруднені потоки також змішуються з масою річкової води.

У глибоких озерах впродовж теплого періоду року верхній прогрітий шар води, що зазвичай досягає декількох метрів, менш щільний і не змішується з нижнім, формуючи вертикальний градієнт температур (термоклин). У

осінній період, коли температура верхнього шару падає до температури глибоких шарів і нижче, відбувається перемішування водних мас в результаті опускання холодніших шарів і підняття тепліших. Аналогічний, але зворотний процес відбувається і у весняний період. Це явище, що отримало назву весняно-осінньої стратифікації, сприяє перемішуванню радіоактивних речовин в масі озерної води.

Важливу роль в розсіюванні та міграції радіонуклідів в річкових екосистемах має так званий *твердий стік*, тобто переміщення радіонуклідів з потоком у річковому руслі наносів. Розрізняють два типи наносів: завислі, які підняті та переносяться водою, а також донні, що переміщуються по дну. Перші складаються переважно з глинистих і мулистих частинок, другі головним чином з пісків. У водному середовищі радіоактивні речовини адсорбуються головним чином на поверхні дрібнодисперсних глинистих і мулистих частинок. Тому з числа твердих компонентів ці фракції краще всього акумулюють радіоактивні речовини. Швидкість осадження дрібнодисперсних глинистих частинок невелика. Так, в стоячій воді при температурі 10°C глинисті частинки розміром 0,01 мм осідають із швидкістю 1 см за 2 хв., а розміром 0,001 мм – протягом 4 год. В умовах річок, особливо під час повені, підвищена швидкість течії та турбулентність потоку збільшують час осадження зважених частинок. Тому переміщення сорбованих на них радіонуклідів можливе на значні відстані. Частинки накопичуються переважно в затоках, у дамб, нерідко на плесах, а також на мілководних, особливо заболочених ділянках річки, багатих на водяну рослинність. Саме у таких місцях, де відкладаються завислі наноси, можна чекати на підвищене накопичення радіонуклідного забруднення.

Донні наноси найчастіше складаються з піску, що переміщується по дну при великих швидкостях води. Оскільки сорбційна здатність і поглинальна місткість піску значно нижчі, ніж глинистих або мулистих частинок, практичне значення їх як носіїв радіоактивних речовин істотно менше. В цілому, враховуючи, що об'єм всіх видів наносів, які переміщуються, в порівнянні з об'ємом води, що протікає, невеликий, твердий стік як чинник перенесення радіоактивних речовин в порівнянні з водою річки незначний.

Поведінка у водоймі як радіонуклідів, так і стабільних елементів, багато в чому залежить від гідрохімічного складу води, який обумовлює ряд її важливих властивостей. Вода з будь-якої природної водойми характеризується певними лужно-кислотними та окисно-відновлювальними властивостями, пов'язаними з її походженням і тими змінами, які спостерігаються у водоймах під впливом різноманітних природних чинників. У цих процесах важливу роль відіграють водні тварини і рослини, оскільки хімічний тип вод і, в першу чергу, лужно-кислотні та окисно-відновлювальні умови багато в чому формуються за рахунок надходження у воду продуктів обміну гідробіонтів.

Зокрема, кисла реакція вод найчастіше пов'язана з розчищеною вуглекислою або різними органічними кислотами гумусового типу, тобто продуктами обміну речовин або продуктами розкладання живих організмів.

Відновлювальні умови вод у більшості випадків пов'язані з розкладанням залишків організмів у застійних умовах. Надходження вільного кисню у воду пояснюється розчиненням кисню повітря або фотосинтезом водних рослин, що, у свою чергу, значною мірою залежить від інсоляції, температури води, а, отже, пов'язано з сезоном і іншими умовами.

Вода поверхневих прісних водойм зазвичай має нейтральну або слабко-лужну реакцію. Виключенням є деякі водойми, головним чином озерного типу, де внаслідок високого вмісту гумінових речовин (дистрофні, сфагнові озера) рН води дуже низький. Подібна картина можлива в результаті наявності у воді мінеральних кислот (сірчаної або соляної) вулканічного походження. Такі водойми зустрічаються в Японії – оз. Ката-Нума, вода якого має рН 1,4–1,5.

У річкових водах рН зазвичай коливається в межах 6–9, причому води з нижчими значеннями рН характерні для північних річок європейського континенту, а з вищими – для річок південних районів. Взимку в льодовий період в більшості річок рН 6,8–7,6, влітку рН 7,6–8,8. Вода річок з болотяним живленням часто має рН = 9. Окрім сезонних коливань показників рН мають місце добові варіації, що особливо виражене в ставках і невеликих озерах, що багаті на рослинність, де рН коливається від 6 до 10.

У всіх випадках зміна лужно-кислотних і окисно-відновлювальних умов у водоймі визначають поведінку різних хімічних елементів. Так, в природних водах, рН яких спрямований в кислий бік, легко мігрують кальцій, стронцій, барій, радій, мідь, цинк, залізо, кобальт, нікель і інші елементи, які слабо рухомі в лужних водах. У водах з лужною реакцією рухомі п'ятивалентний ванадій, миш'як, шестивалентний хром, уран, селен, молібден і інші елементи.

Оскільки хімічна природа стабільних і радіоактивних нуклідів подібна, поведінка останніх у водоймах також значною мірою підпорядкована вказаним закономірностям. Під час надходження стічних вод, що містять радіонукліди, з низькими значеннями рН у водойму, вода якої зазвичай має нейтральну або слабколужну реакцію, можна чекати, що частина стабільних хімічних речовин з розчину перейде до твердої фази і осяде на дно. Разом з ними осідають і відповідні радіонукліди.

Ці явища значною мірою залежать від ряду обставин – форми, в якій знаходяться радіонукліди, що визначає ступінь їх розчинності, хімічного складу природних вод і т. і.

Оскільки радіонукліди, що поступають у водойми, містяться виключно в сильно розбавленому вигляді, вони можуть знаходитися в різних станах: йоннодисперсному, молекулярному, істинно колоїдному і псевдоколоїдному (ад-

сорбція на колоїдних забрудненнях). При цьому для ряду радіонуклідів характерні наступні закономірності, пов'язані з їх хімічними властивостями:

- лужні елементи (натрій, калій, літій, рубідій, цезій) не утворюють в широкому інтервалі рН ні істинних, ні псевдоколоїдів; вони знаходяться в розчинах у вигляді позитивно заряджених іонів;

- лужноземельні елементи (магній, кальцій, стронцій, радій та ін.) можуть знаходитися в іонному стані і утворювати тільки псевдоколоїди, причому із збільшенням атомної маси елемента, скоріш за все, підвищується здібність до утворення псевдоколоїдів, що, ймовірно, знаходиться у зв'язку з розчинністю їх сполук;

- трьох-, чотирьох- і п'ятивалентні елементи можуть знаходитися в іонному, молекулярному станах і утворювати різні продукти гідролізу, у тому числі і нерозчинні, тому вони можуть утворювати як істинні, так і псевдоколоїди.

### 7.3.2. Роль донних відкладень у розподілі радіонуклідів

Важливу роль у долі радіонуклідів у прісних водоймах відіграють *донні відкладення*. Маючи велику сорбційну масу і місткість поглинання, вони осаджують на собі основну частину випромінювачів, що потрапляють у водойму, і тим самим частково виводять їх з біотичного круговороту. У зв'язку з цим велика роль донних відкладень у процесах самоочищення води від різних, зокрема радіоактивних речовин. Це відбувається в результаті сорбції радіонуклідів поверхнею дна, дифузії з водою в товщу донних відкладень, за рахунок осадження на дно завислих частинок, що несуть сорбовані радіонукліди, а також у результаті осідання на дно залишків відмерлих гідробіонтів (рослинного і тваринного походження), що також містять у своїх тканинах радіонукліди.

Найбільша сорбційна здатність і поглинальна місткість властива донним відкладенням, що складаються переважно з дрібнодисперсних глинистих або мулистих частинок. Тому в місцях, де на дні є потужні відкладення мулу, можна чекати значно більшого накопичення радіоактивних речовин, ніж у гирлі річок, дно яких сформоване з чистих, добре промитих пісків, галечників або скельних порід.

Це підтверджується даними про особливості забруднення річкових екосистем внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Нині у зоні відчуження АЕС найбільш низьким рівнем питомої активності радіоактивних речовин характеризуються компоненти річкових екосистем, донні відкладення яких піддалися процесам природного самоочищення (особливо під час паводків і періодів весняних повеней) і за минулі з моменту аварії роки перестали відігравати тут істотну роль вторинного джерела забруднення вод руслового потоку. За-

раз основне надходження радіонуклідів відбувається в результаті змиву з водозбірних територій і притоку з більш забруднених водних об'єктів. В той же час замкнуті водойми і, особливо, озера ближньої зони відчуження мають значно більші рівні радіоактивного забруднення, обумовлені обмеженістю водообміну і порівняно високими рівнями вмісту радіонуклідів, депонованих в донних відкладеннях. Тому для більшості непроточних водойм рівень вмісту радіонуклідів у воді визначається переважно інтенсивністю обміну мобільних форм радіонуклідів між донними відкладеннями і водними масами, а також змивом з території водозбору. У зв'язку з цим найбільшу значущість мають заплавні ландшафти р. Прип'ять. В результаті аварії ці райони піддалися інтенсивному радіонуклідному забрудненню і в даний час є одним з найбільш значних джерел надходження радіоактивних речовин з поверхневим стоком у річкові системи зони відчуження, що відносяться до басейну Дніпра.

Донні відкладення прісних водойм характеризуються великою різноманітністю, тому їх здатність накопичувати ті або інші радіонукліди варіює залежно від типу донних відкладень і умов водного середовища. Найбільш низькі  $K_H$   $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  відмічені у піщаних і торф'янистих донних відкладеннях, а також у кремнеземного і змішаного сапропелів. Найбільш високі  $K_H$  характерні для мулистого сапропелю і відкладень, які складаються з різних видів харових водоростей. В цілому, всі донні відкладення більшою мірою поглинають  $^{137}\text{Cs}$ , ніж  $^{90}\text{Sr}$ .

Оскільки більшість радіонуклідів концентрується переважно у верхньому найбільш заселеному бентосними безхребетними шарі донних відкладень, забруднення останніх радіоактивними речовинами призводить до підвищених рівнів опромінювання мешканців дна, а також придонного шару. Крім того, донні відкладення непроточних водойм можуть стати джерелом вторинного забруднення середовища радіоактивними речовинами. Нарешті, в мілководних водоймах забруднені радіонуклідами донні відкладення можуть обумовлювати підвищені рівні  $\gamma$ - випромінювання над поверхнею водного дзеркала, де шар води не забезпечує належного екранування випромінювань від дна.

### **7.3.3. Вплив фізико-хімічних чинників середовища на поведінку радіонуклідів в компонентах водних екосистем**

Інтенсивність накопичення і міцність фіксації радіоактивних речовин в живих і косних компонентах водойм визначається хімічною природою радіонуклідів, фізико-хімічною формою їх знаходження у водному середовищі, біологічними особливостями водних рослин і тварин, що населяють водойму, а також сорбційними властивостями різних компонентів.

Крім того, розподіл і накопичення радіонуклідів у водних екосистемах залежить від різноманітних гідрологічних і гідрохімічних показників водного середовища – інтенсивності водообміну, концентрації у воді ізотопних і неізотопних носіїв, температури, освітленості, лужно-кислотних умов водного середовища і т. і.

Концентрація у воді відповідних стабільних ізотопів хімічних елементів (ізотопних носіїв), а також вміст макроелементів-аналогів (неізотопних носіїв) може істотно впливати на накопичення радіонуклідів компонентами водної екосистеми. Наприклад, накопичення  $^{90}\text{Sr}$  знаходиться в зворотній залежності від вмісту у воді його хімічних макроаналогів – кальцію та магнію, а накопичення  $^{137}\text{Cs}$  – в такій же залежності від вмісту калію. У зв'язку з цим за наявності у воді порівняно високих концентрацій кальцію і калію спостерігається низька інтенсивність концентрування  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  водними організмами, особливо рослинами. При низьких концентраціях у воді хімічних аналогів інтенсивність накопичення радіонуклідів зростає. Для кількісної оцінки поглинання гідробіонтами  $^{90}\text{Sr}$  і кальцію, з одного боку, а також  $^{137}\text{Cs}$  і калію – з іншою застосовується так званий *коефіцієнт дискримінації* ( $K_D$ ) або спостережуване відношення. Цей коефіцієнт відображає різницю між кількісними співвідношеннями мікро- і макрокомпонентів в організмі і середовищі, з якого вони поглинаються.

Наприклад, зарості елодеї з розрахунку на 100 кг сухої маси протягом дня можуть видалити з води до 2 кг вапна. Якщо врахувати, що біомаса рослин-карбонатуотворювачів досягає 3–5 т/га, то легко уявити, яка величезна кількість кальцію, а, отже, і стронцію, може видалятися з водного середовища та відкладатися у вигляді карбонатних осадів на дно водойми. Встановлено, що концентрація  $^{90}\text{Sr}$  у карбонатному осаді, що утворюється на поверхні водних рослин, майже на порядок величин перевищує концентрацію його безпосередньо в тканинах. Вважається, що утворення карбонатів на поверхні рослин обумовлене поглинанням  $\text{CO}_2$  в процесі фотосинтезу з бікарбонатів.

Велике значення при накопиченні радіонуклідів гідробіонтами відіграють лужно-кислотні умови середовища. Значення рН у водах річок і водойм характеризується добовими і сезонними коливаннями, а систематичне скидання у водойму промислових відходів, що містять кислоту або луг, може викликати зсув рН. Поглинання водними рослинами  $^{90}\text{Sr}$  із збільшенням рН водного середовища зростає. Це пояснюється тим, що  $^{90}\text{Sr}$  разом з кальцієм включається в процес карбонатуотворення, залежний від рН. У зв'язку з цим в спеціальних дослідженнях вивчали розчинення карбонатного осаду ( $^{90}\text{SrCO}_3 \cdot \text{CaCO}_3$ ) і перехід  $^{90}\text{Sr}$  у розчин залежно від лужно-кислотних умов середовища. При рН 5 весь карбонатний осад розчинявся і цілком переходив у розчин. Подальше збільшення рН призводило до зниження розчинності осаду і, отже, до утримання в ньому  $^{90}\text{Sr}$ . Вважається, що основною причи-



ною зростання  $K_H$   $^{90}\text{Sr}$  при підлугуванні середовища є збільшення карбонатного осаду на поверхні рослин. Накопичення ж  $^{137}\text{Cs}$  водними рослинами не залежить від лужно-кислотних умов водного середовища, оскільки при всіх значеннях рН макрокількості цезію знаходяться в розчині у вигляді катіонів, не утворюючи колоїдів.

Залежно від лужно-кислотних умов середовища можуть мінятися фізико-хімічний стан і форма сполук радіонуклідів, що у свою чергу відбивається на їх сорбційних властивостях і накопиченні донними відкладами водою. Показано, що при зміні рН водного середовища від кислої до нейтральної поглинання  $^{59}\text{Fe}$  донними відкладеннями знижується. Це свідчить про перехід заліза з підвищенням рН в міграційно-здатну колоїдну форму. За сильно лужних умов середовища (рН 9–10) в піщаному ґрунті і сапропелі відмічено тенденцію до підвищення накопичення радіонукліда, що може бути пов'язане з укрупненням колоїдів, зниженням їх стійкості в розчині і механічним осадженням на частинках ґрунту.

Накопичення  $^{90}\text{Sr}$  багатими органічною речовиною донними відкладеннями з підвищенням рН зростає, що пов'язано із збільшенням їх місткості поглинання при підлугуванні середовища. Підвищене накопичення  $^{90}\text{Sr}$  карбонатним ґрунтом при лужних значеннях рН середовища можна пояснити переходом стронцію в карбонатний осад, а зниження накопичення при підкисленні середовища – розчиненням осаду і переходом  $^{90}\text{Sr}$  у розчин.

Дослідження впливу рН середовища на розподіл радіонуклідів між водою, донними відкладами і біомасою в умовах модельної водойми показало, що відносний вміст  $^{90}\text{Sr}$  у воді при кислих значеннях рН зростає за рахунок зниження концентрації випромінювача в ґрунті і біомасі. На розподіл  $^{137}\text{Cs}$  між компонентами водойми реакція середовища помітно не впливає. Відносний вміст  $^{144}\text{Ce}$  у воді зростає при зсуві рН у бік підлугування за рахунок зниження накопичення радіонукліда в донних відкладах і рослинах (рис. 7.1).

Поглинання іонів і їх перенесення через систему мембран в клітину рослин безпосередньо пов'язані з процесами фотосинтезу, і, відповідно, з освітленістю. Встановлено, що  $K_H$   $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  із збільшенням освітленості зростають. Зокрема, елодея накопичує  $^{90}\text{Sr}$  при освітленні в два рази більше, ніж в темряві. У харовій водорості  $K_H$   $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  при освітленні в 2-5 разів вище, ніж в темряві. При цьому  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{91}\text{Y}$  і  $^{144}\text{Ce}$  накопичуються водорістю практично однаково при всіх режимах освітлення. Аналіз експериментальних даних показав, що відмінності в накопиченні радіонуклідів залежно від режиму освітлення можуть бути пов'язані з неоднаковими механізмами їх поглинання водними рослинами. Якщо радіонукліди фіксуються переважно на клітинній оболонці, а іонний обмін між зовнішнім середовищем і внутрішньоклітинними компонентами не відіграє істотної ролі в процесах поглинання, то  $K_H$  як правило, не залежать від режиму освітлення. До таких радіо-

нуклідів відносяться в основному елементи, що гідролізуються ( $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{91}\text{Y}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ). Якщо ж разом з адсорбцією на поверхні клітин відбувається перенесення відповідних іонів всередину клітин (активний і пасивний транспорт), то поглинання радіонукліду ( $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) залежить від режиму освітлення. Збільшення освітленості в цьому випадку інтенсифікує активне перенесення іонів із збільшенням енергетичних витрат на процеси окислювального фосфорилування.

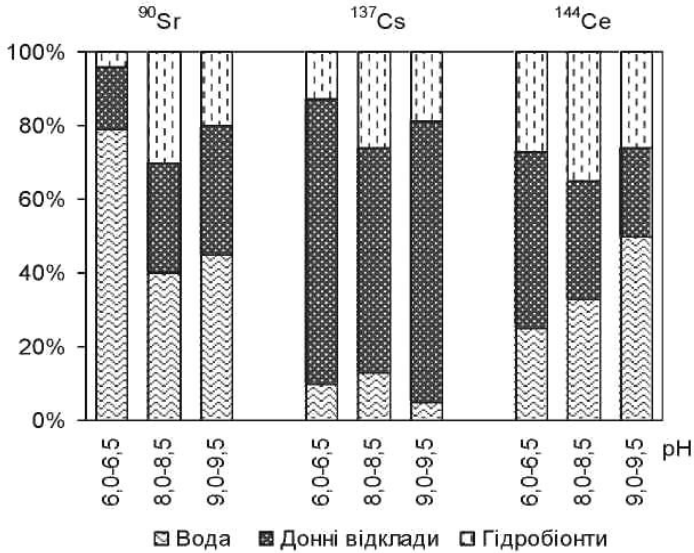


Рис. 7.1. Вплив pH середовища на розподіл радіонуклідів між водою, донними відкладеннями і біомасою

Одним з найважливіших чинників середовища є температура. Вона визначає видовий склад населення водойм, горизонтальний і вертикальний його розподіл і міграцію. Від температури води залежить швидкість протікання фізіолого-біохімічних процесів в організмах і темпи перерозподілу хімічних елементів у компонентах водної екосистеми. За природних умов температура води схильна до значних коливань. Зокрема у водоймах помірних широт вона варіює протягом року, в середньому від 0 до 25°C. В експериментах з  $^{60}\text{Co}$  було показано, що при підвищенні температури водного середовища від 12 до 28°C накопичення радіонукліда елодеєю і куширом збільшується в середньому в 4–5 разів. Поглинання  $^{90}\text{Sr}$  елодеєю і харовою водорістю в дослідженому інтервалі температур зростає приблизно в 1,5 рази. Підвищення темпе-

ратури призводить також до накопичення  $^{137}\text{Cs}$  елодеєю і куширом в 2-3 рази, відмічено також невелике зростання  $K_H$   $^{144}\text{Ce}$ , у елодеї при підвищенні температури водного середовища.

Температурний чинник впливає на накопичення радіонуклідів водною рослинністю в різні сезони роки. У весняно-літні місяці за умов гарного прогрівання води, освітленості та інших сприятливих чинників рослини знаходяться в стані найбільшої біологічної активності та, нарощуючи біомасу, інтенсивно концентрують радіонукліди й інші елементи. У осінній період ці процеси уповільнюються, а в зимовий – практично припиняються.

Значення  $K_H$  радіонуклідів у личинок риб через 10 діб після їх перебування в радіоактивній воді представлені на рис. 7.2 Видно, що з підвищенням температури накопичення нуклідів, що вивчалися, личинками щуки й окуня зростає в 2–5 разів.

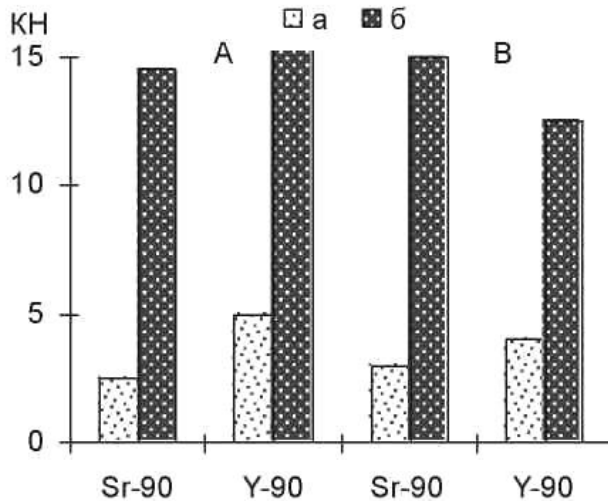


Рис. 7.2. Накопичення  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{90}\text{Y}$  личинками щуки (А) і окуня (Б) при 10 (а) і 20 °С (б).

Зниження температури у водоймах восени призводить до уповільнення фізіологічних процесів рослинних організмів, а також до погіршення розчинності радіонуклідів, відбиваючись на їх міграційній здатності й ефективності концентрування макрофітами. Зменшення світлового дня в цей період також може впливати на процес концентрування радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , оскільки накопичення хімічних речовин, і зокрема радіонуклідів рослинами знаходиться в прямій залежності від інтенсивності процесу фотосинтезу, яка в дру-

гій половині вегетаційного періоду знижується. Окрім цього, з пониженням температури в осінній період і загасанням фотосинтезуючої активності у воді збільшується зміст двоокису вуглецю, і величина рН знижується у всій її товщі.

Необхідно також відзначити, що добре розвинена коренева система повітряно-водних рослин відіграє роль запасуючого органу і досягає максимального розвитку восени, коли відбувається відтік поживних речовин в кореневища. При цьому фітомаса, що продукується підземною частиною деяких видів (рогіз, очерет), може в 2–3 рази перевищувати масу наземних органів. Поширюючись в горизонтальній площині за всією площею фітоценозу, кореневі системи повітряно-водних рослин слугують накопичувачами біогенних речовин, тому до кінця вегетації мінеральні і органічні речовини, включаючи радіонукліди, надходять з надземних органів у підземні.

Важливим показником міграційної здатності радіонуклідів у водній екосистемі є міцність їх фіксації донними відкладеннями. Найменш міцно фіксуються  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  піщаною основою, з якої вони легко вимиваються водою. У піщано-мулистих і вапняних донних відкладах обидва радіонукліди закріплюються міцніше, а найміцніше вони фіксуються сапропелем, що можна пояснити наявністю підвищеного вмісту дрібнодисперсних мулистих частинок і органічної речовини. У більшості ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  фіксується міцніше, ніж  $^{90}\text{Sr}$ , і це підтверджується результатами дослідів по витісненню радіонуклідів різними десорбуючими розчинами. Перехід  $^{90}\text{Sr}$  з донних відкладів у водний розчин збільшується при підкисленні середовища. Особливо чітко ця залежність виявляється на вапняному ґрунті, що містить підвищену кількість карбонатів стронцію. Міцність фіксації  $^{137}\text{Cs}$  практично не залежить від рН середовища.

#### **7.4. Дозові навантаження на водні організми та ефекти радіаційного впливу**

Протягом всього життя гідробіонти піддаються зовнішньому і внутрішньому опромінюванню за рахунок природного радіаційного фону, а також у зв'язку з радіоактивним забрудненням гідросфери штучними радіонуклідами.

Техногенні радіонукліди, що надходять у водойми з глобальними і регіональними радіоактивними випадіннями з атмосфери, а також з рідкими промисловими скидами, створюють додаткові джерела зовнішнього і внутрішнього опромінення, які можуть істотно перевищувати природний радіаційний фон у місцях існування гідробіонтів. При зовнішньому опромінюванні водних організмів основними чинниками біологічної дії є  $\gamma$ - і жорстке  $\beta$ -випромінювання. Внутрішню дозу формують переважно інкорпоровані  $\alpha$ - і  $\beta$ -випромінюючі радіонукліди.

Дія зовнішнього опромінення визначається рівнем радіоактивного забруднення водойми, особливостями розподілу радіонуклідів по його компонентах, радіочутливістю організмів, а також різноманітними еколого-біологічними особливостями гідробіонтів і чинниками навколишнього середовища, що впливають на ступінь прояву радіаційного ураження або модифікують його інтенсивність. Біологічна ефективність внутрішнього опромінення залежить, перш за все, від рівнів накопичення та розподілу радіонуклідів у різних органах і тканинах, а також від швидкості їх виведення в процесі життєдіяльності водних організмів.

Зовнішнє опромінення гідробіонтів визначається інтенсивністю космічного випромінювання, а також випромінюванням від природних і штучних радіонуклідів, що містяться переважно у воді, донних відкладах, ґрунтах прибережних територій, а також у субстраті, до якого прикріплюються малорухливі види або використовують його як основне або тимчасове місце існування (донні відкладення для бентосних видів, водні рослини й інші об'єкти, що містять випромінювачі, і до яких прикріплюються водні організми і т. і.). Таким чином, враховуючи різноманіття умов існування, потужність дози зовнішнього опромінення істотно залежить від екологічної ніші, яку займають гідробіонти у водній екосистемі.

Основний внесок в дозу зовнішнього опромінення видів, приурочених до поверхні води або приповерхневого шару у великих водоймах, вносить космічне випромінювання і радіонукліди, що містяться у воді. Для гідробіонтів літоральної (прибережної) і субліторальної (до нижньої межі розповсюдження водної рослинності) зон до згаданих чинників додається, і може мати основне дозоутворююче значення, випромінювання від радіонуклідів, що знаходяться у донних відкладах, і від якого не екранує шар води, а також в ґрунтах прилеглих територій. Крім того, при інтенсивному забрудненні прибережних територій у-випромінювачами, останні можуть вносити істотний внесок до зовнішньої дози для всіх мешканців поверхневого шару, особливо в невеликих водоймах. Ще більш в несприятливіших радіоекологічних умовах можуть опинитися представники бентосу. Оскільки донні відкладення більшості водойм є основним «депо», що концентрує радіоактивні речовини, водні організми, що тут мешкають або ведуть придонний спосіб життя, отримують, як правило, максимальну дозу зовнішнього опромінення серед мешканців водойм.

Просування радіонуклідів супроводжується збільшенням їх концентрації в кожній ланці харчового ланцюга. В ікрі прісноводних риб  $K_H$  їх може досягати десятків одиниць. Цікавий той факт, що личинки з радіоактивної ікри, містять вкрай мало радіонуклідів, часом їх кількість навіть менше, ніж у навколишній воді. Це свідчить про захисну роль оболонки ікри, яка поглинає більшу частину радіонуклідів, запозичених з водного середовища.

Накопичення радіонуклідів різко зростає через 6–7 днів, коли личинки переходять до самостійного харчування. Причому, хижі риби (щука, окунь) накопичують радіоактивний цезій швидше, ніж рослиноїдні (лин, короп). Концентрація стронцію не підкоряється цій закономірності. Наприклад,  $K_H$  стронцію однаковий у щуки і коропа.

Відомо, що радіонукліди нерівномірно розподіляються в організмі риб. Так, коефіцієнт накопичення стронцію в кісткових тканинах і лусці риб коливається від 300 до 900, а в плавниках досягає 2500, тоді як в м'яких тканинах вміст його на 3 порядки нижче. Для цезію характерно прямо протилежне розподіл. Найбільше цього радіоізоотопу в м'язах і внутрішніх органах.

Хоча радіонукліди можуть проникати в тіло риб через його зовнішні покриви, все ж основним джерелом надходження радіоізоотопів в організм є їжа.

У найбільш сприятливих радіоекологічних умовах знаходяться гідробіонти, що живуть у водній товщі, і захищені шаром води як від космічного випромінювання, так і від радіонуклідів, що містяться в донних відкладах. Навіть у дуже забруднених радіонуклідами озерах Чорнобильської зони відчуження з середніми глибинами до 3–4 м, види, що мешкають у водній товщі, опиняються в достатньо сприятливих, в радіаційному відношенні, умовах, якщо виключити зовнішню дію від радіонуклідів, що містяться у воді, яке порівняно невелике навіть в найзабрудненіших водоймах. В цьому випадку основним дозоутворюючим чинником залишаються радіонукліди, інкорпоровані в тканинах гідробіонтів.

За існуючими уявленнями загальний характер дії іонізуючого випромінювання на гідробіонтів, можна звести до наступного. Дуже малі дози, що в незначній мірі відрізняються від природного фону, викликаного природною радіоактивністю, не справляють будь-якої встановленої дії. Вищі, але відносно ще слабкі дози можуть викликати деяку стимуляцію росту і розвитку гідробіонтів. Подальше підвищення доз призводить до пригнічення процесів росту й розвитку, що посилюється, та супроводжується підвищенням їх загибелі. Гострі дози, особливо на ранніх стадіях розвитку, зазвичай ефективніше пролонгованих – розтягнутих в часі. Крім загальнобіологічних ефектів, що виражаються в стимуляції, пригніченні та летальній дії, іонізуючі випромінювання на ранніх стадіях розвитку викликають різні потворності, а у стадії розмноження – порушення гомеостазу, що часто ведуть до підвищення стерильності; у дозріваючих гаметах підвищується відсоток виникаючих мутацій.

Для водних організмів північних і помірних кліматичних зон спостерігаються наступні дозозалежні ефекти:

–  $10^{-6}$ – $10^{-5}$  Гр/добу – ефекти відсутні або існує слабкий стимулюючий ефект;

- 0,5–1,0 мГр/добу із загальною дозою 0,05–0,2 Гр є пороговим рівнем для появи перших змін у крові риб і перших ознак зниження функціонування імунної системи; при низькій потужності дози (менше 0,5 мГр/добу) організми, скоріш за все, здатні тимчасово адаптуватися до радіаційної дії з поступовим відновленням основних біологічних показників;
- 2–5 мГр/добу із загальною дозою більше 1,5 Гр є пороговим рівнем для появи негативних ефектів репродуктивної системи риб;
- 5–10 мГр/добу (при хронічній дії) приводить до скорочення тривалості життя дорослих риб;
- $10^{-2}$ – $10^{-1}$  Гр/добу у риб розвиваються симптоми радіаційної дії – стерильність, істотні порушення ембріонального розвитку, збільшення смертності;
- 0,1–1,0 Гр/добу спостерігається висока смертність у риб, скорочення тривалості життя у дафній, висока смертність ікри риб і молюсків;
- 5–10 Гр (гостре опромінення) викликає високу смертність риб та її ікри;
- 100–200 Гр (гостре опромінення) смертність деяких видів зоопланктону, зниження біорізноманіття в зоопланктонном угрупованні;
- 200–500 Гр (гостре опромінення) повна смертність зоопланктону, смертність деяких фітопланктонних видів, стимуляція бактеріопланктону.

Згідно зі стандартом, запропонованим НКДАР ООН, і які використовує МАГАТЕ, допустимою потужністю дози при хронічній дії для гідробіонтів прийнято вважати 10 мГр/добу. У річному численні ця доза складає близько 3,7 Гр і вважається *максимальною дозою опромінення водної біоти, при якій ще не реєструються радіаційні ефекти*.

Необхідно відзначити, що наведений стандарт базується на радіаційних дослідженнях, основна частина яких виконана на гідробіонтах в лабораторних умовах при гострому зовнішньому опроміненню, ефективність якого істотно нижча, ніж хронічна дія інкорпорованих радіонуклідів при забрудненні природних водоймищ. У зв'язку з цим, встановлена НКДАР ООН дозова межа є достатньо умовною, а її застосування може розглядатися лише на певному етапі формування стратегії радіаційного захисту водних екосистем, з подальшим корегуванням при отриманні повніших даних про чутливість водних організмів до хронічного радіаційного впливу.

### **7.5. Радіоекологічні наслідки аварії на Чорнобильській АЕС для водних екосистем**

Найбільше забруднення водних екосистем після аварії на Чорнобильській АЕС спостерігалось в кінці квітня-початку травня 1986 р. У цей період в річках Прип'ять та Дніпро виявлялися не тільки довгоживучі радіонукліди, що надійшли в навколишнє середовище, а й короткоживучі нукліди  $^{95}\text{Zr}$ ,

$^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ , активність яких в десятки разів перевищувала активність довгоживучих радіонуклідів цезію і стронцію. Максимальні значення загальної питомої активності радіонуклідів у воді гирлової ділянки головного водотоку зони відчуження – р. Прип'яті реєстрували протягом перших двох тижнів після аварії, що склали, за різними оцінками, від 10 кБк/л до 100–400 кБк/л, і в декілька мільйонів разів перевищили доаварійні рівні. Основний внесок в радіоактивність води в цей період був обумовлений  $^{131}\text{I}$  – до 70–90% питомої активності. Після припинення аерозольних випадінь, розпаду короткоживучих радіонуклідів, осадження крупних частинок на дно водойм і винесення дрібних частинок водними потоками відбулося значне зниження рівнів загального радіоактивного забруднення вод Прип'яті: до середини травня 1986 р. – до значень декількох тисяч, а в червні – до декількох сотень Бк/л. Внесок  $^{131}\text{I}$  в загальну радіоактивність води в червні вже не перевищувала 30%. З кінця жовтня 1986 р. і до початку 1987 р. загальна радіоактивність води в Прип'яті рідко перевищувала 40 Бк/л. При цьому основними забруднювачами водойм після розпаду короткоживучих стали довгоживучі радіонукліди  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ . Починаючи з 1988 р. частка  $^{90}\text{Sr}$  в сумарній радіоактивності річкової води, на тлі зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ , вже була істотно вище. З цього періоду вміст радіонуклідів у воді Прип'яті продовжує зменшуватися, проте у 2006–2009 рр. вміст  $^{90}\text{Sr}$  у водах р. Прип'яті складав в середньому близько 0,16, а  $^{137}\text{Cs}$  близько 0,03 Бк/л, що все ще в 10–15 разів перевищує їх доаварійні рівні. Загалом за період 1986–2007 рр. лише з водами р. Прип'яті у Дніпро та його водосховища надійшло  $1,7 \cdot 10^{14}$  Бк  $^{90}\text{Sr}$  і  $1,310^{14}$  Бк  $^{137}\text{Cs}$ .

Таким чином, в результаті аварії на ЧАЕС водосховища Дніпровського каскаду піддалися значному радіонуклідному забрудненню. У Київському водосховищі загальна радіоактивність води в перші тижні після аварії сягала 4000 Бк/л (доаварійні рівні склали 0,005–0,023 Бк/л). В процесі транспорту з дніпровськими водами, завдяки наявності каскаду водосховищ і порівняно повільному водотоку, радіонукліди частково виводилися з водних мас седиментуючись донними відкладеннями і накопичуючись водними організмами. Переважно це стосується першого водосховища Дніпровського каскаду – Київського, екосистема якого зазнала найбільшого впливу серед дніпровських водосховищ унаслідок аварії і яка стала своєрідним бар'єром на шляху міграції радіонуклідів до інших водосховищ. Отже, згадані процеси стали основними чинниками самоочищення Дніпровської водної системи, завдяки чому  $^{137}\text{Cs}$ , що надходив у водосховища з поверхневим стоком, практично не досягав Чорного моря. При цьому основним радіонуклідом у водних масах водосховищ з часом став  $^{90}\text{Sr}$ , а в донних відкладеннях зі всіх чорнобильських радіонуклідів в даний час переважає  $^{137}\text{Cs}$ .



Саме внаслідок активних процесів седиментації лише незначна кількість  $^{137}\text{Cs}$ , надходить у водосховища нижньої течії Дніпра, а рівні забруднення, наприклад Каховського водосховища, в 2004-2005 рр. практично повернулися до доаварійних. З іншого боку, питома активність  $^{90}\text{Sr}$  зменшується вниз по каскаду водосховищ лише на 30–40%, в основному за рахунок розбавлення чистими водами приток Дніпра, досягаючи Чорного моря без істотного накопичення в донних відкладеннях.

Сумарна кількість атмосферних випадань  $^{137}\text{Cs}$  на акваторії Чорного і Азовського морів в результаті аварії оцінена величиною близько  $2,8 \cdot 10^{15}$  Бк, які майже подвоїли кількість  $^{137}\text{Cs}$ , що випав за рахунок глобальних випадань в результаті ядерних вибухів ( $3,1 \cdot 10^{15}$  Бк). За даними досліджень вітчизняних і міжнародних організацій, найбільші рівні забруднення вод моря спостерігалися на початку травня 1986 р. і знаходилися в широкому діапазоні 0,015–0,5 Бк/л. Але вже до осені 1986 р. динамічні процеси переміщення водних мас призвели до вирівнювання поля забруднення до 0,040–0,070 Бк/л. Через 15 років після аварії радіонуклідне забруднення моря стабілізувалися на рівні 0,020–0,035 Бк/л.

Аерозольне привнесення  $^{90}\text{Sr}$  з атмосферними опадами і винесення його в море річковим стоком збільшили кількість накопиченого радіонукліда після ядерних випробувань приблизно на 19% і оцінено на рівні  $1,76 \cdot 10^{15}$  Бк. В даний час кількість радіонуклідів в морі продовжує зменшуватися у зв'язку з їх фізичним розпадом і переходом радіоактивності в глибоководні зони.

Інтенсивному радіонуклідному забрудненню в результаті аварії піддалися водні організми. Найбільші активності спостерігали в гідробіонтах водних екосистем, розташованих в безпосередній близькості від зруйнованого реактора, а також на шляху формування основних слідів радіоактивних випадань. Якщо у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС забруднення риб  $^{137}\text{Cs}$  до аварії відзначали на рівні 3–40 Бк/кг, то у 1986–87 рр. активність радіонукліда зросла в десятки тисяч разів, досягаючи значень 40000–600000 Бк/кг. При цьому водойма-охолоджувач є системою з порівняно високим рівнем водообміну, завдяки якому вже в перші післяаварійні роки відбулося достатньо швидке зниження вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в рибі до рівня 2000–10000 Бк/кг. Проте, у зв'язку з величезною кількістю радіонуклідів, що знаходяться в донних відкладах водойми і їх міграцією по трофічних ланцюгах, такий істотний рівень  $^{137}\text{Cs}$  продовжує зберігатися в рибах до цього дня.

У травні 1986 р. загальна активність води водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС складала за одними даними  $1-5 \cdot 10^3$  Бк/л, за іншими – досягала  $10^5$  Бк/л і здебільшого визначалася  $^{131}\text{I}$  та деякими іншими короткоживучими радіонуклідами. У подальші місяці радіоактивність води значно зменшилася за рахунок розпаду і депонування радіонуклідів донними відкладеннями. У червні 1986 р. сумарна активність радіонуклідів у воді складала

1500–2000 Бк/л. У липні–серпні 1986 р. в донних відкладеннях водойми-охолоджувача було депоновано близько 96–99 % загальної активності  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ . Основний внесок в радіоактивність води в цей період вносили  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{134}\text{Cs}$ . Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у воді в цей період складала 300–800 Бк/л. З кінця листопада 1986 р. і впродовж всього 1987 р. рівень сумарної питомої активності води водойми-охолоджувача стабілізувався на рівні 150–200 Бк/л. Щільність забруднення донних відкладів водойми-охолоджувача ЧАЕС на початку 1990-х років рееструвалася в діапазоні  $1,3\text{--}35,3 \cdot 10^{12}$  Бк/км<sup>2</sup>. При цьому діапазон забруднення донних відкладень  $^{90}\text{Sr}$  коливався від  $1,48 \cdot 10^{10}$  до  $2,43 \cdot 10^{13}$  Бк/км<sup>2</sup>, а  $^{137}\text{Cs}$  – від  $0,4$  до  $28,4 \cdot 10^{12}$  Бк/км<sup>2</sup>.

Згідно з розрахунковими оцінками, потужність дози у-випромінювання від радіонуклідів, що містилися у воді водойми-охолоджувача ЧАЕС, досягла максимальних значень (2-3 мГр/добу) в перші дні після аварії. Найбільші рівні у-випромінювання від донних відкладень в цей період склали 0,1–0,2 Гр/добу. До осені 1986 р. радіоактивне забруднення дна в основному визначалося довгоживучими радіонуклідами, і надалі зниження дози від донних відкладень відбувалося дуже повільно.

У перші дні після аварії потужність дози зовнішнього опромінювання поблизу поверхні водних рослин перевищувала  $0,1$  Гр/сут, що в  $10^5$  разів вище за природний рівень. В цілому  $\gamma$ - випромінювання від водяних рослин в цей період зіставимо з дозами від донних відкладів і могло мати важливе значення у формуванні дози як безпосередньо рослин, так різних інших водних організмів і для риб-фітофілів і фітофагів. Через рік після аварії дози випромінювання від водяних рослин все ще перевищували природний рівень в тисячі разів. Найбільш високі дози внутрішнього опромінювання кишечника і м'язів риб. У 1987 р. потужність дози опромінювання кишечника карася і товстолобика досягла  $15$  мГр/добу. Помітно нижче рівні опромінювання покривних тканин, що сорбували радіонукліди безпосередньо з води.

Для «мирних» видів риб (короп, карась, укля та ін.) найбільш потужні дози внутрішнього опромінювання мали місце в 1986 р., досягаючи  $2\text{--}3$  мГр/добу, що в  $1000$  разів вище за доаварійний рівень. До 1988 р. відбулося помітне зниження опромінювання від інкорпорованих радіонуклідів практично для всіх видів «мирних» риб. Інша тенденція мала місце для хижих риб, для яких рівень внутрішнього опромінювання в 1987–88 рр. або не зменшився, або навіть зріс (для судака) в порівнянні з 1986 р., що пов'язане з вже згадуваним ефектом трофічних рівнів у накопиченні радіоцезію рибами.

Украй повільно відбуваються процеси самоочищення також в замкнутих водоймах зони відчуження ЧАЕС (озерах, старицях, затонах), де високий вміст радіонуклідів зберігається в усіх компонентах водних екосистем. Радіоекологічна ситуація тут в значній мірі погіршується також посиленням процесів мобілізації  $^{90}\text{Sr}$  в ґрунтах водозбірних територій, який переходить в ро-

зчинну форму і надходить у водойми. Це обумовлює більш інтенсивне накопичення радіонукліда гідробіонтами і істотне збільшення внутрішньої дози опромінення.

Забруднення гідробіонтів у водосховищах дніпровського каскаду після аварії на ЧАЕС відбувалося спочатку в результаті атмосферних випадень, а потім – в результаті змиву з водозбірних територій і надходження забруднених вод з р. Прип'ять та Київського водосховища, що піддалися найбільш інтенсивному радіонуклідному забрудненню. Через 22 дні після аварії вода з Прип'яті минула дамбу Київської ГЕС, через 5 місяців досягла дамби Кременчуцької ГЕС і майже через рік – Чорного моря.

Біоаккумуляція радіонуклідів чорнобильського походження в гідробіонтах Чорного моря була істотно нижча, ніж в прісноводних екосистемах, завдяки вищому вмісту конкуруючих іонів в солоній морській воді. Рівні накопичення радіонуклідів в молосках складала 1-2 Бк/кг для  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  та 1,6–2,5·10<sup>-3</sup> Бк/кг для  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ . Рівні забруднення чорноморської хамси впродовж 1999–2003 рр. не перевищували в різних районах узбережжя 1-3 Бк/кг для радіоцезію і 0,1–0,7 Бк/кг для радіостронцію. Біологічні ефекти радіонуклідного забруднення гідробіонтів Чорного моря не були виявлені.

Аварія на Чорнобильській АЕС призвела до інтенсивного радіонуклідного забруднення низки озер Білорусії та Росії, а також озер Скандинавії та Західної Європи, розташованих на значній відстані від джерела аварійного викиду. Більш ніж в сорока озерах Швеції в 1986–87 рр. питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в рибі в середньому складала 7,4 кБк/кг і була значно вище за допустимий рівень, прийнятий в цій країні (1,5 кБк/кг). Максимальні значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  досягали 130 кБк/кг. Високі рівні забруднення риби продовжували тут спостерігатися і в 1990–94 рр. У озерах Фінляндії в 1986–87 рр. питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в рибі складала в середньому 1,3 кБк/кг, досягаючи 33 кБк/кг. У Німеччині в 1986–87 рр. рівні забруднення озерної риби  $^{137}\text{Cs}$  досягали 1–9 кБк/кг.

Радіоактивне забруднення природного середовища в результаті аварії призвело також до значного збільшення радіаційного фону, накопичення радіонуклідів біотою і, відповідно, дозових навантажень на водні організми, в першу чергу, в межах зони відчуження. З перших днів після аварії і до тепер однією з головних була і залишається проблема оцінки порушень у біосистемах унаслідок інтенсивного радіонуклідного забруднення, яке в зоні відчуження згодом набуло хронічного характеру. Проте встановлення прямої залежності біологічних ефектів від дії іонізуючого випромінювання в природних умовах пов'язане із значними труднощами. Нерівномірність розподілу радіоактивних речовин у наземних і водних екосистемах, неоднакова дія різних типів випромінювання на біосистеми різних рівнів організації, широкий спектр радіочутливості та механізмів відновлення організмів, які є відмінни-

ми за систематичним положенням, а також модифікуючий вплив різноманітних природних і антропогенних чинників – далеко не повний перелік діючих процесів і чинників, що впливають на особливості проявів радіобіологічних ефектів у живих організмів.

Протягом років, що минули після аварії, науковці різних установ і країн провели багато досліджень, спрямованих на вивчення медико-біологічних наслідків аварії. Цілком зрозуміло, що основним об'єктом таких досліджень була людина. Значно меншої уваги радіобіологи і радіоекологи приділяли представникам тваринного і рослинного світу, зокрема водним організмам, які є переважно менш радіочутливими. Гідробіонти зони відчуження, що живуть у різноманітних умовах формування дозових навантажень, як і раніше залишаються недостатньо вивченим об'єктом.

Проте існує ряд досліджень, виконаних на білому товстолобику у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС, які були узагальнені у роботі І.М. Рябова (2004). Вивчали риб, що вижили після аварії у рибницьких садках і до 1989 р. отримали дозу 7–8 Гр, а до 1993 р. – 10–11 Гр. Було зареєстровано збільшення числа риб з аномаліями відтворювальної системи, які виражалися в появі стерильних особин, зміні морфології гонад (аномальні форми, асиметрія) і деградації частини статевих клітин в кількості, що значно перевищує нормальний рівень. У водоймі-охолоджувачі також зареєстровані морфологічні відхилення в грудних плавцях молоді судака звичайного покоління 1986 р., у яких рівень так званої флуктуючої асиметрії променів майже в 30 разів був вище, ніж у риб з контрольних водойм. Було також зареєстровано підвищений рівень аберацій хромосом у клітинах молоді білого товстолобика наступних генерацій.

В.Г. Цицугіна і Г.Г. Полікарпов у серії публікацій наводять результати досліджень, що виконували протягом 10 років з 1987 р. у водоймах зони відчуження ЧАЕС. Вивчали частоту аберацій хромосом у клітках ракоподібних, риб та деяких дрібних водних безхребетних. Найбільш висока частота хромосомних аберацій відмічена у гідробіонтів в межах ближньої (10-кілометрової) зони відчуження у водоймах, де потужність поглиненої дози в періоди відбору проб складала 0,24 мГр/добу. При цьому рівень ушкоджень хромосом перевищував нормальний в 4–5 разів. Звертає на себе увагу той факт, що висока частота хромосомних аберацій в клітках гідробіонтів зони відчуження ЧАЕС зберігалася протягом усього періоду досліджень.

Дослідження цитогенетичних порушень в ембріональних клітинах прісноводного молюска ставковика звичайного у найбільш забруднених озерах зони відчуження, де потужність поглинутої дози опромінення сягала 1,2–3,4 Гр/рік, свідчать про підвищений рівень аберацій хромосом у цих молюсків порівняно з молюсками умовно «чистих» водойм. За період досліджень найбільша частота хромосомних аберацій зареєстрована для безхребетних з

оз. Глибокого, у клітинах яких значення цього показника у 2001 р. сягало 27%, що більш ніж у 10 разів перевищує нормальний рівень для водних організмів. Середні значення частоти аберацій для моллюсків із найбільш забруднених озер зони відчуження становили 18–23%. Ембріони моллюсків у річках в межах зони відчуження характеризувалися порівняно невисоким середнім рівнем абераційних клітин, який становив відповідно 2,5 і 3,5%. Для моллюсків умовно «чистих» озер цей показник становив у середньому 1,5% із максимальними значеннями близько 2,5%.

Частота аберацій хромосом у клітинах меристематичних тканин коренів вищих водних рослин з найбільш забруднених озер зони відчуження у 2007 р. становила приблизно 7–17%. У рослинах річок Уж і Прип'ять цей показник дорівнював у середньому 3,5–5,0%, а в умовно «чистому» оз. Голосіївському становив у середньому 1,9%.

У водоймах із підвищеним рівнем радіонуклідного забруднення (озерах Красненської заплави р. Прип'яті) відзначається високий ступінь ураження деяких вищих водних рослин галоутворювальними членистоногими, зокрема кліщами, а також паразитичними грибами. Особливо високий відсоток ураження рослин спостерігали в озерах, що знаходяться в межах ділянки, з найбільшою щільністю радіонуклідного забруднення. Тому припускається, що ймовірною причиною масового ураження рослин може бути зниження їх паразитарної стійкості за умов хронічного радіаційного впливу.

Отже територія Чорнобильської зони відчуження залишається відкритим джерелом радіонуклідного забруднення зі складною структурою розподілу і динамікою трансформації фізико-хімічних форм, що впливають на міграцію і концентрування радіонуклідів компонентами водних екосистем. При цьому основні проблеми радіаційної безпеки зони відчуження пов'язані насамперед зі зливом радіоактивних речовин із поверхневим стоком у річкові системи, винесенням їх за межі зони відчуження й участю у формуванні якості води Дніпра та його водосховищ. Особливого значення також набули проблеми хронічного впливу різних рівнів іонізуючого випромінювання на живі організми зони відчуження, зокрема на представників водних екосистем.

Процеси автореабілітації замкнених водойм зони відчуження відбуваються вкрай повільно, внаслідок чого екосистеми більшості озер, стариць, затонів і дотепер характеризуються високим рівнем радіонуклідного забруднення. У водних організмів, які перебувають у водоймах зони відчуження, зареєстровано численні ефекти, які свідчать про ураження біологічних систем на різних рівнях організації. Подальше вивчення цих ефектів є важливим складником комплексу заходів, пов'язаних із прогнозуванням і мінімізацією наслідків аварії на ЧАЕС для біоти.

### Контрольні запитання

1. Джерела і шляхи надходження природних радіонуклідів і радіонуклідів техногенного походження у водойми.
2. Яка роль морів та океанів у радіонуклідних забрудненнях Землі?
3. Які особливості розподілу і перерозподілу радіонуклідів у морях?
4. Назвіть типові значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів у морській біоті.
5. Як і чому розподіляються радіонукліди за глибиною моря?
6. Які особливості розподілу радіонуклідів у різних зонах морської екосистеми?
7. Поняття коефіцієнту накопичення радіонукліду у водній екосистемі.
8. Особливості розподілу радіонуклідів по основних компонентах водної екосистеми.
9. Вплив гідрологічних чинників на розподіл радіонуклідів у водних екосистемах різного типу.
10. Роль твердого стоку в розсіюванні та міграції радіонуклідів в річкових екосистемах.
11. Вплив гідрохімічних чинників на розподіл радіонуклідів між основними компонентами водної екосистеми.
12. Роль донних відкладів при розподілі радіонуклідів у водоймі.
13. Поняття ізотопних і неізотопних носіїв та їх вплив на накопичення радіонуклідів компонентами водної екосистеми.
14. Основні фізичні фактори водного середовища та їх вплив на накопичення радіонуклідів компонентами водної екосистеми.
15. Лужно-кислотні умови водного середовища як фактор впливу на накопичення радіонуклідів водними організмами.
16. Накопичення радіонуклідів різними групами водних організмів.
17. Особливості накопичення радіонуклідів рибами.
18. Формування дозових навантажень на водні організми та ефекти опромінення іонізуючою радіацією.

### Літературні джерела за темою

1. Абаян А.А. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ Атомэнергия / А.А. Абаян, В.Г. Асманов, А.К. Гуськова – М. : Атомиздат, 1986. Т. 61, вип. 3.
2. Двадцять років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України / За ред. В.І. Балогі. – К.: Атіка, 2006. – 224 с.
3. Кіцно В.О. Основи радіобіології та радіоекології. Навчальний посібник / В.О. Кіцно, С.В. Поліщук, І.М. Гудков – К. : Хай-Тек Прес, 2007. – 320 с.

4. Перцов Л.А. Природная радиоактивность биосферы. – М.: Атомиздат, 1964. – 315 с.
5. Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. – М.: Атомиздат, 1964. – 296 с.
6. Поликарпов Г.Г., Егоров В. Н. Динамическая морская радиохемозкология. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 176 с.
7. Радіоекологічні проблеми водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС / Д. Гудков, М. Кузьменко, С. Кіреєв // Вісник НАН України. – 2008. – № 4. – С.44 – 55.
8. Сироткин А.Н., Ильязов Р.Г. Радиоэкология сельскохозяйственных животных. – Казань: ФЭн, 2000. – 382 с.

## 8. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ В АГРОЦЕНОЗАХ

Із численних аспектів радіоекології агроценозів особливий інтерес становлять три: надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини, радіоекологія зрошуваного землеробства, а також сільськогосподарських тварин. Ознайомлення з цими проблемами радіоекології агроценозів важливе для розуміння можливої небезпеки для людини, зумовленої використанням у сільському господарстві забруднених радіонуклідами територій.

### 8.1. Надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини

Основним компонентом агроєкосистем є ґрунт. Шляхи надходження радіонуклідів у рослинні агроценози такі самі, як і для інших наземних екосистем: осадження радіонуклідів з атмосфери на рослинність і потім на ґрунт; поверхневий вітровий і/або водний твердий і рідкий стік часточок і аерозолів, що містять радіонукліди. Після осадження на трав'яну рослинність радіонукліди швидко змиваються опадами і здуваються вітром. Середній час видалення з трав'яних рослин 50 % радіонуклідів становить від 1 до 4–5 тижнів залежно від виду випадань, типу і біомаси рослинного покриву, метеорологічних умов.

У разі осадження радіонуклідів на поверхню рослин починає діяти механізм позакореневого надходження радіонуклідів у рослини. Розчинні радіонукліди фіксуються на поверхні рослин, потім адсорбуються і проникають усередину листків через кутикулу. Подальше просування радіонуклідів у рослинах визначається як фізико-хімічними їх властивостями, так і біологічними особливостями певних видів рослин.

Для деяких радіонуклідів (особливо газоподібних, як  $^{131}\text{I}$ ) позакореневий шлях надходження в рослини є основним.

Як зазначалося вище, коефіцієнт затримування радіонуклідів листям визначається за рівнянням

$$K_s = C \cdot P / m,$$

де  $C$  – активність радіонукліда в біомасі, Бк (Ки)/кг;  $P$  – урожай біомаси на одиницю площі в момент випадань, кг/м<sup>2</sup>;  $m$  – поверхнева активність (щільність випадань) радіонуклідів, Бк(Ки)/км<sup>2</sup>.

Для прогнозу активності радіонуклідів у біомасі рослин при осадженні й позакореновому надходженні важливо знати час, протягом якого відбувається видалення радіонуклідів із листя рослин (табл. 8.1). При цьому виділяють дві фракції радіонуклідів:

- а) слабкофіксовану, що втрачається дуже швидко ( $T_1$ );
- б) міцнофіксовану, що видаляється повільно ( $T_2$ ).



Для цілої низки основних культур і радіонуклідів значення  $T_1$  і  $T_2$  є близькими й у середньому становлять відповідно 3,8 і 47 діб. За цими даними можна визначити ефективний час напіввтрата радіонуклідів:

$$T_{\text{ef}} = (T_1 + T_2) / 2$$

На підставі цих даних було запропоновано прості формули для оцінки рівнів забруднення врожаю за різної поверхневої активності (щільності випадань) радіонуклідів.

1. Формула для разових випадань:

$$C_t = m/P \cdot K_3 \exp(-t/T_{\text{ef}}),$$

де  $C_t$  – питома активність радіонукліда у рослині, Бк(Кі)/кг, до моменту збирання врожаю –  $t$ ;  $m$  – поверхнева активність (щільність випадань) радіонуклідів, Бк(Кі)/км<sup>2</sup>;  $P$  – запас біомаси на одиниці площі, кг/км<sup>2</sup>;  $K_3$  – коефіцієнт затримання радіонуклідів,  $T_{\text{ef}}$  – ефективний час напіввтрата радіонуклідів.

2. Формула для постійних (хронічних) випадань:

$$C_t = \int d/P \cdot K_3 \exp(-T_{\text{ef}}/t) dt,$$

де  $d$  – інтенсивність випадань в умовах хронічного режиму.

Таблиця 8.1. Середня тривалість періоду напіввтрата слабо- і міцнофіксованих фракцій радіонуклідів при забрудненні посівів їх водорозчинними сполуками [1]

Культура	Період напіввтрата обох фракцій радіонуклідів ( $T_1 + T_2$ ), діб				
	<sup>90</sup> Sr	<sup>106</sup> Ru	<sup>137</sup> Cs	<sup>140</sup> Ba	<sup>144</sup> Ce
Пшениця	6/67	1,5/20	4,1/35	6/25	4,9/60
Ячмінь	3,2/37	-	3,6/45	-	-/15
Картопля	3,2/67	/74	47/-	-/100	-/65
Кукурудза	2,1/8,3	-	-	-	-
Буряк	1,7/38	-	1,1/44	-	-
Огірки	1,4/14	-	1,8/50	-	-/1
Капуста	1,1/17	-	1,7/55	-	4,3/60

Існують також механізми позакореневого надходження радіонуклідів у біомасу рослин унаслідок вторинного вітрового підймання. Не вдаючись до подробиць цього процесу, що залежить від властивостей повітряних потоків, підстильної поверхні ландшафту і ґрунту, можна зазначити, що частка вторинного повітряного забруднення у випадку глобальних випадань становить 1–2 % загального забруднення радіонуклідами біомаси рослин. На природних травостоях він може досягати 47 % у напівпустельній зоні й до 11 % в інших кліматичних і ґрунтових зонах.

Особливо складним і різноманітним за результатами є кореневий шлях надходження радіонуклідів.

Основними чинниками, що визначають кореневе надходження радіонуклідів у рослини, є властивості ґрунту і активність у них радіонуклідів. Вплив інших чинників, а саме концентрації стабільних аналогів радіонуклідів у ґрунті, вмісту гумусу тощо, розглянуто вище. Найважливішими показниками звичайно є тип ґрунту і вид рослин. Тому узагальнені таблиці коефіцієнтів накопичення (переходу) радіонуклідів для різних видів сільськогосподарських рослин розділено за основними типами ґрунтів.

Подані в табл. 8.2 і 8.3 коефіцієнти накопичення є усередненими за багатьма параметрами. Наведені в літературі значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів варіюють і порівняно з усередненими значеннями можуть бути більшими у 10 разів. Тому доцільно використовувати ці таблиці для оцінки зменшення радіонуклідного забруднення сільськогосподарської рослинності лише на великих територіях.

Таблиця 8.2. Усереднені коефіцієнти накопичення\*  $^{137}\text{Cs}$  у біомасі різних видів сільськогосподарських рослин [1]

Тип ґрунту	Коефіцієнт накопичення $^{137}\text{Cs}$ у рослинах				
	Картопля	Цукровий буряк	Овочі	Зернові культури	Кукурудза на зерно
Дерново-підзолистий					
- піщаний	0,6	0,23	0,7	0,1	0,5
- супіщаний	0,6	0,17	0,5	0,6	0,5
- суглинистий	0,08	0,07	0,11	0,16	0,07
Сірий лісовий					
- супіщаний	0,2	0,03	0,03	0,04	0,02
- середньосуглинистий	0,02	0,03	0,03	0,04	0,02
Чорнозем					
- легкосуглинистий	0,08	0,05	0,28	0,09	0,21
- суглинистий	0,03	0,8	0,12	0,08	0,07
- середньосуглинистий	0,03	0,9	0,14	0,05	0,1 !
- важкосуглинистий	0,01	0,02	0,14	0,05	0,08
- супіщаний	0,5	0,15	0,2	0,2	0,2

\* $K_H$  — співвідношення питомої активності радіонукліда, Бк/кг, біомаси і ґрунту.

Якщо йдеться про певне поле чи полігон, то потрібно використовувати реальні значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів для цього поля, що

відповідають його особливостям, а також виду і сорту вирощуваних на ньому рослин. Встановлено, що коефіцієнт накопичення для рослин на полігонах 30-кілометрової зони ЧАЕС залежить від культури, яка є попередником у сівозміні. Вказано також на обернену залежність коефіцієнту переходу від рівня забруднення ґрунту. Пояснюється це тим, що за високого рівня питомої активності радіонуклідів у ґрунті ( $3,7 \cdot 10^4$  Бк/кг, або  $10^{-6}$  Кі/кг, і вище) значну частку його становлять «гарячі» частинки, через наявність яких переважна кількість радіонуклідів перебуває в нерозчинній малорухливій формі і тому мало накопичується в рослинах.

Таблиця 8.3. Усереднені коефіцієнти накопичення\*  $^{90}\text{Sr}$  у біомасі різних видів сільськогосподарських рослин [1]

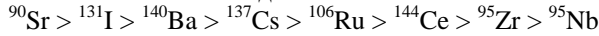
Тип ґрунту	Коефіцієнт накопичення $^{90}\text{Sr}$ у рослинах							
	Пшениця, зерно	Картопля, бульби	Буряк столовий	Капуста	Огірки	Томати	Конюшина сіно	Тимофійка, сіно
Дерново-підзолистий								
- супіщаний	0,7	0,35	1,2	0,9	0,35	0,14	20	7
- легкосуглинистий	0,35	0,17	0,58	0,5	0,17	0,07	11	3,5
- середньосуглинистий	0,2	0,1	0,34	0,22	0,12	0,04	6	2
- важкосуглинистий	0,12	0,06	0,2	0,16	0,08	0,02	4	-
Чорнозем	0,06	0,03	0,1	0,07	0,04	0,01	2	0,6

\* $K_H$  — співвідношення питомої активності радіонукліда, Бк/кг, біомаси і ґрунту.

Коефіцієнт накопичення  $^{90}\text{Sr}$  у різних сільськогосподарських рослинах варіює і для вивчених сортів зернових і бобових культур може бути більшим від усереднених у 80 разів, а для коренеплодів і овочевих культур – у 350 разів. Накопичення  $^{137}\text{Cs}$  приблизно у 20 разів менше, ніж  $^{90}\text{Sr}$ . Проте за деяких біогеохімічних умов (легкі торфовища Полісся України, наприклад у Рівненській області) надходження  $^{137}\text{Cs}$  є вищим, ніж  $^{90}\text{Sr}$ .

Отже, засвоєння радіонуклідів із ґрунту рослинами у процесі їх мінерального живлення залежить насамперед від рухливості (розчинності) радіонуклідів, що визначається їх фізико-хімічною природою, агрохімічними властивостями ґрунтів, а також біологічними особливостями рослин та умовами їх вирощування.

Ми розглянули особливості накопичення найважливіших радіонуклідів –  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Інші радіонукліди надходять у рослини в невеликій кількості через значну сорбцію в ґрунтах. За здатністю засвоюватися рослинами радіонукліди можна розмістити в такій послідовності:



Особливо слабо накопичуються в рослинах трансуранові елементи.

## 8.2. Радіоекологія зрошуваного землеробства

Для зрошення може бути використана забруднена радіонуклідами вода, і/або зрошенню можуть піддаватися поля з радіонуклідним забрудненням ґрунтів. Ці обставини зумовлюють певні особливості радіоекологічних процесів.

Використовують два основних способи зрошення – дощування (краплинний метод) і полив у борозни. У разі поливу дощуванням у рослини переходять дози радіонуклідів у 10 разів більш, ніж унаслідок поливу в борозни. Це пов'язано насамперед із тим, що в першому випадку різко збільшується позакореневе надходження радіонуклідів у рослини (табл. 8.4).

Таблиця 8.4. Коефіцієнти переходу\* радіонуклідів у зернові й кормові культури при різних способах зрошення [1]

Культура	Коефіцієнт переходу радіонуклідів											
	$^{60}\text{Co}$		$^{65}\text{Zn}$		$^{90}\text{Sr}$		$^{106}\text{Ru}$		$^{137}\text{Cs}$		$^{144}\text{Ce}$	
	Дозування	Полив у борозни	Дозування	Полив у борозни	Дозування	Полив у борозни	Дозування	Полив у борозни	Дозування	Полив у борозни	Дозування	Полив у борозни
Кукурудза:												
вегетативна маса	84	1,3	234	29	10	1,8	20	0,7	33	0,7	50	0,9
зерно	5	0,03	81	14	0,2	0,3	0,07	0,004	1,3	0,2	0,05	0,04
Пшениця озима:												
солома	–	–	–	–	20	5,2	–	–	57	2,5	60	0,5
зерно	–	–	–	–	1,2	1,8	–	–	7	0,2	5	0,031
Люцерна	177	10	374	61	33	15	52	7	79	12	254	12

\* $K_n$  – співвідношення питомої активності радіонуклідів у біомасі, Бк/кг, і поверхневої активності їх на площі поливу (кБк/км<sup>2</sup>).

За багаторазового поливу значущість ґрунтового і водного шляхів надходження радіонуклідів вирівнюється через 2–6 років поливу залежно від типу ґрунту, радіонукліда і виду рослин. Для  $^{90}\text{Sr}$  це вирівнювання відбувається досить швидко, а для  $^{137}\text{Cs}$  частка ґрунтового шляху надходження довго залишається меншою, ніж із поливної води.

Таблиця 8.5. Усереднені коефіцієнти накопичення\*  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у сільськогосподарській продукції в зоні зрошення дощуванням [1]

Вид продукції	Коефіцієнт накопичення радіонуклідів	
	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
Зерно	0,12	0,9
Молоко	0,43	10
М'ясо	0,026	18
Зелені овочі	2,5	8
Капуста	0,23	1Д
Томати	8,5	18,5
Огірки	4,2	13
Картопля	2	8
Коренеплоди (буряк, морква)	6	17,7
Рис	0,11	2

\* $K_n$  — співвідношення питомої активності радіонуклідів, Бк/кг, і об'ємної активності їх у поливній воді (Бк/л).

Особливо значним є вплив поливу па забруднення ґрунту, на якому впрошують рис. Якщо для інших рослин норма поливу за сезон не перевищує 4000–6000 м<sup>3</sup>/га, то для рису вона становить 15000–20000 м<sup>3</sup>/га, що і призводить до особливо високої небезпеки радіонуклідного забруднення рисових чеків. Проте істотного накопичення радіонуклідів у зерні рису при цьому не відбувається.

У табл. 8.5 наведено усереднені коефіцієнти переходу радіонуклідів для сільськогосподарської продукції в зоні зрошення дощуванням.

Знання коефіцієнтів переходу радіонуклідів особливо важливе для території України. У низинах Дніпра величезні території зрошуються водами Дніпровських водосховищ, що містять радіонукліди. Встановлено, що за несприятливих умов стоку радіонуклідів унаслідок наводків у каскад водосховищ у зоні зрошення може додатково формуватися близько  $0,6 \cdot 10^4$  люд.Зв ( $0,6 \cdot 10^6$  люд.бер) колективної еквівалентної дози випромінювання (для населення України). Це зумовлює збільшення на 30 % середньорічної колективної дози, сформованої у період після Чорнобильської аварії, внаслідок чого вона становить  $2 \cdot 10^5$  люд.Зв ( $2 \cdot 10^7$  люд.бер).

Багато проблем радіоекології зрошуваного землеробства ще не знайшли свого вирішення. Зокрема, встановлено, що в разі поливу забруднених ґрунтів навіть чистою водою можна очікувати збільшення кореневого надходження радіонуклідів у біомасу рослин до 1,5–2 рази. Ці та багато інших аспектів радіоекології зрошуваного землеробства потребують ретельного дослідження.

### 8.3. Радіоекологія сільськогосподарських тварин

Радіонуклідне забруднення м'яса і молока сільськогосподарських тварин є основним джерелом опромінення населення забруднених районів. Радіонукліди надходять в організм тварин трьома шляхами: 1) через травний канал із кормами; 2) повітряним під час дихання; 3) через шкіру. Стосовно радіонуклідного забруднення молока і м'яса має значення тільки перший шлях. Усмоктування радіонуклідів у травному каналі тварин відбувається досить швидко. У табл. 8.6 наведено ступені всмоктування радіонуклідів для тварин *різного віку*.

Таблиця 8.6. Ступінь усмоктування радіонуклідів у травному каналі різних тварин при разовому надходженні залежно від їх віку [1]

Вид тварин	Вік тварин, діб	Ступінь усмоктування і радіонуклідів, %*
	<b><sup>59</sup>Fe</b>	
Велика рогата худоба	30	26,5
	1825	4,2
Свині	30	66
	730	21,4
	<b><sup>60</sup>Co</b>	
Свині	60	68
	730	2,8
	<b><sup>90</sup>Sr</b>	
Велика рогата худоба	2	95
	540	6,4
Вівці	3	100
	730	4,4
Кози	15	92,5
	390	5,9
Свині	15	90,5
	540	18,5
Кури	20	50
	90	20

	<sup>95</sup> Nb	
Вівці	1	34,5
	120	0,08
Свині	1	41,7
	60	0,54
	<sup>106</sup> Ru	
Свині	20	2
	220	1,1
	<sup>137</sup> Cs	
Велика рогата худоба	90	93
	780	59,6
Вівці	30	90
	2920	56,5
Кози	10	95
	90	54,5
Свині	5	100
	210	70,3

\* Частка загальної кількості радіонуклідів, що потрапили в організм при разовому надходженні.

Після надходження радіонуклідів у організм тварини відбувається їх розподіл в органах і тканинах. Важливо знати, яка частка активності радіонуклідів надходить у м'ясо (м'язи) тварин, використовуване для харчування людини. Показники розподілу радіонуклідів в організмах різних тварин наведено в табл. 8.7.

Із табл. 8.7 зрозуміло, що у великої рогатої худоби <sup>90</sup>Sr зосереджується переважно в скелеті, <sup>137</sup>Cs майже рівномірно розподіляється в усьому організмі, <sup>131</sup>I – у щитоподібній залозі, а <sup>144</sup>Ce в організмі практично не накопичується в істотних кількостях.

У разі тривалого надходження радіонуклідів в організм тварин із кормами важливо знати коефіцієнт накопичення їх відносно кількості у кормах (табл. 8.8). Простежуються значні коефіцієнти переходу <sup>90</sup>Sr у кістки тварин, а <sup>137</sup>Cs – у м'язові тканини. Спостереження за переходом радіонуклідів у молоко тварин довели, що помітне надходження їх можна зареєструвати вже через кілька діб після початку потрапляння в організм тварини із кормами (табл. 8.8). Надходження <sup>90</sup>Sr у молоко досягає 0,1 %, а <sup>137</sup>Cs – 1 % тієї кількості, що вводиться в організм тварин із кормами (табл. 8.9).

Таким чином, радіонукліди, що випали на територію, надходять в організм людини за ланцюжком ґрунт – кормові трави – м'ясо і молоко. Принаймні близько 15 % радіонуклідів, що потрапляють на пасовища, можуть надходити в

раціон людини. Якою мірою ці радіонукліди можуть формувати поглинену дозу при внутрішньому випромінюванні, залежить від їх природи і режиму харчування. Проте можна зазначити, що в разі поверхневої активності радіонуклідів на забрудненій території до  $3,7 \cdot 10^{10}$  Бк/км<sup>2</sup> (1 Кі/км<sup>2</sup>) ця доза буде порівнянною з еквівалентною дозою зовнішнього випромінювання і в сумі становитиме 0,01–0,02 Зв/рік (1–2 бер/рік).

Таблиця 8.7. Розподіл радіонуклідів у організмі різних тварин [1]

Вид тварин	Кількість радіонуклідів у органах (тканинах), %*							
	М'язи	Скелет	Печінка	Легені	Серце	Нирки	Селезінка	Щитоподібна залоза
<b><sup>90</sup>Sr</b>								
Велика рогата худоба	0,001	0,06	0,002	0,005	0,002	0,01	0,002	-
Вівці	0,02	1,04	0,05	0,09	0,05	0,09	0,04	-
Кози	0,17	3,85	0,01	0,02	0,002	0,002	0,001	-
Свині	0,007	0,66	0,02	0,04	0,02	0,03	0,02	-
Кури	3	36	8	1	-	-	-	-
<b><sup>131</sup>I</b>								
Велика рогата худоба	0,06	0,007	0,015	0,003	0,0003	0,003	0,0002	0,89
Вівці	1,7	0,4	6,5			14,6	-	0,3
<b><sup>137</sup>Cs</b>								
Велика рогата худоба	0,06	0,03	0,87	0,46	1,1	1,4	0,31	-
Вівці	0,9	0,4	2,6	1,2	-	4,1	-	-
Свині	1,6	0,12	0,82	0,66	1,27	1,32	-	-
Кури	30	7	39	34	82	84	77	-
<b><sup>144</sup>Ce</b>								
Велика рогата худоба	0,00001	0,0001	0,003	-	-	-	-	-
Вівці	0,007	0,03	-	-	0,002	-	-	-
Свині	0,2	0,6	0,1	0,2	0,1	0,3	-	-

\* Частка загальної кількості радіонуклідів, що надійшли в організм тварини, на 1 кг маси її тіла.



Особливу проблему щодо забруднення молока становлять кислі торфовища Полісся України і Білорусі. Особливість цих ґрунтів така, що за рівня поверхневої активності радіонуклідів не вище ніж  $(18,5-25,9) \cdot 10^{10}$  Бк/км<sup>2</sup> (5–7 Кі/км<sup>2</sup>) рівень активності радіонуклідів у молоці корів, яких випасають па торфовищах, досягає 500–2000 Бк/л. У цьому випадку потужність еквівалентної дози випромінювання тільки внаслідок уживання молока може досягати 0,005–0,01 Зв/рік (0,5–1 бер/рік). Це значно вище за фонову потужність еквівалентної дози внаслідок зовнішнього опромінення, яка становить близько 0,001–0,003 Зв (0,1–0,3 бер/рік).

Таблиця 8.8. Коефіцієнт накопичення радіонуклідів в організмі сільськогосподарських тварин за постійного надходження [1]

Вид тварин	Коефіцієнт накопичення радіонуклідів в органах (тканинах)			
	Кістки		М'язи	
	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs
Велика рогата худоба	74 – 108	0,92	0,03 – 0,08	22,8
Вівці	35,7	0,4	0,02 – 0,05	17,2
Кози	30	0,7	0,04	15
Спині	33	0,17	0,05	0,58

Таблиця 8.9. Виділення радіонуклідів з організму корів і кіз із молоком після одноразового надходження з кормами [1]

Радіонуклід	Тривалість надходження у молоко, діб		Кількість радіонуклідів, що виділяються з молоком, %*	
	у корів	у кіз	у корів	у кіз
Sr	8	12	1,94	1
Ru	60	-	0,02	-
I	6	7	3,21	40
Cs	7	3,5	13	6
Ba	8	-	0,56	-
Ce	30	-	0,01	-

\* Відсоток загальної кількості радіонуклідів, що надійшли в організм тварини з кормами.

Таблиця 8.10. Коефіцієнт переходу  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  із добового раціону тварин\* (у середньому 100 кг) у продукти тваринництва [1]

Продукт	Коефіцієнт переходу	
	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
Молоко коров'яче	0,1	1
М'ясо:		
яловиче	0,06	4
свиняче	0,3	15
бараняче	0,1	15
кураче (на 1 кг кормів)	0,4	50

\* Відсоток добового надходження радіонуклідів в організм тварин із раціоном на 1 л (кг) продукту.

Аналіз коефіцієнтів переходу радіонуклідів із ґрунту й води при поливі в зрошуваному землеробстві для різних культур сільськогосподарських рослин, а також із кормів у організм сільськогосподарських тварин або в сільськогосподарську продукцію (у тому числі в молоко і м'ясо корів) свідчить, що загалом їх значення менше (іноді істотно) за одиницю. Таким чином, унаслідок використання сільськогосподарської продукції людина поглинає із зовнішнього середовища відносно меншу кількість радіонуклідів, ніж їх випадає на місцевість. Тому можна вважати, що в середньому сумарна еквівалентна доза випромінювання від інкорпорованих радіонуклідів у разі проживання в забруднених радіонуклідами районах з рівнем поверхневої активності  $3,7 \cdot 10^{10}$  Бк/км<sup>2</sup> (1 Кі/км<sup>2</sup>) однакова з еквівалентною дозою зовнішнього випромінювання.

### Контрольні запитання

1. Які шляхи надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини?
2. Що таке ефективний час напіввтрат радіонуклідів у рослинах?
3. За якими формулами можна оцінювати рівні забруднення рослин унаслідок одноразових і постійних випадань радіонуклідів?
4. Що таке кореневий і позакореневий шляхи надходження радіонуклідів до рослин?
5. Який діапазон значень  $K$  різних радіонуклідів для рослин?
6. Від чого найбільше залежить рівень забруднення рослин радіонуклідами?
7. Які основні закономірності накопичення радіонуклідів у рослинах?

8. У чому полягають особливості радіоекології зрошуваного землеробства?

9. Чому нормативи допустимих рівнів забруднення зрошувальної води нижчі, ніж для питної?

10. Які шляхи надходження радіонуклідів у організм сільськогосподарських тварин?

11. Які значення мають коефіцієнти переходу радіонуклідів цезію та стронцію у продукти тваринництва?

12. Які контрзаходи найефективніші у рослинництві?

13. Які контрзаходи найефективніші у тваринництві?

14. У чому полягає значення сільськогосподарської радіоекології для радіоекології людини?

15. Що такс стабільні носії для сільськогосподарської продукції?

16. Що такс біогенні та абіогенні радіонукліди?

17. Чому  $^{90}\text{Sr}$  накопичується в рослинах значно більшою мірою, ніж  $^{137}\text{Cs}$ ?

18. Які шляхи надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини?

19. Чому важливо знати динаміку накопичення радіонуклідів у сільськогосподарські рослини?

#### Літературні джерела за темою

1. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лоцилов, О.Ф. Немец, В.А. Поярков. – К.: Урожай, 1991. – 472 с.

2. Алексахин Р.М. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев – М. : Колос, 1992. – 400 с.

3. Анненков Б.Н. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.Н. Анненков, Е.В. Юдинцева – М. : Агропромиздат, 1991. – 287 с.

4. Гудков И.Н. Основы общей и сельскохозяйственной радиобиологии / И.Н. Гудков – К. : УСХА, 1991. – 326 с.

5. Гудков І.М., Віннічук М.М. Сільськогосподарська радіобіологія. – Житомир: Вид-во ДАУ, 2003. – 472 с.

6. Давиденко В.М. Радіобіологія: [навчальний посібник] /В.М. Давиденко. – Миколаїв : МДАУ, 2008. – 241 с.

7. Кіцно В.О. Основы радиобиологии та радіоекології. Навчальний посібник / В.О. Кіцно, С.В. Поліщук, І.М. Гудков – К. : Хай-Тек Прес, 2007. – 320 с.

8. Кравець О.П. Радіологічні наслідки радіонуклідного забруднення агроценозів. – К.: Логос, 2008. – 240 с.

9. Лурье А.А. Сельскохозяйственная радиология и радиоэкология. – М.: МСХА им. К.А. Тимирязева, 2007. – 227 с.

## 9. ВПЛИВ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ НА ЛІСОВІ ЕКОСИСТЕМИ

Відомо, що лісові екосистеми дуже уразливі іонізуючим випромінюванням. Це відбувається тому, що листя та глиця затримують радіонукліди, які випадають із дощами, крім того, радіоактивний  $^{14}\text{C}$  і тритій поглинаються з повітря в процесі фотосинтезу. В листяних і мішаних лісах радіоактивне забруднення дерев дещо знижується – в осінній період, коли листя опадає, більшість радіонуклідів потрапляють на ґрунт і концентруються в опалому листі й тонкому верхньому шарі ґрунту. Шпилькові ліси утримують радіонукліди довше і надходження радіонуклідів до лісової підстилки та верхніх шарів ґрунту уповільнене.

Природна міграція радіонуклідів у ґрунтах залежить від їх типу, а швидкість, з якою вони пересуваються в ґрунті, може становити кілька сантиметрів у рік. Багаті ґрунти поглинають радіонукліди досить легко й утримують їх протягом тривалого часу. У водних екосистемах вони поступово осідають на дно озер і водойм.

Незалежно від типу екосистеми радіоактивне забруднення з тією чи іншою швидкістю поширюється, що призводить до міграції радіонуклідів майже по замкненому циклу, включаючи і людину (рис. 9.1). Важливим фактором у процесі міграції й накопичення радіонуклідів в екосистемах є ступінь розчинності сполук, у яких вони наявні. Так,  $^{90}\text{Sr}$  входить до складу сполук з високою розчинністю, тому він так швидко всмоктується рослинами. Радіонукліди  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{144}\text{Ce}$  являють собою групу таких же розчинних ізотопів, які мігрують і концентруються в природних екосистемах.

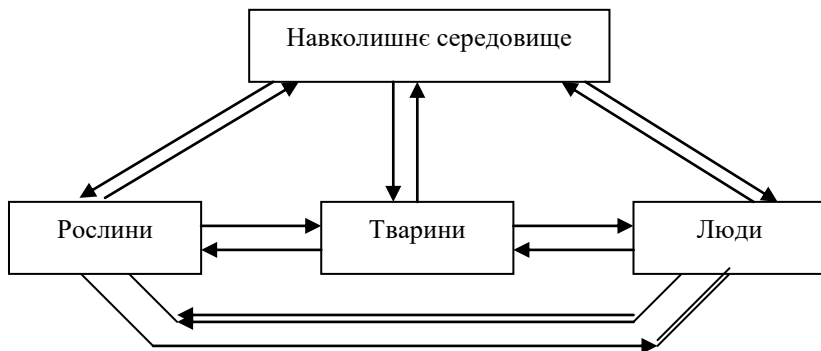


Рис. 9.1. Головні шляхи міграції радіонуклідів в екосистемах.

Радіоактивне забруднення природних екосистем має як довгострокові, так і короткочасні наслідки. Беручи до уваги багатомірність реакцій, з якими різні біологічні системи реагують на радіоактивне забруднення, на основі екологічного підходу можна визначити багато об'єктів для вивчення й довгострокового моніторингу. Наприклад, необхідність переселення цілих сіл і залишення без догляду агроценозів призвело до їх розвитку по власних природних законах. Це дозволяє вивчати процеси природної зміни угруповань і відновлення забруднених радіонуклідами екосистем.

### **9.1. Ландшафтні та фітоценотичні особливості радіоактивного забруднення екосистем**

Первинне випадання радіонуклідів та процеси їх вторинного перерозподілу відбуваються по-різному за тих чи інших ландшафтних особливостей території. Формування поля забруднення та його трансформація шляхом водного, повітряного та біогенного переносу радіонуклідів відбуваються відповідно до компонентів, які характерні для даного ландшафту. Найважливішими з них з погляду радіоекології є геоморфологічні, гідрологічні, кліматогенні, субстратні (грунти, підгрунтя) та обумовлені ними біотичні (специфічна сукупність продуцентів, консументів і редуцентів).

Найбільш детальні дослідження ландшафтних особливостей території як фактору, що має велике значення в формуванні поля забруднення радіонуклідами, проведені після аварії на Чорнобильській АЕС для території Українського Полісся. На цій території, яка найбільше постраждала внаслідок аварії, і зокрема в зоні відчуження АЕС, поширені ландшафти, які відрізняються за відносною висотою, рельєфом, літологією покривних і підстилаючих відкладів, ґрунтовим та рослинним покривом. Складність ландшафтно-геохімічних умов, тобто неоднакові напрямки і інтенсивність процесів, пов'язаних з міграцією радіонуклідів і накопиченням їх у біоті.

Ландшафтні фактори відіграють певну роль у формуванні поля первинного радіоактивного забруднення. Зокрема, відзначається роль лісів як накопичувачів радіоактивного пилу і аерозолів, які поширюються у приземному шарі повітря. Спрацьовує так званий "узлісний ефект" – найвища щільність забруднення спостерігається на узліссях з навітряного боку, а на відстані 15–20 висот дерев щільність забруднення знижується майже на порядок. Існують дані, які вказують на більшу забрудненість навітряних схилів у порівнянні з підвітряними. Потенційними ділянками більш інтенсивних радіоактивних випадань можуть бути такі ландшафтні форми як дюни та бугристі ділянки. Тобто на первинний розподіл радіонуклідів рельєф впливає безпосередньо.

Підстилаюча поверхня, зокрема рослинний покрив теж відіграють свою роль при проходженні радіоактивної хмари, оскільки інтенсивність конвективних процесів, що відбуваються над лісом, луками, ріллею, населеними пунктами та водоймами суттєво різняться, і це викликає появу локальних плям радіоактивних опадів чи випадання пилу.

При цьому прямої відповідності між забрудненими ділянками та ландшафтною структурою території не спостерігається, оскільки вирішальними факторами в територіальному розподілі є атмосферно-кліматичні – напрямок та інтенсивність вітру і опади. Вторинний перерозподіл, міграція радіонуклідів визначаються в першу чергу ландшафтними особливостями.

Існує залежність між процесами міграції радіонуклідів та ландшафтною структурою забрудненої території. Так, в поліських ландшафтах горизонтальна міграція радіонуклідів незначна внаслідок домінування незначних ухилів поверхні, поширення ґрунтів легкого механічного складу та майже суцільного закріплення поверхні лісовим та трав'яним (луки, болота) покривом. В переважній більшості ландшафтів річне горизонтальне винесення радіонуклідів не перевищує часток відсотка. Ландшафтно залежними виявилися такі показники, як локальні баланси радіонуклідів в елементах ландшафтної структури та коефіцієнти накопичення радіонуклідів ( $K_H$ ) у фітомасі.

Величина  $K_H$  прямо залежить від багатства та зволоження ґрунтів, тобто від типу умов місцезростання (едафотопу). Закономірне зростання вказаного коефіцієнту, зокрема для  $^{137}\text{Cs}$ , відмічено у таких напрямках: 1) від легших за механічним складом ґрунтів, до важчих, які відрізняються більшою родючістю та меншою кислотністю; 2) від сухих ґрунтів до оглеєних; 3) від мінеральних ґрунтів до органічних; 4) від суходільних місцезростань до заплавлених.

Оскільки для Полісся найпоширенішим видом є сосна, що має широку екологічну амплітуду, зміни  $K_H$  були в першу чергу встановлені для сосни по  $^{137}\text{Cs}$ . Виявилось, що  $K_H$  сосни змінюється від 0,5 на дерново-підзолистих глейових піщаних ґрунтах в сирих борах до 0,05 і менше на дерново-підзолистих пилувато-піщаних та супіщаних ґрунтах в сухих та свіжих складних суборах. Високі значення  $K_H$  для сирих борових терас (0,45) та особливо для ділянок з кислими торф'янистими ґрунтами (до 0,65) підсилюються їх розташуванням у депресіях рельєфу, де спостерігається прогресуюча акумуляція  $^{137}\text{Cs}$ .

Запаси фітомаси на безлісних територіях (перелоги, пустища, луки, трав'яні болота) та вміст радіонуклідів в живій і мертвій біомасі можна оцінювати відповідно до існуючих типологій по відношенню до біопродуктивності домінантних типів. При цьому слід враховувати ступінь заростання таких угруповань деревно-чагарниковою поростою. Питома радіоактивність фі-

томаси різних видів лучних трав та здатність накопичувати радіонукліди залежать в більший мірі від видової специфіки, ніж від умов місцезростання.

Ландшафтну залежність впливу радіонуклідного забруднення на луках і перелогах доцільно, так як і в лісах, оцінювати саме за  $K_H$ . Для оцінки забруднення природних лучних ценозів (без урахування видової специфіки їх компонентів) можна брати середнє значення цього коефіцієнта. При цьому найнижче значення  $K_H$  встановлене для природних лучних ценозів на дерново-підзолистих піщаних, супіщаних та легкосуглинистих сухих та свіжих ґрунтів. Для природних лучних ценозів  $K_H$  за цих умов дорівнює 0,07–0,10 (для порівняння: для сіяних трав його величина не перевищує 0,03–0,06).

Середнє за величиною значення  $K_H$  для природних лук (від 0,10 до 2,10) спостерігається на дерново-підзолистих піщаних, супіщаних та піщанисто-легкосуглинистих ґрунтах з різним ступенем оглеєння, а також для лучних суглинистих та пілувато-супіщаних ґрунтів заплавл.  $K_H$  в сіяних трав за цих умов коливається в межах 0,06–0,40.

Найвище значення  $K_H$  має травостій болотистих та торф'янистих лук (2,10–8,20), які пов'язані з мулувато-болотними, торф'янисто- та торфово-болотними ґрунтами в низинних зниженнях та на заплавах низького рівня.  $K_H$  сіяних трав за цих умов (але після осушення) досягає лише 0,40–0,60.

Після аварії на Чорнобильській АЕС радіаційні умови істотно погіршилися лише в безпосередній близькості від АЕС, але в цілому суттєвого впливу на радіоекологічні умови аварія не справила. Той вплив у вигляді опромінення біогеоценозів, який спостерігається, не мав незворотних наслідків для ландшафтів зони впливу аварії. Зокрема умови зняття (або обмеження) господарської діяльності на хід розвитку фітоценозів суттєво перевершували негативний вплив радіації. Розвиток фітоценозів набув природного характеру і полягає у відновних сукцесіях (демутаціях) на раніш антропогенно змінених територіях (переважно сільськогосподарських угіддях) та вікових змінах в існуючих природних (квaziприродних) угрупованнях. Рослинність зони відчуження Чорнобильської АЕС розвивається відповідно до притаманних даній території кліматичних та едафічних умов – переважно в напрямку відновлення лісів різного складу на відкритих площах (перелогах) та переформування існуючих лісових насаджень відповідно до особливостей ґрунтового покриву.

Останнє стосується порушених лісостанів та особливо монокультур сосни на невластивих для сосни землях. В культурах сосни при відсутності догляду (проведення рубок догляду, розрідження, санітарних рубок) розпочалися і триватимуть процеси природного розрідження загущених насаджень. При цьому на ділянках з дерново-слабopідзолистими пілувато-піщаними ґрунтами на воднольодовикових хвилястих рівнинах сформуються соснові ліси подібні до пануючих в Поліссі. Найбільшу площу серед них будуть займати соснові ліси зеленомохові та чорницево-зеленомохові. Вище них за

рельєфом розмістяться сосняки вересові та лишайникові. В пониженнях – соснові та березово-соснові ліси здебільшого з осоково-пухівково-сфагновим покривом.

На дерново-підзолистих пилювато-піщаних та супіщаних ґрунтах плоских водно-льодовикових та озерно-льодовикових рівнин, де сосна висаджувалася на місці дубово-соснових та сосново-дубових лісів, через поступове проникнення під намет сосни дуба культури сосни з часом перетворюються у відповідні мішані ліси з чорницевим, орляковим або широкотравним покривом.

Становлення і розвиток рослинного покриву супроводжується зростанням його ролі як бар'єра (буфера) в міграції радіонуклідів. На 4-5 рік після аварії, коли рослини почали отримувати радіонукліди переважно через кореневі системи, розпочався біологічний кругообіг радіонуклідів. Поглинання радіонуклідів коренями рослин, їх пересування по судинах до асимілюючих органів та в зворотному напрямку і, нарешті, виведення радіонуклідів з рослин при опаданні листя та глиці, старої кори і сухих гілок, плодів і насіння, пилку, при відмиранні кореневої та надземної маси трав'янистих рослин закінчувалося поступовим розкладом органіки з виділенням радіонуклідвміщуючих сполук в середовище, звідки вони знову вільно поглинаються коренями рослин. При цьому радіонукліди, залучені до біологічного кругообігу, починають включатися у тканини рослинних компонентів, інтенсивно акумулюватися в їх багаторічних органах, зокрема в деревині, багаторічних коріннях, кореневищах тощо. В разі депонування в деревині радіонукліди виключаються із середовища. Тривалість цього процесу залежить від доступності радіонуклідів кореневому поглинанню і може тривати кілька десятків років. При переході радіонуклідів у розчинні форми тривалість цього процесу значно скорочується. Кількість депонованих радіонуклідів за рік залежить від породи дерев, (за зменшенням їх вмісту в деревині серед основних порід встановлено такий ряд: сосна > береза > осика > дуб), від їх віку (молоді дерева інтенсивніше ростуть і поглинають мінеральні речовини), від стану насадження та категорії дерев (пригнічені, середні і домінуючі в деревостані дерева поглинають мінеральні речовини з різною інтенсивністю), від рівня забруднення території (коефіцієнт поглинання, а відповідно і депонування зростає зі збільшенням забрудненості), від характеру екотопу (трофність та вологість ґрунтів є інтегральними показниками, які визначають особливість живлення лісових насаджень і інтенсивність надходження радіонуклідів).

Наприклад, при забрудненні нижче  $100 \text{ кБк/м}^2$  питома активність дуба у 5–7 разів менша, ніж в сосни, а при забрудненні понад  $275 \text{ кБк/м}^2$  – до 15–20 разів. Береза, яка є другим після сосни накопичувачем радіонуклідів у деревині в поліських лісах, за високої щільності забруднення може перевершувати останню. При забрудненні понад  $3000 \text{ кБк/м}^2$  деревина сосни концентрує  $21,4 \text{ кБк/кг}$ , тоді як береза –  $23,3$ , а дуб за таких умов – в 10 разів менше. На



забруднених радіонуклідами територіях (зона відчуження ЧАЕС) сосна характеризується більш інтенсивним накопиченням  $^{137}\text{Cs}$ , тоді як береза та осика, як кальцефільні породи –  $^{90}\text{Sr}$ .

Треба вказати на двоїсту роль рослинності у горизонтальній міграції радіонуклідів. Загальновідомо, що сталий рослинний покрив затримує твердий стік, екранує частину поверхні ґрунту. Але ступінь захисту ґрунтового покриву від ерозії і розвитку дефляції не є єдиним проявом впливу рослинності на рівень концентрації радіонуклідів у повітрі. Підвищення такої концентрації часто співпадає з певними етапами фенологічного розвитку окремих груп рослин такими як цвітіння, частково плодоношення. Вітрозапильні рослини (більшість дерев, злаки, полини) продукують велику кількість пилку, який здіймається у повітря навіть слабким вітром, може досить довго триматися у повітрі і розноситися на сотні кілометрів. Цим створюється біогенний шлях повітряного переносу радіонуклідів. Деяка частина пилку вітрозапильних рослин, як відомо, може розноситися на досить значну відстань.

## 9.2. Джерела опромінення лісу

Для інтерпретації явищ, що відбуваються в лісовій екосистемі під дією радіоактивних випромінювань, необхідно отримати інформацію про дози опромінення популяцій, що складають її угруповання.

За геометричними ознаками джерела випромінювань можна розділити на два типи – точкові й розподілені (по поверхні або об'єму). Залежно від типу джерела розподіл поглинених доз по горизонталі й вертикалі лісової екосистеми будуть істотно розрізнятися.

*Точкові джерела.* Джерела цього типу (на основі  $^{60}\text{Co}$  і  $^{137}\text{Cs}$ ) застосовуються в експериментальних дослідженнях для вивчення впливу ядерних випромінювань на екологічні системи в природних умовах.

Інтерес для радіоеколога становлять лише сильно проникаючі випромінювання ( $\gamma$ - випромінювання і нейтрони) від таких джерел; слабо проникаюче  $\beta$ - випромінювання поглинається в самому джерелі й поблизу нього, і його внесок у поглинену дозу вже на відстані 1 м від джерела незначний.

*Розподілені джерела.* Джерела цього типу виникають при забрудненні лісу радіоактивними випаданнями з атмосфери, надходженні в ґрунт продуктів переробки уранових руд – рудних відвалів і шахтних вод і т.д.

У випадку розподілених джерел дози опромінення рослин і тварин у лісі складаються з наступних компонентів:

1. Дози зовнішнього опромінення, в основному від випромінювання радіонуклідів, затриманих рослинним покривом і тих, що надійшли на поверхню ґрунту.

2. Дози внутрішнього опромінення від інкорпорованих радіонуклідів.

Їх внесок у загальну дозу опромінення може бути визначений розрахунковим методом за даними про розподіл радіонуклідів у компонентах екосистеми та динаміку цього розподілу в часі.

Зокрема, радіаційне ураження лісових екосистем в зоні відчуження Чорнобильської АЕС не набуло масового характеру. Загинули лише соснові ліси на території близько 600 га, що склало 0,16% всіх лісів зони. За ступенем радіаційного впливу зовнішнього  $\gamma$ - випромінювання встановлено 4 зони пошкодження сосни:

- *зона летальна*, де поглинена доза перевищувала 20 Гр і сосна повністю загинула, а листяні породи на певний час затрималися в рості і розвитку;
- *зона сублетальна* (від 10 до 20 Гр), де основна частина деревостану сосни загинула, а окремі живі дерева на 2–3 роки припинили приріст;
- *зона середнього пошкодження* (від 6 до 10 Гр) характеризувалася сильним пригніченням росту, появою морфозів та загибеллю окремих дерев;
- *зона слабого ступеня пошкодження* (0,6–5,0 Гр) відзначалася пригніченням росту та появою морфозів на другий-третій рік з поступовим відновленням усіх функцій протягом кількох років.

### 9.3. Розподіл джерел випромінювання в лісі при радіоактивних випаданнях

Кількісно взаємодію радіоактивних випадань із рослинним покривом виражають через *коефіцієнт затримання* ( $K_3$ ). Він дорівнює відношенню кількості радіонуклідів, що випали, до затриманій надземною частиною рослин. Величина  $K_3$  залежить від типу й віку деревостану, сезонних і метеорологічних умов і фізико-хімічної форми нуклідів, що випадають.  $K_3 = C \cdot P / A_0$ , де  $C$  – концентрація радіонукліду в біомасі, Бк/кг;  $P$  – біомаса на одиниці площі, кг/м<sup>2</sup>;  $A_0$  – щільність випадань, Бк/м<sup>2</sup>. Коефіцієнт затримання варіює залежно від конкретних умов у наступному діапазоні вказаному у табл. 9.1.

Деревна рослинність характеризується більш високою затримуючою здатністю відносно радіоактивних випадань у порівнянні із трав'янистою (для якої  $K_3$  складає у середньому 25%). Це обумовлено великою біомасою крон, їх кращою розчленованістю й більшим відношенням поверхні листків і глици до їх маси, завдяки чому деревний ярус виконує роль фільтра, що здатний затримувати значну кількість радіоактивних частинок. Тому сухі радіоактивні випадання надходять на земну поверхню у відносно невеликих по масі кількостях, недостатніх для повного насичення крон, а  $K_3$  радіоактивних випадань ярусом деревних рослин можна прийняти рівним ступені зімкнутості крон, за винятком листяних лісів у період, коли дерева позбавлені листків (затримуюча здатність деревного ярусу в цьому випадку виявляється приблизно втричі нижчою).

Таблиця 9.1. Коефіцієнт затримання для різних типів лісонасаджень

Тип лісу	Вид забруднення	Коефіцієнт затримання, %
Сосновий підріст у віці 6-10 років, зімкнутість крон 1,0	обприскування крон розчинами $^{90}\text{Sr}$	90–100
Соснове насадження у віці 6-10 років, зімкнутість крон 0,9	випадання частинок з розмірами до 50 мкм	80–100
Соснове насадження у віці 25 років, зімкнутість крон 0,8	випадання частинок з розмірами до 100 мкм	70–90
Соснове насадження у віці 30 років, зімкнутість крон 0,8	випадання вторинних (грунтових) частинок, піднятих з поверхні землі вітром	40–60
Березове насадження у віці 40 років до розпускання листків, зімкнутість крон 0,8	те ж	20–25

Безпосередньо після випадання радіонуклідів починається їх вертикальна й горизонтальна міграція під дією вітру, атмосферних опадів і з листовим опадом, у результаті чого радіонукліди поступово переміщуються з верхніх частин крон у нижні, а потім – під полог лісу.

Важливим фактором, що впливає на швидкість очищення крон від радіонуклідів, є сезонні умови. *Час, за який із крон видаляється 50% затриманого ними радіонукліда, називається період напіввтрат або період напівочищення і він різний для різних типів лісів.*

Очищення надземної частини деревостану при надходженні радіонуклідів у складі твердих частинок також залежить від того, у яку пору року відбуваються випадання. Так, при надходженні радіонуклідів навесні період напівочищення крон хвойних деревостанів становить 4 міс, а при осінньому надходженні – 10–12 міс. Природне самоочищення надземної частини дорослих деревостанів відбувається у 10–25 разів повільніше в порівнянні із трав'янистою рослинністю, для якої період напіввтрат продуктів поділу, що надходять у складі радіоактивних випадань, складає 12–14 днів. При осінньо-зимових випаданнях швидкість переходу радіонуклідів під полог крон залежить від типу лісу. У листяних лісах понад 50% радіонуклідів, що надійшли до крони, потрапляє до лісової підстилки після закінчення осіннього листопаду.

Експериментальними багаторічними дослідженнями круговороту  $^{89}\text{Sr}$  у дорослому березовому й сосновому лісах після разового осадження радіонукліду показано, що тривалість етапу, протягом якого до 90% радіонукліда переміщається під полог лісу, складає у березових насадженнях близько 1 року, у соснових – від 3 до 5 років, що пов'язане зі значною тривалістю життя

глиці й структурою кори гілок. Після завершення цього етапу основним джерелом надходження радіонуклідів у надземну частину деревних рослин стає ґрунт.

Період, протягом якого 50% радіонуклідів, що випали, надходить у ґрунт і стає доступним для кореневого засвоєння, у березовому лісі складає близько 4–5 років, у сосновому лісі – 8–9 років. Це обумовлено відмінностями в темпах самоочищення крон і швидкості мінералізації підстилки в листяному й хвойному лісах .

#### **9.4. Дози опромінення організмів, що живуть у різних ярусах лісу, при радіоактивних випаданнях**

У лісових насадженнях поверхня лісової підстилки й ґрунту, рослини нижніх ярусів і тварини, що живуть під пологом лісу, захищені від потрапляння радіоактивних речовин. Тому в початковий період найбільш інтенсивному опроміненню піддаються крони деревних рослин верхнього ярусу. З часом, коли радіонукліди під дією атмосферних опадів і вітрів переміщуються в нижні яруси, опромінення верхнього ярусу лісової екосистеми слабшає, але одночасно підсилюється опромінення організмів нижніх ярусів.

Відмінності в проникаючій здатності різних видів випромінювання призводять до того, що  $\beta$ - і  $\gamma$ - випромінювання в умовах радіоактивного забруднення лісової екосистеми відіграють різну роль в опроміненні організмів залежно від розмірів і видових особливостей останніх. Для відносно великих тварин, розміри яких набагато перевищують пробіг  $\beta$ - частинок, зовнішнє  $\beta$ - випромінювання як джерело радіаційної небезпеки відіграє другорядну роль. Це пояснюється тим, що при малій величині відношення поверхні тіла до його маси кількість затриманих радіоактивних частинок в розрахунку на одиницю маси тіла (а отже, і величина поглиненої дози  $\beta$ -випромінювання) виявляється відносно невеликою. Крім того,  $\beta$ - частинки, затримані на поверхні тіла, поглинаються переважно в шкірно-волосяному покриві й у підшкірному жировому шарі. Життєво важливі внутрішні органи великих тварин надійно захищені від зовнішнього  $\beta$ - випромінювання цими зовнішніми тканинами. Ще менший внесок у поглинену дозу дають  $\beta$ - частинки, що випускаються радіонуклідами, що випали на поверхню ґрунту й на навколишні предмети. Основну роль у зовнішньому опроміненні грає  $\gamma$ - випромінювання радіонуклідів, що відклялися на тілі тварини й у навколишньому середовищі.

На відміну від цього у дрібних лісових тварин – мишоподібних гризунів, птахів, комах розміри тіла порівняні з довжиною пробігу  $\beta$ - частинок. Для таких тварин внесок зовнішнього  $\beta$ - випромінювання в дозу опромінення життєво важливих органів може виявитися більшим, ніж внесок  $\gamma$ - випромінювання. Ще значніша роль  $\beta$ - випромінювання у випадку радіоак-

тивного забруднення рослинного покриву. Більшість рослин мають сильно розчленовану форму й велику поверхню асимілюючих органів; у деяких рослин ці органи опушені волосками. У більшості видів деревних і трав'янистих рослин відношення площі поверхні асимілюючих органів до біомаси складає 10–100 см<sup>2</sup>/г, тобто на два порядки вище, ніж у ссавців, і приблизно на порядок вище, ніж у великих і середніх комах. Крім того, життєво важливі органи рослин (асимілюючі й генеративні), як правило, відкриті й не захищені від потрапляння на них радіоактивних речовин.

Розчленованість і опушеність листків і інших надземних органів, а також їх велика поверхня сприяють утриманню рослинами значної частини осідаючих на рослинний покрив часток радіоактивного пилу й атмосферних опадів.

Пов'язані з ними радіонукліди розподіляються з тим чи іншим ступенем рівномірності по всьому обсягу надземної частини рослинного покриву. При такому розподілі більша частина енергії  $\beta$ -випромінювання поглинається безпосередньо в біомасі рослин.

Частка енергії  $\gamma$ -випромінювання, що поглинається в біомасі рослинного покриву, звичайно не перевищує кількох відсотків, і лише для лісу вона досягає 10–15%. Тому при радіоактивному забрудненні лісу й інших типів рослинного покриву головну радіаційну небезпеку для деревних і інших рослин становить  $\beta$ -випромінювання. Його внесок в поглинену дозу, що накопичується асимілюючими й репродуктивними органами рослин, приблизно на порядок, а в деяких випадках у кілька десятків разів може перевищувати внесок  $\gamma$ -випромінювання.

*При аеральному забрудненні лісу довгоживучими радіонуклідами тривалість періоду опромінення може скласти кілька років; такий режим опромінення називається хронічним.* Відповідно до цього при однаковій вихідній кількості радіонуклідів, що випали на одиницю площі, більш високою (майже на два порядки) виявляється й величина поглиненої дози в кронах деревних рослин. Крім того, після переміщення основної частини радіонуклідів під полог лісу значні дози опромінення отримує не тільки наземна частина деревних рослин, але й мешканці нижніх ярусів лісу – молоді сходи й кореневі системи деревних і трав'янистих рослин, ґрунтові безхребетні, що живуть у лісовій підстилці й верхньому шарі ґрунту. Це обумовлено тим, що саме тут зосереджується основна частина радіоактивних речовин, що мігрують із крон деревних рослин у складі рослинного опаду й дощової води.

Дози опромінення крон деревних рослин за інших рівних умов залежать від сезонних умов у перший період після радіоактивних випадань, тому що ці умови впливають на швидкість природної дезактивації крон, що найбільш інтенсивна в період вегетації рослин.

### **9.5. Роль екологічних факторів в опроміненні організмів у природних умовах**

Використаний у дозиметричних оцінках прийом усереднення розподілу радіонуклідів по об'єму, що займає кожний ярус угруповання, лише грубо наближає розрахунок до можливих реальних ситуацій. При цьому не враховується просторова неоднорідність дозового поля в межах кожного ярусу, обумовлена неоднорідним розподілом самих випромінювачів навіть у межах відносно невеликих ділянок забрудненого лісу або екрануванням від опромінення одних організмів іншими. Внаслідок цього деяка частина особин при летальних середніх рівнях радіоактивного забруднення може одержати дозу менше летальної й вціліти. Наприклад, при загибелі дерев верхнього ярусу, викликаній радіоактивним забрудненням лісу, колишня структура лісонасадження може бути відносно швидко відновлена за рахунок збереженого підросту, захищеного від  $\beta$ -випромінювання кронами материнських дерев. Механізми захисту від опромінення в лісових угрупованнях не обмежуються екрануючою дією верхнього ярусу відносно нижнього. У багатьох видів рослин є підземні органи (сплячі бруньки, кореневища й т.п.), захищені від опромінення шаром ґрунту. Тому вони можуть за інших рівних умов витримувати більш тривале опромінення в порівнянні з іншими видами.

Багато тварин також значну частку часу проводять під землею – у ґрунтовій товщі, у норах або в дуплах дерев, де дози випромінювання нижчі, ніж на відкритій поверхні. Експериментально це показано при опроміненні популяцій дрібних гризунів у природних умовах. Виявлено, що дози опромінення в середовищі (біля поверхні землі), які викликали значне скорочення чисельності популяції цих гризунів, майже на порядок перевершували летальні дози опромінення тих же видів в умовах лабораторного експерименту.

Можна припустити, що ці тварини при інтенсивних радіоактивних випаданнях можуть залишити забруднену територію або вкритися тимчасово в норах і притулках. Таким чином, просторова нерівномірність розподілу поглинених доз, що накопичуються різними компонентами угруповання, здатна вплинути на його подальшу долю, на зміни його структури й функціонування окремих його компонентів.

### **9.6. Вплив $\gamma$ -випромінювання на лісовий біогеоценоз. Хронічне опромінення лісу**

Цінна інформація про реакції лісової екосистеми на дію іонізуючої радіації була отримана у великомасштабних експериментах з опроміненням природних угруповань, у тому числі й лісових, потоками  $\gamma$ -квантів і нейтронів від потужних точкових джерел. Серія таких експериментів була проведена зарубіжними вченими: опромінення лісових екосистем від джерел

$\gamma$ - випромінювання ( $^{137}\text{Cs}$  або  $^{60}\text{Co}$ ) у Брукхевенській національній лабораторії США, дощового тропічного лісу в Пуерто-Ріко, широколистяного лісу в штаті Вісконсин у США, лісу середземноморського типу у Франції, а також вплив на хвойно-листяні ліси випромінювань ( $\gamma$ - випромінювання й потік нейтронів) від реактора без захисту в штаті Джорджія в США і в Ок-Ріджській національній лабораторії США. У цих великомасштабних досліджах виявлені основні дозові залежності ураження різних компонентів лісових угруповань, описані феноменологічні радіаційні зміни в лісових екосистемах, досліджені питання пострадіаційного відновлення лісу.

Опромінення, обумовлене радіоактивними випаданнями, може викликати серйозні порушення в навколишньому середовищі внаслідок радіаційного ушкодження флори й фауни. Ступінь такого ушкодження корелює із щільністю радіоактивного забруднення. Радіаційний вплив на природну рослинність містить у собі такі явища, як зовнішнє опромінення угруповань рослин, поглинання ними радіонуклідів і біологічна реакція на опромінення. Розподіл радіонуклідів в екосистемі залежить від видової структури фітоценозів і їх фотосинтезуючої активності. У зв'язку із цим реакція наземних угруповань буде різною.

Радіобіологічні ефекти, викликані  $\gamma$ - випромінюванням радіонуклідів, затриманих кронами, найбільше детально вивчені для сосни звичайної і берези бородавчастої. Специфіка радіаційного ушкодження деревних рослин виявляється в тому, що листки, глиця й апікальна меристема ушкоджуються насамперед у нижній і середній частині крон. Верхні пагони зберігають свою життєздатність при всиханні до 95% крони, при цьому апікальна меристема головного пагона, хоча вона й відноситься до найбільш чутливих тканин дерева, залишається неушкодженою. Це обумовлене відносно швидким очищенням верхньої частини крон від радіонуклідів під дією вітру й атмосферних опадів. Саме тому радіаційне ушкодження має ярусний характер. Найменш стійкі до радіоактивних випадань дерева другого ярусу і підріст; дерева верхнього ярусу, крони які краще продуваються вітром і промиваються атмосферними опадами, уражаються в меншому ступені. Почасти зазначені відмінності в стійкості можна пояснити також загальним ослабленням дерев другого ярусу у зв'язку з обмеженим надходженням до них світлової енергії. Що ж стосується самосіву сосни, що виростає під захистом крон материнських дерев, те загиблі сіянці приурочені в основному до просвітів між деревами. У них насамперед пошкоджується апекс як найбільш радіочутливий орган. Сіянці, захищені кронами материнських дерев, ушкоджуються в меншому ступені.

*Фенологічні зміни.* Один із проявів дії іонізуючих випромінювань на рослини – зсув сезонних явищ у часі. Фенологічні зміни під дією опромінення

спостерігаються у деревних рослин, що в свою чергу, викликає певні біоценологічні наслідки.

Весняне пробудження дерев починається з того моменту, коли середньодобова температура досягає 5°C і вище. Фенологічні спостереження показали, що розпускання листків в опромінених насадженнях запізнюється. Затримка термінів розпускання листя у сильно пошкоджених насадженнях (при дозі 100–200 Гр) складала за сумою ефективних температур близько 30 градусів на добу. За часом це відповідало 7–9 дням. Через 5 років з часу радіоактивного забруднення картина фенологічних змін змінюється і через 7 років весняне розпускання листків у забруднених насадженнях відбувається у звичайні терміни.

Для значної частини видів трав'янистих рослин, що виростають під пологом опроміненого лісу, потужність поглиненої дози понад 0,45 Гр/добу є летальною. При цьому спостерігається чітко виражений добір, що проявляється в кращому виживанні багатолітників, у яких є підземні, захищені від опромінення багаторічні бруньки. Місце, що вивільняється в угрупованні радіочутливими видами, займають більш радіорезистентні види, такі, як осока, дрібнопелюстник канадський, які у звичайних умовах не є характерними для лісового угруповання.

Зокрема, у польовому експерименті з опроміненням луку протягом двох років від установки <sup>137</sup>Cs дозами до 1400 Гр, проведеному Є.Г. Смирновим описані радіаційні ефекти у дикоростучих видів. Так, спостерігалися фенологічні зрушення у опромінених рослин при дозах близько 100–200 Гр, численні й різноманітні морфологічні зміни у рослин при дозах від 25 до 73 Гр. Встановлено, що при весняному опроміненні доза вище 25 Гр викликає істотні зміни видового складу угруповання, а доза понад 200 Гр приводить до руйнування фітоценозу. Стає очевидним, що *чим вище доза опромінення, тим простіше структура угруповання, що утворюється на місці опроміненого лісу*. Слідом за змінами, викликаними безпосередньо опроміненням, у структурі лісового ценозу відбуваються подальші зміни у зв'язку з порушенням колишньої й виникненням нової біоценотичної обстановки в угрупованні.

У лісовій екосистемі кожен вид займає певну екологічну нішу й перебуває в стані відносної екологічної рівноваги з іншими компонентами біоценозу. *Випадання будь якого виду зі складу ценозу, незалежно від причин, що його викликали, порушує рівновагу й взаємозв'язки між окремими популяціями організмів і середовищем їх перебування і дає початок подальшій перебудові угруповання*. Комбінована дія опромінення й умов мікроклімату, що змінилися, призводить до виключення, наприклад, напівчагарників приблизно при тих же дозах, які викликають ушкодження крон деревних рослин верхнього ярусу. Їх місце займають більш світлолюбні й більш радіостійкі види. Ушкодження деревних рослин звичайно супроводжується також зменшенням їх



стійкості стосовно шкідників лісу – рослиноїдних комах, хвороботворних грибів і бактерій. Деревні рослини, що були опромінені в сублетальних дозах і втратили частину листя, зазнають масового нападу попелиць, у той час як чисельність цього шкідника в неопроміненому лісі є незначною. На ослаблених іонізуючим випромінюванням деревах спостерігалось також значне збільшення чисельності жуків-кородів. Діяльність комах-шкідників у деяких випадках наносить ушкодженням деревам відносно більший збиток, ніж здоровим навіть при однаковій чисельності шкідників, тому що біомаса листів і глиці (тобто харчові ресурси комах) в опроміненому лісі менше, ніж у неопроміненому. Ослаблення стійкості опромінених дерев до впливу комах-шкідників збільшує пошкоджуючий вплив іонізуючих випромінювань, що може призвести лісонасадження до загибелі при дозах, що не викликають безпосередньої загибелі деревних рослин.

### **9.7. Вплив радіоактивного забруднення на рослини під пологом лісу**

В оцінюванні наслідків впливу іонізуючих випромінювань на лісові екосистеми важливе місце належить пострадіаційним ефектам, обумовленим порушенням взаємозв'язків між різними компонентами лісового угруповання в результаті радіаційного ураження лісу.

Прикладом пострадіаційних порушень є зміни в трав'яному покриві лісу, обумовлені ураженням деревного ярусу. Радіостійкість угруповань трав'янистих рослин на порядок вища ніж деревного ярусу. Радіаційні ефекти в трав'янистих рослин при опроміненні в дозах до 200 Гр, як правило, незначні й виражаються звичайно в короткочасному пригніченні або посиленні росту, променевої опіки і тератогенних ефектах. Радіаційне ураження лісонасадження при гострому  $\gamma$ - опроміненні призводить до зрідження деревостану, збільшенню освітленості нижніх ярусів лісу й зміні інших мікрокліматичних параметрів під його пологом (проникнення атмосферних опадів, вологість, температура), що й викликає зміни в складі й структурі угруповання трав'янистих рослин під пологом лісу.

При високих рівнях радіоактивного забруднення, коли крони деревних рослин ушкоджені, безпосередній вплив іонізуючих випромінювань на організми, що живуть під пологом лісу, сполучається із впливом мікрокліматичних умов, що змінилися. Повне або часткове відпадання асимілюючих органів ушкоджених дерев і викликане їм зменшення густоти крон приводять до збільшення притоку тепла й світла до ґрунту, поліпшенню його прогрівання.

Так, у сильно ушкоджених змішаних сосново-березових насадженнях кількість світлової енергії, що проникає під полог лісу, збільшується в літній період в 5 разів, температура верхнього шару ґрунту підвищується на 1–2°C, збільшується й кількість атмосферних опадів, що надходять у ґрунт, а витрати вологи на

транспірацію ушкоджених дерев скорочуються у декілька разів. Навесні внаслідок затримки розпускання листів берези значно подовжується період, протягом якого сонячна радіація безперешкодно проникає в нижні яруси лісу.

Зміни мікроклімату в опроміненому лісі при сублетальних і летальних дозах починають проявлятися лише через два роки після опромінення, коли в основному завершується дефоліація ушкоджених дерев та починається відпадання всихаючих гілок і вивал стовбурів загиблих дерев. Збільшення освітленості й кількості атмосферних опадів, що досягають поверхні ґрунту, сприяє кращому розвитку трав'яного покриву й супроводжується збільшенням його підземної фітомаси у 1,5–3,5 рази у порівнянні з контрольним (неопроміненим) насадженням головним чином за рахунок посилення вегетативного розмноження світлолюбних видів.

Новий мікроклімат сприяє розвитку потужного трав'яного покриву, особливо ефемерів, весь цикл яких проходить навесні до розпускання листя берези. На експериментальних ділянках, де сосна загинула, а береза сильно ушкоджена, біомаса трав'янистих рослин збільшується в 3–5 разів у порівнянні з однотипними неопроміненими насадженнями. Відзначимо, однак, що подібне явище спостерігається при ушкодженні лісу не тільки під дією опромінення. Розкриття деревного пологу після лісових пожеж або при масовому ушкодженні насаджень шкідниками лісу також супроводжується різким збільшенням щільності трав'яного покриву із заміною тіньлюбних видів світлолюбними.

На забруднених лісових ділянках виявляються також зміни видового складу трав'янистих рослин. Через 2–3 роки після забруднення домінуючим видом у складі угруповання під пологом ушкоджених дерев стають рослини, здатні до вегетативного розмноження від кореневищ, захищених від опромінення шаром ґрунту. Із часом домінуючими стають світлолюбні високорослі види рослин з потужною кореневою системою, що витісняють хоча й радіостійкі, але відносно низькорослі рослини такі, як суниця лісова, осока рання і деякі інші.

Існує думка, що тривале перебування популяцій рослин і тварин у середовищі з підвищеним фоном іонізуючих випромінювань запускає адаптаційні механізми, спрямовані на пристосування популяцій до цих умов, що змінилися. Проте можна припустити, що в умовах хронічного впливу підвищеного фону іонізуючих випромінювань на гетерогенну за радіочутливістю популяцію організмів відбувається добір радіостійких форм.

### **9.8. Вплив опромінення на фауну в лісовій екосистемі**

Безпосереднє опромінення й зміна структури лісового ценозу та мікроклімату лісу в результаті радіоактивних випадань впливають на лісову фауну.

Однак реакції різних видів тварин, обумовлені безпосередньою дією опромінення, неоднакові. Це пояснюється міжвидовими відмінностями в радіочутливості на різних стадіях онтогенезу й різних умов місцеперебування і живлення тварин. Вміст радіонуклідів у кормі обумовлює нагромадження радіонуклідів в організмі тварин, а отже, і величину дози опромінення від інкорпорованих радіонуклідів. Від місця перебування залежить величина дози зовнішнього опромінення через неоднорідність розподілу радіонуклідів і доз  $\gamma$ - і  $\beta$ - випромінювання по вертикалі насаджень.

При оцінці результуючого впливу радіоактивного забруднення лісу на популяції організмів необхідно враховувати всі фактори – радіобіологічні (безпосередня дія опромінення) і радіоекологічні, обумовлені зміною біоценотичних взаємовідносин між організмами і середовищем їх перебування.

Вплив випромінювання особливо помітний в екстремальний період існування тварин, коли воно підсилює дію всіх несприятливих факторів; тому при хронічному опроміненні місцевості загибель тварин буває особливо великою в зимовий період. В цілому, в забруднених екосистемах проявляється тенденція до спрощення ценозу при підвищеному вмісті  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті навіть відносно тих тварин, загальна чисельність яких не змінюється. Особливо показові такі зміни для мешканців підстилки й самого верхнього горизонту ґрунту – загальна кількість безхребетних виявляється не вищою, ніж у контролі. На дослідних лісових ділянках у ґрунті майже повністю зникають багатоніжки, скорочується чисельність павуків і дощових черв'яків. Одночасно збільшується чисельність хижаків, і особливо некрофагів – споживачів мертвих тварин. Це може служити показником порушення ценозу й, можливо, підвищеної загибелі тварин на експериментальній ділянці. Повністю співпадаючі дані були отримані при вивченні наслідків аварії на Чорнобильській АЕС при домінуючому забрудненні ґрунту  $^{137}\text{Cs}$ . Зміни фауністичних комплексів ґрунтово-надґрунтового ярусів також показало домінування в перші 7 післяаварійних років хижих комах і некрофагів (мертвоїдів і трупоїдів) і істотне зниження чисельності фітофагів. Для інших мікроартропод (ногохвосток, гамазових кліщів і ґрунтових кліщів різних груп) на опроміненних ділянках характерне скорочення чисельності й порушення рівномірності заселення. На дослідних ділянках багато проб зовсім не містили ні гамазид ні ногохвісток.

Навіть відносно значні кількості радіонуклідів у ґрунті не здійснюють помітної негативної дії на населення мурашок. Відсутність пригнічуючого впливу підвищеного фону іонізуючого випромінювання на населення мурах може бути пояснене тим, що радіостійкість дорослих мурах, як і більшості інших комах, дуже висока, а генетичні зміни в робочих стерильних особинах не можуть бути передані генетично. Очевидно, самки й личинки мурах, що перебувають в глибині мурашників, у значній мірі екрановані від випромінювання з навколишнього середовища поверхневими стінками мурашника.

Розглянуті результати досліджень з радіоекології наземних тварин свідчать про те, що надходження радіонуклідів у біоценоз може викликати глибокі зміни в угрупованні. Безпосередня дія опромінення на організми в цьому випадку носить вибіркового характер. Вибірковість пов'язана з відмінностями в радіочутливості та у дозах опромінення, обумовлених ярусною будовою лісового ценозу, а також приуроченістю місцеперебування організмів (і багатьох видів членистоногих у тому числі) до певного ярусу та їх здатністю до міграції у вертикальному й горизонтальному напрямках. Аналіз даних про зміну рослинної фауни, мезофауни, мікроартропод і мікрофлори лісової підстилки, а також якісних моделей потоку біомаси й зольних елементів в екосистемі показав, що показником стану населення комах може бути їх біомаса.

З лісових ссавців найбільші дози опромінення в порівнянні з іншими видами одержують мишоподібні гризуни. Вони накопичують досить високі дози  $\beta$ - і  $\gamma$ - опромінення не лише від інкорпорованих радіонуклідів, але й за рахунок зовнішнього опромінення від радіонуклідів, що утримуються в ґрунті, тому що розміри тіла гризунів, як вже відзначалося, порівнянні з довжиною пробігу  $\beta$ - частинок. Крім того, мишоподібні гризуни мають, зазвичай, невелику кормову ділянку в межах забрудненої території й тому акумулюють в організмі більшу кількість радіонуклідів, ніж крупні ссавці, кормовою базою яких є значні площі.

Вплив радіоактивного забруднення на популяції мишоподібних гризунів виявляється у підвищеній смертності звірків у зимовий період, коли дія опромінення сполучається із суворими кліматичними умовами й нестачею корму. У цей період смертність гризунів підвищується в декілька разів у порівнянні з контрольними популяціями. Опромінення викликає зниження плодючості тварин: число ембріонів у самок знижується, а тривалість періоду розмноження скорочується. Збільшується ембріональна смертність – ефекти особливо великі у самок першої вагітності. Це відбувається на фоні скорочення тривалості життя звірків, що призводить до порушення вікової структури популяції. Разом з тим збільшується швидкість відновлення популяції – до розмноження залучаються молодші вікові групи. Останнє можна розцінювати як вплив гомеостатичних популяційних механізмів, що забезпечують підтримання чисельності популяції на рівні, достатньому для її існування.

В популяціях мишоподібних гризунів на забруднених ділянках виявляється помітне збільшення мінливості морфологічних і фізіологічних ознак – маси й довжини тіла, розмірів і будови черепа, складу крові й т.п. Збільшення мінливості, очевидно, істотно розширює потенційні можливості пристосування популяцій до існування в умовах підвищеного рівня іонізуючих випромінювань.

Розглянуті ефекти, хоча вони і є статистично значимими, не здійснюють істотного впливу на популяції мишоподібних гризунів. Це обумовлено тим, що середня тривалість їх життя у звичайних умовах відносно невелика (не більше 1 року) у зв'язку з високою смертністю через суворі погодні умови й діяльність хижаків. Тому скорочення тривалості життя на фоні високої природної смертності не позначається помітно на популяціях гризунів. Крім того, радіаційне uszkodження крон деревних рослин на забруднених ділянках й обумовлений ним розвиток потужного трав'яного покриву призводить до значного збільшення кормових ресурсів, що при високому потенціалі розмноження гризунів створює сприятливі умови для швидкого підвищення їх чисельності в теплий період року, коли дія опромінення проявляється в меншому ступені. Подібні зміни відзначені в цей же період і в складі та структурі орнітологічних комплексів, у яких спостерігається поступове заміщення видів-домінантів – мігруючий вид строката мухоловка витісняє аборигенний вид велику синицю.

Спостереження за хребетними тваринами (особливо гризунами, зайцеподібними, копитними, рептиліями) на полігонах після випробування ядерної і термоядерної зброї, на площадках з високим локальним радіоактивним забрудненням також показали, що відбувається не тільки легко реєстроване нагромадження радіонуклідів, але й порушення популяційної структури. Так, зафіксована затримка розвитку й статевого дозрівання тварин, зменшення тривалості життя й стійкості до несприятливих впливів середовища, зниження плодючості, зростання мінливості морфологічних структур, більша ураженість хворобами й паразитами звірів і птахів на забруднених площах.

### **9.9. Вплив іонізуючих випромінювань на тваринний світ відкритих ландшафтів**

Екосистеми відкритих ландшафтів істотно відрізняються від лісових, в першу чергу, внаслідок іншої картини радіоактивного забруднення – відсутності вертикального розподілу радіонуклідів і прискореного, у порівнянні з лісами, кореневого надходження радіонуклідів до рослин. Складність радіоекологічної обстановки, що утворилася, на яку ще накладають свій вплив вторинні екологічні фактори, створює значні труднощі для об'єктивної оцінки наслідків подібного опромінення, особливо відносно природної біоти, що населяє найбільш забруднені ділянки. Разом з тим їх дослідження й прогнозування дуже важливе для пошуку шляхів послаблення можливих негативних явищ, викликаних радіоактивним забрудненням навколишнього середовища.

Вплив радіоактивного забруднення на рослинність відкритих екосистем принципово не відрізняється від впливу випромінювання на рослинність під пологом лісу, про що йшла мова вище. Деяко інша ситуація складається від-

носно тваринного населення, що відразу ж після формування поля забруднення потрапляє під комбінований його вплив – безпосереднє опромінення внаслідок аерального забруднення, а також споживання забрудненого корму.

Спостереження за хребетними тваринами на полігонах для випробування ядерної зброї показали, що відбувається не лише нагромадження радіонуклідів, але й порушення популяційної структури тварин. Так, відзначалися затримка розвитку і статевого дозрівання тварин, зменшення тривалості життя й стійкості до несприятливих умов зовнішнього середовища, зниження плодючості, зростання мінливості морфологічних структур, більша ураженість тварин хворобами й паразитами.

Дослідження, проведені на забруднених внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС відкритих ландшафтах, показали, що фауністичні комплекси відкритих екосистем відчули вплив не тільки радіоактивного забруднення, але й поліпшення загальної екологічної обстановки, пов'язаної із припиненням господарської діяльності на великій території. Лише наслідком поліпшення загальної екологічної обстановки – появою достатньої кормової бази, відсутністю фактора турбування, появою значного числа сховищ можна пояснити масове розмноження мишоподібних гризунів і збільшення чисельності великих копитних тварин.

Разом з тим, щільність мишоподібних гризунів прямо пов'язана з середньодобовою поглиненою дозою – чим вона вище, тим нижче щільність гризунів на дослідних ділянках.

У зв'язку з цим викликає інтерес зниження чисельності мишоподібних гризунів як наслідок постійного опромінення, оскільки біотопічні умови змінювалися незначно, а рослинний покрив на колишніх агроценозах зони відчуження Чорнобильської АЕС являє собою пірійникові перелogi з вкрапленнями дрібнопелюстника канадського та енотери дворічної, тобто кормова база для зеленоїдних форм гризунів сприятлива.

У екосистемах відкритих ландшафтів зони відчуження Чорнобильської АЕС відбулася зміна домінуючих видів гризунів при практично незмінному рослинному покриві біотопів. Цей процес пов'язаний зі зміною режиму природокористування в зоні відчуження – утворенням перелогів і пустищ, а також з адаптацією мікромамалій до екологічних умов, що змінилися. Як і для лісових екосистем відзначені зміни вікової структури популяцій в екосистемах відкритих ландшафтів, що свідчить про домінування в осінній період року (перед переходом популяції на зимівлю) молодших вікових груп тварин, тобто про підвищену смертність дорослих звірків. Про це ж свідчить, наприклад, розмноження звичайних нориць за маси, яка не досягла 15 г, що у звичайних умовах зустрічається досить рідко й пов'язане з депресією чисельності.

Тут же слід зазначити, що перебування в умовах хронічного радіоактивного опромінення так само, як і в лісових екосистемах, призводить до зміни ряду морфологічних показників тварин, зокрема зміни у бік зменшення пропорцій черепа.

Це явище можна розцінювати як загальне зниження цілісності особин, що складають конкретну популяцію при наявності певного пригнічення з боку навколишнього середовища. Таким фактором (серед багатьох інших) є підвищена радіоактивність середовища, що призводить до дестабілізації морфогенетичних процесів і порушенню кореляцій між різними ознаками організму. Істотні зміни, пов'язані з хронічним опроміненням, прослідковуються в кількісному і якісному складі орнітокомплексів зони відчуження Чорнобильської АЕС та її найближчого оточення. Найбільшою мірою ці зміни стосуються синантропних видів і птахів водно-болотного комплексу як за щільністю гніздових популяцій, так і за успішністю розмноження.

Для водоплавних птахів (крижень, чирки, нирки) при повній відсутності фактору турбування й прекрасній кормовій базі, що склалася в зоні відчуження після аварії, зниження чисельності може бути пояснено лише впливом опромінення.

Таким чином, у відкритих ландшафтах виявляються такі ж закономірності, як і в лісових екосистемах – вплив радіоактивного забруднення фіксується практично на всіх рівнях організації екосистеми.

На організменному рівні ефекти радіаційної природи полягають у високому ступені мінливості ряду морфологічних ознак, що мають однакову спрямованість у різних груп тварин. Установлено, наприклад, достовірне зменшення лінійних розмірів тіла колорадських жуків і зменшення лінійних пропорцій черепа у східноєвропейської нориці, що мешкають в умовах хронічного опромінення. Для деяких комах характерним є збільшення флуктуючої асиметрії морфологічних ознак, що свідчить про зростаючий в популяції онтогенетичний "шум", що характеризує істотні порушення розвитку тварин.

Найбільш характерними для фауністичних комплексів є популяційні ефекти, які відзначаються тварин практично усіх типів суходільних екосистем. Так, у мишоподібних гризунів спостерігаються зниження плодючості, зміна вікової структури популяцій у бік прибулих тварин, що пов'язано в підвищеною смертністю старших вікових груп.

На забруднених радіонуклідами територіях помітне відхилення від норми в структурі ентомологічних комплексів, особливо тих, що мешкають у ґрунті, що виражається в зменшенні загальної чисельності фітофагів, особливо шкідників сільськогосподарських культур (покинуті агроценози) протягом 1987–89 рр., тобто до повного зникнення культурних рослин. У покинутих агроценозах внаслідок припинення господарської діяльності виникли сприятливі умови для розвитку ґрунтових жорсткокрилих поліфагів; У найменшій

мірі забруднення місцевості радіоактивними випаданнями торкнулося ссавців, як крупних, так і дрібних. У цьому випадку слід зазначити, що сприятливі екологічні умови, що утворилися у зоні відчуження в значній мірі нівелювали негативний вплив радіоактивного опромінення, незважаючи на те що питома радіоактивність органів і тканин диких ссавців відносно висока – близько  $3,7 \cdot 10^3$  Бк/кг;

Серед всіх вивчених груп тварин птахи є критичною групою тому що саме вони найбільшою мірою реагують на радіоактивне забруднення ландшафтів, цілком ймовірно, внаслідок особливостей свого харчування, а також, що найбільше імовірно, – розмноження. Характерною рисою періоду розмноження птахів є напруженість кальцієвого обміну, внаслідок чого самки "прокачують" через свій організм значну кількість кальцію й сполученого з ним  $^{90}\text{Sr}$ . Сформована в процесі відкладання яєць шкаралупа (питома активність у ряді випадків досягає  $4,81 \cdot 10^4$  Бк/кг) є істотним джерелом опромінення ембріона, що розвивається, що й приводить до відповідних екологічних ефектів.

Негативний вплив хронічного опромінення, у першу чергу, позначається на популяціях тих видів тварин, які відрізняються тривалим періодом розвитку (наприклад, ґрунтових комах) і в меншому ступені – на популяціях тварин з відносно коротким періодом розвитку (наприклад, мишоподібні гризуни). Коливання чисельності тварин, які більшу частину свого циклу розвитку проводять у личиночній стадії в забрудненому ґрунті, більш істотні, ніж у тварин з коротким циклом розвитку.

Радіаційне забруднення екосистем, що відбулося в результаті Чорнобильської аварії, призвело до інтенсифікації мікроеволюційних перетворень у популяціях ряду видів тварин, цілком ймовірно, через зміну норми реакції на зміну умов навколишнього середовища. У цьому зв'язку проглядаються два напрямки цього процесу – адаптація до умов навколишнього середовища, що змінилися, та стабілізуючий добір. Перший шлях – збільшення розмаху епігенетичної (і як можливий наслідок – генетичної) мінливості, що виражається в розширенні можливостей адаптації до несприятливих умов, з наступним зсувом норми реакції виду на ці умови – є свідченням добору найбільш пристосованих до радіаційного преса особин і, зрештою, видових популяцій (тобто радіаційної адаптації). У цьому випадку спостерігався прояв дії закону альтернативної розмаїтості – функціональна стійкість системи обумовлена компенсаторною альтернативною зміною в структурі взаємодіючих підсистем.

Свідченням прояву другого є реакція популяцій дрібних ссавців, що проявляється у відносно низькій мінливості, наприклад, краніологічних ознак (коефіцієнти варіації на різних полігонах не вище 8%) зі збереженням певної стабільної чисельності, що дозволяє популяції зберігати свої особливості.



### Контрольні запитання

1. Яким чином впливає ландшафтна структура забрудненої території на процеси міграції радіонуклідів і накопичення їх у біоті?
2. Що таке "узлісний ефект"?
3. Що таке коефіцієнт накопичення та чим він відрізняється в лісових та лучних екосистемах?
4. Як залежить кількість депонованих радіонуклідів від породи дерев та їх віку?
5. Що таке "дефляція"?
6. Дайте визначення точковим та розподіленим джерелам опромінення лісових екосистем.
7. Що таке "коефіцієнт затримання" радіоактивних випадань рослинним покривом?
8. Сформулюйте визначення періоду напіввтрат або періоду напівочищення крон від радіонуклідів.
9. Які існують відмінності в формуванні поглиненої дози  $\gamma$ - і  $\beta$ -опроміненням тварин лісових екосистем?
10. Як пов'язана структура угруповання з величиною поглиненої дози?
11. Чи залежить кількість світлової енергії, що проникає під полог лісу, температура верхнього шару ґрунту, кількість атмосферних опадів, що надходять у ґрунт, й витрати вологи на транспірацію від ступеню радіаційного ураження дерева стану?
12. Які види рослин стають домінуючими у складі угруповання під пологом ушкоджених дерев через 2 – 3 роки після забруднення?
13. В який період існування тварин особливо помітний вплив на них випромінювання і чи відповідає цей період відомим екологічним законам і правилам?
14. З чим пов'язана вибірковість впливу радіоактивного забруднення на компоненти угруповань в екосистемі?
15. Які механізми впливу радіоактивного забруднення біоценозу на вікову структуру популяцій дрібних ссавців?
16. Які зміни в структурі популяцій птахів, що гніздяться в дуплах, відбуваються внаслідок радіоактивного забруднення лісу?
17. Чи залежить щільність популяції тварин від індивідуальної поглиненої дози?
18. Як залежить вікова структура популяції дрібних ссавців від щільності забруднення ґрунту?
19. Назвіть можливі механізми адаптації популяції наземних тварин до мешкання в умовах радіоактивного забруднення біоценозів.
20. Яким чином змінюється норма реакції виду у відповідь на зміну умов навколишнього середовища в радіаційних ценозах?

### Літературні джерела за темою

1. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 132 с.
2. Гудков І.М., В.А. Гайченко, В.О. Кашпаров, Ю.О. Кутлахмедов, Д.І. Гудков, М.М. Лазарев. Радіоекологія: Навч. посіб. – К.: 2010. – XXX с.
3. Валенчик М.М. Радиобиологический эффект и окружающая среда / М.М. Валенчик – М.: Энергоатомиздат, 1983.
4. Владимірова В.Г. Радиозащитные эффекты у животных и человека / В.Г. Владимірова, Т.К. Джаранян – М.: Высшая школа, 1980. – 228 с.
5. Гофман Джон Чернобыльская авария: радиационные последствия для настоящего и будущих поколений / Джон Гофман – Минск: Высшая школа, 1994. – 574 с.
6. Грейб Р. Влияние малых доз радиации на людей, животных и деревья / Пер. с англ. В.Н.Якимец. – М.: Мир, 1994. – 263 с.
7. Давиденко В.М. Радіобіологія: [навчальний посібник] /В.М. Давиденко. – Миколаїв : МДАУ, 2008. – 241 с.
8. Ильин М.И. Закономерности поведения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  Чернобыльских выпадений в почвенно-растительном покрове кормовых угодий Полесья Украины / М.И. Ильин // Проблемы сельскохозяйственной радиобиологии. – Киев : 1996. – Вып. 4. – С. 159 – 169.
9. Краснов В.П. Наукові основи використання продукції лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення лісів / В.П. Краснов – К. : НАУ, 2000. – 37 с.
10. Ленько А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию / А.И. Ленько – М. : Наука, 1974. – 168 с.
11. Основы лісової радіоекології / За ред. М.М. Калетника. – К.: Держкомгосп України, 1999. – 252 с.
12. Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин у зоні впливу Чорнобильської катастрофи / За ред.. Д.М. Гродзинського. – К.: Наук. думка, 2008. – 374 с.

## 10. РАДІОЕКОЛОГІЯ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ

### 10.1. Закономірності осадження радіонуклідів з атмосфери на поверхню території населених пунктів

Радіоактивні викиди і випадіння можуть потрапляти в атмосферу і переміщуватися з потоками повітря над населеними пунктами, аналогічним чином, як і над іншими поверхнями Землі (рис. 10.1). Частинки аерозолів і пилу, що містять радіонукліди, формують радіоактивну хмару і з вітром рухаються у просторі. Під час руху повітряних мас ці радіонукліди залежно від особливостей погоди, опадів, зміни вітру і турбулентного переміщення потоків повітря поступово розсіюються. Переміщення радіонуклідів унаслідок атмосферних процесів відбувається значно швидше, ніж на поверхні Землі, й визначається швидкістю вітру, яка досягає 10 км/год.

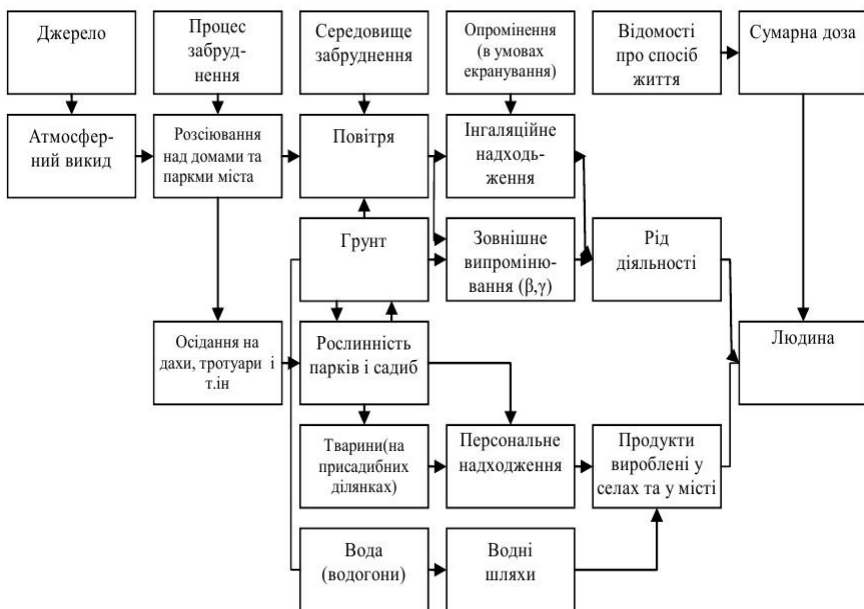


Рис. 10.1. Схема повітряного шляху надходження радіонуклідів.

Особливості надходження радіонуклідів у населені пункти, умовлені такими чинниками:

а) наявністю будівель і можливим екрануванням людей від зовнішнього опромінення і зменшенням інгаляційного надходження радіонуклідів у закритих та вентиляльованих приміщень (коефіцієнт екранування – це відношення величини дози зовнішнього опромінення на вулиці та у приміщеннях різного типу; практично він складає від 1 до 4);

б) формуванням додаткового інгаляційного надходження радіонуклідів, що осідали на поверхню рослин садиб та парків, особливо у місцях спалення та захоронення сухого листя;

в) вживанням фруктів, городини та продукції тваринництва, що одержаної в межах самого міста, передмість та тих, які можуть бути завезені з навколишніх населених пунктів;

г) городяни також вживають м'ясо худоби, що вирощене на власних садибах та в оточуючих селах;

д) у населених пунктах питна та зрошувальна вода використовується, як правило з централізованих водогонів, ставків та колодязів.

Завдяки вітровому перенесенню радіонуклідів атмосферна дифузія постійно їх розмиває (диспергує) і зрештою вміст радіонуклідів у повітрі знижується до мізерно малих значень. Середня швидкість вітру – найважливіший параметр дисперсії, що визначає напрямок переміщення і кількість повітря, яке «розбавляє» радіонукліди. Інші важливі чинники, від яких також залежить випадання радіонуклідів з атмосфери, – це опади, що вимивають радіонукліди з хмари, атмосферні умови, наприклад шторм, структура ландшафту чи шорсткість (рельєфність) земної поверхні. Цей рельєф особливо структурований в умовах населених пунктів. Потік повітря має оминати та огинати будови та уповільнюватися. Так, після аварії на Чорнобильській АЕС значного забруднення зазнали дахи всіх будов. З часом внаслідок дії атмосферних опадів відбувся стік радіонуклідів через стічні труби на землю, тротуари, садиби. Для радіоактивної хмари ступінь радіонуклідного забруднення за напрямком вітру в будь-якій точці залежить від потужності викиду (кількості аерозолів, зокрема пилу і радіонуклідів) в одиницях об'єму за одиницю часу (рис 10.1). Ймовірно, що ступінь забруднення повітря і підстильної поверхні ґрунту чи поверхні води зменшується зі збільшенням відстані від джерела і часу після викиду. Дисперсію радіоактивної хмари математично найчастіше описують у вигляді гауссової моделі:

$$X/Q=2(3S_y)^{-1}(Y_z-S_z)^{-1}V^{-1}, \quad (10.1)$$

де  $X$  – активність радіонуклідів у повітрі, Бк(Ки)/м<sup>3</sup>;  $Q$  – потужність джерела викиду, Бк(Ки)/с;  $S_y$ , – поперечний розмір передбачуваного розподілу за віссю  $y$ , м;  $S_z$  – вертикальне стандартне відхилення домішки радіонуклідів, м;  $V$  – середня швидкість вітру, м/с.

Кожний із параметрів розподілу  $S_y$  і  $S_z$  є функцією відстані  $x$  за напрямком вітру і станом атмосфери, температурною стратифікацією від дуже нестійкої до досить стійкої, властивої для кожної конкретної місцевості. Із переміщенням радіоактивної хмари в атмосфері відбувається процес осадження аерозольних частинок на землю і поверхню води під дією електростатичних сил (аерозолі несуть позитивний заряд, а ґрунт і особливо вода мають негативний заряд) гравітаційного осадження (чим більші частинки аерозолу, зокрема пилу, тим ближче від джерела викиду вони випадають). Період, протягом якого радіонукліди можуть перебувати в повітрі, не перевищує звичайно кількох діб. Виняток становлять викиди радіонуклідів на значну висоту (ядерні вибухи в стратосфері, викид радіонуклідів унаслідок аварій у тропосфері).

Осадження радіонуклідів на територіях населених пунктів будуть описуватися іншими моделями, які ще слід окремо розробляти. Із формули (10.1) випливає, що чим більші швидкість вітру, нестабільність атмосфери, дисперсія розсіювання радіонуклідів, відстань від джерела, тим менша концентрація радіонуклідів в атмосфері та ступінь випадання їх на поверхню ґрунту чи води. Найпростіше оцінювати рівень випадань залежно від відстані до джерела так:

$$A_x = C/X^2, \quad (10.2)$$

де  $A_x$  – щільність випадань на відстані ( $X$ ) від джерела, Бк(Ки)/км<sup>2</sup>;  $C$  – константа загального об'єму випадань.

Для вірогіднішого розрахунку можна використовувати точнішу формулу

$$A_x = \frac{2Q \cdot T}{C^2 \cdot V \cdot x^{2-n}} \cdot \exp \left( -\frac{h^2}{C^2 \cdot x^{2-n}} \right), \quad (10.3)$$

де  $Q$  – активність (потужність) викиду джерела, Бк(Ки)/км<sup>2</sup>;  $T$  – час викиду;  $V$  – швидкість вітру під час викиду, м/с;  $h$  – висота джерела викиду (наприклад, труби АЕС), м;  $n$  – параметр турбулентності за спеціальними таблицями;  $C$  – лінійний коефіцієнт турбулентної дифузії за Сеттоном.

Усі згадані процеси в джерелі й атмосфері призводять до формування рівня (щільності) випадань, що зумовлює рівень радіонуклідного забруднення водних і наземних екосистем.

## 10.2. Інші шляхи надходження радіонуклідів в екосистему населених пунктів

Радіонукліди, що випали з атмосфери на поверхню ґрунту, потрапляють із поверхневим стоком на відповідні водозбірні площі струмків, рік та інших водоймищ. Поверхневий стік радіонуклідів залежить від характеру ландшафту, типу і шорсткості підстильної поверхні в окремих населених пунктах, щільності рослинного покриву, пори року, характеру і кількості опадів. В умовах гірського, схилового ландшафту, при гладкому кам'яному покритті,

позбавленому рослинності, в період інтенсивних дощів об'єм поверхневого рідкого і твердого стоку радіонуклідів є максимальним. Тобто, у населених пунктах, розташованих на схилах пагорбів та гір, ці процеси будуть дуже інтенсивні. У свою чергу ці процеси будуть призводити до додаткового забруднення джерел питної та зрошувальної води, але водночас територія такого населеного пункту буде досить швидко звільнятися від поверхневого забруднення радіонуклідами. Для рівнинних ландшафтів, типових для Полісся України, об'єм поверхневого стоку радіонуклідів становить такі величини: для  $^{137}\text{Cs}$  – близько 0,01–0,4, а для  $^{90}\text{Sr}$  – 0,2–4% на рік. Якщо об'єми випадання радіонуклідів на водозбірну територію великі, як у випадку Чорнобильської аварії на водозбірній площі Дніпра, загальний об'єм надходження радіонуклідів у водотоки з поверхневим стоком може бути дуже значним.

Велике значення для поверхневої активності стоку радіонуклідів із водозбірної площі, особливо із заплав рік, мають періоди весняних і осінніх паводків, властивих нашим річкам. Спеціальні розрахунки показали, що у випадку затоплення заплави Дніпра за високих рівнів паводків (10–25% ймовірності забезпечення) поверхневий стік радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  може досягати 4–8% відкладень радіонуклідів на заплаві за рік. Населені пункти нижче розташовані за течією, що використовують воду з таких річок, можуть отримувати помітні дози навантаження. Фізико-хімічні властивості міграції радіонуклідів у ландшафтах (їх рухливість і водорозчинність) відіграють визначальну роль у здійсненні поверхневого стоку.

Крім поверхневого стоку потрібно враховувати вторинне вітрове підймання радіонуклідів, що осіли на поверхню ґрунту. У разі високої вітрової активності на прибережних територіях можливе відбуватися потрапляння радіонуклідів у водяні екосистеми і в органи дихання людини внаслідок дефляції (осадження) чи вторинного вітрового підймання, пов'язаних із пилоутворенням. Утворення пилу може бути зумовлене дією вітру, рухом транспорту, будівельними і сільськогосподарськими роботами.

Вторинне вітрове підймання радіонуклідів у повітря оцінюють за допомогою коефіцієнтів вітрового підймання, або дефляції,  $K_6$  ( $\text{м}^{-1}$ ):

$$K_6 = C_n/C_2, \quad (10.4)$$

де  $C_n$  – об'ємна активність радіонуклідів у повітрі,  $\text{Бк}(\text{Кі})/\text{м}^3$ ;  $C_2$  – поверхнева активність радіонуклідів на поверхні ґрунту,  $\text{Бк}(\text{Кі})/\text{м}^2$ .

За експериментальними даними, відразу після випадання  $\text{Кв}$  становить  $10^4$ – $10^6$   $\text{м}^{-1}$ , а після заглиблення радіонуклідів у ґрунт через декілька років після випадання зменшується до  $10^8$ – $10^{10}$   $\text{м}^{-1}$ . Коефіцієнт вітрового підймання варіює від  $10^2$  в умовах польових робіт до  $10^{12}$  для заасфальтованих міських територій. Це особливо важливо для оцінки інгаляційної складової еквівалентної дози випромінювання для людини. Так, за рівня поверхневої активності ґрунту  $3,7 \cdot 10^{10}$   $\text{Бк}/\text{км}^2$  ( $1 \text{ Кі}/\text{км}^2$ ) і коефіцієнта вітрового підйман-

ня  $10^{-8}$  концентрація радіонуклідів у повітрі може досягати  $3,7 \cdot 10^{-4}$  Бк/м<sup>3</sup>, що становить значний рівень для органів дихання людини, але не дає значущого вітрового стоку радіонуклідів на поверхню прісноводних водоймищ і морів.

Після потрапляння радіонуклідів у екосистему повітряним шляхом чи поверхневим стоком вони залучаються до участі у житті екосистеми і підкоряються дії її внутрішніх законів. Усі радіонукліди, що потрапили в екосистему, так чи інакше беруть участь у кругообігу речовин, зумовленому трофічною структурою цієї екосистеми, – від сталих елементів середовища (вода, повітря, ґрунт) до популяцій організмів різних трофічних рівнів.

### **10.3. Радіоекологія урбанізованих територій**

Радіоекологія міст має особливе значення для їх населення, контакт якого з природними і сільськогосподарськими екосистемами має лише спорадичний характер. Проте ця галузь екології, що має певні особливості, розроблена ще недостатньо, і наведений нижче матеріал ґрунтується в основному на власних спостереженнях авторів. На підставі результатів цих спостережень нижче наведено короткий опис міста, як екосистеми, розглянуто основні шляхи надходження радіонуклідів у міста і зроблено спробу оцінити радіоемність міських екосистем.

#### **10.3.1. Місто як екосистема**

На сучасному етапі розвитку цивілізації, міста є основним структурним елементом населених територій. Понад 60% населення більшості розвинених країн проживає в містах (в Україні – майже 70%), і за прогнозом цей показник зростає. Великі багатоблокові атомні станції у країнах Європи, у т.ч. в Україні, побудовані поблизу великих міст (на відстані близько 100 км).

Так, Чорнобильська АЕС розташована на відстані 130 км від Києва; Хмельницька – 0 км від м. Хмельницького. Крім того, АЕС переважно розташовані поблизу великих рік. Вплив скидань і викидів АЕС може поширюватися за течією цих рік і зі стоками з водозбірних площ на величезні простори, у т.ч. на міста, що розташовані нижче за течією. Внаслідок цього Чорнобильська АЕС і аварія на ній впливають на населення найбільших міст України – Києва, Черкас, Запоріжжя, Дніпродзержинська, Дніпропетровська, Херсона і Криму в цілому. Якщо прямиий вплив аварія справила на 4–6 млн. чоловік населення України, то непрямиий її вплив охоплює 30–35 млн. чоловік.

Екологічна система міста (екополіс) охоплює будинки, вулиці, підприємства, зелену зону і зону рекреації (відпочинку) жителів міста, а також зону сільськогосподарського виробництва, звідки доставляють продукти харчування для жителів міста, джерела водопостачання і ріки, що протікають поблизу міста.

### 10.3.2. Надходження радіонуклідів у міські екосистеми, їх розподіл і міграція

Для штучної екосистеми – екополіса характерні кілька важливих особливостей стосовно надходження до нього радіонуклідів унаслідок викидів і скидань АЕС у випадках нормального й аварійного режимів функціонування. В умовах нормального режиму роботи АЕС основний шлях потрапляння радіонуклідів у екополіс – це скидання в річки і через систему водопостачання у місто, розташоване нижче за течією. Інші, другорядні, шляхи – це незначне осадження аерозолів, що містять радіонукліди, з атмосфери на території міста і вживання продуктів харчування, отриманих із територій поблизу АЕС, де може відбуватися осадження викидів. Ці шляхи не відіграють значної ролі, тому що міста звичайно розташовані досить далеко від АЕС і розташування АЕС за розою вітрів ніколи не орієнтоване на велике місто. Крім того, викиди за нормального режиму роботи станції, а також площі і рівень забруднення сільськогосподарських угідь є незначними.

У табл. 10.1 і 10.2 наведено усереднені оцінки показників викиду радіонуклідів на АЕС із різними типами реакторів – ВВЕР і РБМК. Дані свідчать, що в режимі нормальної експлуатації різних блоків допустимі і реальні викиди в навколишнє середовище є незначними навіть на межі 3-х кілометрової санітарно-захисної зони. Було проведено порівняльні комплексні оцінки еквівалентних доз випромінювання внаслідок викидів АЕС потужністю 10 МВт (електрики) у режимі нормальної експлуатації (радіус 50 км) і при роботі теплоелектростанцій (ТЕС) залежно від шляхів впливу радіонуклідів (табл. 10.3).

Таблиця 10.1. Щільність випадання\* довгоживучих радіонуклідів на межі санітарно-захисної зони АЕС\*\* із РБМК-1000 у різний час від початку експлуатації \*\*\*.

Радіо- нуклід	Питома активність радіонуклідів Кі*/кг(л)					
	Через 1 рік		Через 5 років		Через 30 років	
	СД****	Реальні	СД	Реальні	СД	Реальні
60Co	3–12	0,1–1,5	10–50	0,4–5	20–100	0,8–10
90Sr	3–10	0,2–0,7	10–60	0,9–40	60–100	4–80
137Cs	0,3–1	$\approx 2,5 \cdot 10^{-3}$	1,5–6	$\approx 13 \cdot 10^3$	6–10	$\approx 3 \cdot 10^{-3}$

\*Поверхнева активність радіонуклідів, Бк/км<sup>2</sup>

\*\* Відстань від АЕС=3 км

\*\*\* 1 мкКі=3,7·10<sup>-4</sup>

\*\*\*\*СД – допустимі за санітарними нормами викиди

Із табл. 10.2 зрозуміло, що еквівалентні дози випромінювання, сформовані внаслідок викидів АЕС у режимі нормальної експлуатації, не призводять до істотних дозових навантажень для населення санітарно-захисної зони і



поза нею. Доза від роботи ТЕС за 50 років практично в 100 разів перевищує рівень дози, зумовлений роботою АЕС (в режимі нормальної експлуатації) за 30 років. Таким чином, можна зробити висновок, що у разі нормального режиму роботи АЕС будь-яких радіоекологічних проблем стосовно доз випромінювання для людей, флори і фауни міст та інших розташованих поблизу АЕС екосистем не спостерігатиметься.

Таблиця 10.2. Питома активність радіонуклідів у об'єктах навколишнього середовища на межі санітарно-захисної зони АЕС залежно від типу реактора

Радіо-нуклід	Питома активність радіонуклідів Кі*/кг(л)					
	У повітрі		У рослинах		У ґрунті	
	Від ВВЕР	Від РБМК	Від ВВЕР	Від РБМК	Від ВВЕР	Від РБМК
ДЖР**	1,5–2,5	0,5–5	25	3–15	10–20	10–20
<sup>90</sup> Sr	0,07–0,4	0,03–0,3	0,1–1,5	0,05–0,2	0,2–0,4	0,02–0,3
<sup>137</sup> Cs	0,25	0,05–0,2	0,1–0,3	0,01–0,4	0,3–0,5	0,02–0,5

$$1\text{Кі}=3,7 \cdot 10^{-10} \text{ Бк}$$

ДЖР – довгоживучі радіонукліди

Зовсім іншою є ситуація у випадку такої аварії, як Чорнобильська. Розглядаючи радіоекологічні проблеми міста після цієї аварії, нерідко використовують дані і оцінки, отримані при вивченні наслідків для міста енергетиків (Прип'ять) і для екополіса (Київ). Значні дозові навантаження дістали жителі м. Прип'ять унаслідок зовнішнього опромінення до евакуації.

Таблиця 10.3. Порівняльні еквівалентні дози випромінювання при опроміненні населення внаслідок викидів АЕС\* потужністю 10 МВт (ел.) і ТЕС\*\*

Вплив радіонуклідів	Річна доза від роботи АЕС за 30 років, Зв, (бер)	Доза від роботи ТЕС за 50 років, Зв (бер)
Зовнішній	$8 \cdot 10^{-9}$ ( $8 \cdot 10^{-4}$ )	$1,6 \cdot 10^{-5}$ ( $1,6 \cdot 10^{-3}$ )
Через дихальні шляхи	$8 \cdot 10^{-9}$ ( $8 \cdot 10^{-4}$ )	$6,7 \cdot 10^{-5}$ ( $6,7 \cdot 10^{-3}$ )
Надходження в організм із продуктами харчування	$4,5 \cdot 10^{-3}$ ( $4,5 \cdot 10^{-8}$ ) $7,13 \cdot 10^{-7}$ ( $7,13 \cdot 10^{-5}$ )	$11,6 \cdot 10^{-3}$ ( $11,6 \cdot 10^{-3}$ )
В цілому	$(0,25 \cdot 10^{-3}$ за останні 30 років)	$19,9 \cdot 10^{-2}$ (19,9)

\* За нормального режиму роботи АЕС

\*\*Унаслідок викидів <sup>40</sup>K та інших природних радіонуклідів

Це місто з населенням понад 40 тис. чоловік забудоване переважно багатопверховими будинками. Більша частка (понад 70%) території заасфальтована, є залишки лісу і невелика паркова зона. Рівень активності радіонуклідів

на території міста у травні 1986 р. становив  $(3,7-37) \cdot 10^{12}$  Бк/км<sup>2</sup> (100–1000 Кі/км<sup>2</sup>), але мало місце нерівномірне осадження радіоактивних аерозолів, зокрема пилу. Всі компоненти екосистеми міста зазнали істотних дозових навантажень від хмари радіоактивних аерозолів і випадінь радіонуклідів.

Найвищі рівні забруднення виявлено на ґрунті, рослинності, піщаному плато біля р. Прип'ять, на дахах будинків. Спостерігалась висока сорбційна здатність матеріалу дахів і стін будинків стосовно радіонуклідів. Якщо в перші роки після аварії дощі спричиняли змив радіонуклідів, то вже через 5–6 років застосування навіть таких методів дезактивації, як піскоструминний і водометний, привело до зменшення рівня забруднення дахів і стін лише у 2–3 рази. Відношення рівнів забруднення до застосування контраходу і після нього дає змогу визначити коефіцієнт дезактивації, чи деконтамінації (КД). Радіонукліди з дахів змивалися опадами на ґрунт. Мало місце значне концентрування радіонуклідів біля водостоків труб на ґрунті чи асфальті. Таке концентрування спостерігалось у Києві та в інших населених пунктах навіть на 7–8-й роки після аварії, і зараз це явище також фіксується.

Під деякими водостоками корпусів Національного університету біоресурсів і природокористування України у ті часи автори реєстрували рівні забруднення невеликих ділянок ґрунту за <sup>137</sup>Cs порядку 185–296 кБк/м<sup>2</sup> (5–8 Кі/км<sup>2</sup>), що відповідає 3-й зоні радіоактивного забруднення, у порівнянні з забрудненням всієї території у середньому 37–74 кБк/м<sup>2</sup> (1–2 Кі/км<sup>2</sup>).

Під дією атмосферних опадів здійснюється поступова дезактивація дахів і стін будинків, а також доріг, покритих бетоном і асфальтом. Потім відбувається стік радіонуклідів у каналізаційні системи і далі у Дніпро. Проте, вкриті рослинністю ділянки ґрунту і парки продовжують міцно утримувати радіонукліди, що випали на них. Ландшафт м. Прип'ять рівний і очікувати значних поверхневих стоків тут не доводиться. Натомість Київ має різко виражений горбкуватий ландшафт. У період рясних дощів на схилах ярів і на твердих покриттях вулиць формується твердий і рідкий стік. Зрозуміло, що коефіцієнти стоку з такої міської території в кілька разів вищі, ніж із сільськогосподарських угідь, а тим більше з лісових масивів.

Важливо підкреслити, що в умовах міста цей стік спочатку потрапляє у каналізаційну мережу, потім у міські відстійники і тільки після цього у Дніпро. Можна зробити висновок, що саме в мулі й донних відкладах відстійників концентрується і певний час утримується значна частина радіонуклідів, що випали на місто.

У м. Прип'ять на хвойних деревах унаслідок високих доз зовнішнього випромінювання і рівнів забруднення було виявлено деякі аномалії і морфози в рості й закладанні пагонів. Інших помітних ефектів впливу іонізуючого випромінювання на біоту міст не описано. Можливо, це пов'язано з відсутністю регулярних досліджень і вжиттям різноманітних заходів щодо дезактивації

міста. Слід зазначити, що ефективність дезактивації міста виявилась низькою. Дезактивований будинок через деякий час знову забруднювався внаслідок вітрового перенесення радіонуклідів.

Значний ефект стосовно зменшення (економії) колективної дози був досягнутий у Києві за рахунок вивозу і захоронювання опалого листя восени 1986 р. Рівень питомої активності радіонуклідів у листі в парках міста навесні і влітку того року досягав  $3,7 \cdot 10^4$  Бк/кг ( $10^{-6}$  Кі/кг), що відповідало малоактивним радіоактивним відходам. Загальна маса вивезеного опалого листя становила близько 20000 т. Було створено контейнери для збирання опалого листя, в яких його вивозили і захоронювали у спеціальних великих могильниках. Економія колективної еквівалентної дози для населення міста після проведення цього контрзаходу була значною і становила  $2,1 \cdot 10^4$  люд.Зв ( $2,1 \cdot 10^6$  люд.бер).

### **Контрольні запитання**

1. Які особливості надходження радіонуклідів у населених пунктах?
2. Що собою уявляє вітрове перенесення радіонуклідів, або атмосферна дифузія?
3. Як радіоактивні частки видаляються з атмосферного повітря?
4. Що собою уявляє – екополіс?
5. Яка питома активність радіонуклідів у об'єктах навколишнього середовища на межі санітарно-захисної зони АЕС?
6. Коли був споруджен остаточний об'єкт укриття над 4-м блоком АЕС у Чорнобилі?
7. Яка загальна маса вивезеного опалого листя, що була заражена радіоактивними ізотопами?
8. Де менша доза зовнішнього опромінення у дерев'яному чи кам'яному будинках?
9. Особливості формування дозових навантажень людей на урбанізованих територіях за рахунок водокористування.
10. Яка роль каналізаційних систем у населених пунктах в депонуванні радіонуклідів?
11. Куди надходить основна частина радіонуклідів в екосистемі міста?
12. На яких ландшафтах швидкості поверхневого стоку радіонуклідів найбільші?
13. Від чого на вашу думку, залежить швидкість поверхневого стоку радіонуклідів у схилих та гірських складових міських екосистем.
14. При рівних умовах забруднення, коли більші дози опромінення у місті чи у селі?

### Літературні джерела за темою

1. Дементьев Б. А. Ядерные энергетические реакторы. Учебник для вузов – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 352 с. – ISBN 5 283 03836
2. Енергетика: історія, сучасність і майбутнє. Кн. 4 : Розвиток атомної енергетики та об'єднаних енергосистем / К. Б. Денисевич, Ю. О. Ландау, В. О. Нейман, В. М. Сулейманов, Б. А. Шилияєв; Наук. ред. Ю. О. Ландау, І. Я. Сігал. – 2013. – 303 с. – ISBN 978-617-635-005-7
3. Міжнародна конференція «Актуальні проблеми ядерної фізики та атомної енергетики», 29 травня- 3 червня 2006 року / Інститут ядерних досліджень НАН України, Київський національний ун-т ім. Тараса Шевченка. Фізичний факультет, Національна енергогенеруюча компанія України «ЕНЕРГОАТОМ». – К. : [б.в.], 2006. – 202 с. – Бібліогр.: в кінці ст.
4. Ядерна наука та енергетика очима молоді: нові ідеї, дослідження, рішення: зб. наук. ст. / Укр. ядер. т-во, ДП НАЕК «Енергоатом», Одес. нац. політехн. ун-т; за ред. д-ра техн. наук С. В. Барбашева. О. : Астропринт, 2011. – 153 с. : рис., табл. – Текст укр., рос. – Бібліогр. в кінці ст.
5. Коваленко Г. Д. Радиоэкология Украины. – 2-е изд., перераб. и доп. – Х. : ИД "Инжэк", 2008. – 264 с.
6. Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности. – М. : Атомиздат, 1967. – 248 с.
7. Кутлахмедов Ю. О. Основи радіоекології: навч. посіб. – К. : Вища школа, 2003. – 319 с.
8. Основы радиационной безопасности в жизнедеятельности человека: учеб. пос. / П.П. Кукин, В.Л. Лапин, В.М. Попов, Л.Э. Марчевский, Н.И.Сердюк; Под. общ. ред. В.Л. Лапина, В.М. Попова – Курск : МГАТУ им. К.Э. Циолковского; КурскГТУ, 1995. – 143 с.

## 11. РАДІОЄМНІСТЬ ЕКОСИСТЕМ

---

*Радіоемність екосистеми* – це максимальна кількість радіонуклідів, що може міститись у певній екосистемі, не порушуючи її основних трофічних властивостей, тобто продуктивності, кондиціонування і надійності. Для порівняння за радіоемністю різних екосистем введено поняття *питома радіоемність* – відношення радіоемності певної екосистеми до площі, яку вона займає. Будь-яка екосистема, мала чи велика, проста чи складна, здатна міцно і досить довго утримувати радіонукліди, що надходять до неї, шляхом активного накопичування чи пасивної сорбції, а то й фіксування на тривалий час значних за активністю кількостей радіонуклідів. Проте потрібно враховувати, що високі рівні активності радіонуклідів (до  $3,7 \cdot 10^7$  Бк, або  $(10^{-3}$  Кі/кг) і більше можуть бути зумовлені дуже малими їх хімічними концентраціями, до яких закон діючих мас незастосовний, і тому токсикологічних проблем щодо екосистем, забруднених радіонуклідами, як правило, не виникає.

Відсутність властивості міцно утримувати накопичені радіонукліди за будь-якої природної ситуації означає порушення трофічних зв'язків між компонентами екосистеми, руйнування шляхів міграції і поглинання елементів живлення чи їх сорбції, а звідти і деградацію екосистеми. Здатність екосистем накопичувати і міцно утримувати радіонукліди, що надходять до них, є їх фундаментальною властивістю. Мірою цієї властивості екосистем може бути *фактор радіоемності* – відношення активності радіонуклідів, що міцно сорбовані компонентами екосистеми, до всієї радіоактивності цієї екосистеми. Верхньою межею є такий ступінь активності радіонуклідів, який ще не порушує функціонування екосистеми, тобто не знижує її продуктивності, здатності до кондиціонування і надійності.

Категорії продуктивності, кондиціонування і надійності екосистем належать до невизначених кількісних понять. Це наслідок природних властивостей екосистем. Так, продуктивність будь-якої екосистеми може значно змінюватися залежно від сезону, погодних умов і багатьох інших чинників. Кондиціонування залежить від продуктивності, різних навантажень на екосистему і специфіки умов її існування. *Надійність екосистем*, тобто властивість зберігати свої особливості в зовнішніх умовах, що змінюються, залежить не тільки від режиму таких змін (тобто повільні ці зміни чи відбуваються швидко, на зразок катастроф), а й від того, про які особливості екосистеми йдеться. Так, можна говорити про порушення надійності при змінах видової сталості екосистеми. Проте, якщо мати на увазі функцію, яку виконує певна екосистема стосовно екосистеми вищого рангу в ієрархії біосфери (наприклад, постачання біосфери киснем чи поглинання  $\text{CO}_2$ ), то видова сталість відступає на другий план, тому що навіть у разі її істотних змін екосистема може добре виконувати цю функцію. Те саме стосується відновлення структури зруйно-

ваної екосистеми. Так, вирубання ділянки лісу чи оранка природної луки є знищенням відповідних екосистем. Але якщо антропогенний вплив припинено, то через кілька років чи десятиліть ці порушення поступово зменшуються і зруйновані екосистеми відновлюються. Тривалі антропогенні впливи можуть так уплинути на вихідну екосистему, що вона необоротно заміниться новою екосистемою, яка більше відповідає зміненим умовам. Усе це означає, що кількісну оцінку продуктивності, кондиціонування і надійності потрібно давати для кожної конкретної екосистеми, обов'язково зазначаючи особливості супутніх умов.

### 11.1. Радіємність агроекосистем

Агроекосистеми відіграють провідну роль у формуванні дози опромінення людини внаслідок надходження радіонуклідів у організм із продуктами сільськогосподарського виробництва. Розглянемо найпростішу агроекосистему – поле, на якому вирощують одну сільськогосподарську культуру. Активність радіонуклідів, що первинно випали на територію (у розрахунку на 1 км<sup>2</sup> площі), позначимо  $A_0$ . За питомої активності радіонуклідів у ґрунті  $C_0$ , Бк(Кі)/кг; врожай біомаси з одиниці площі  $B$ , кг/км<sup>2</sup> і коефіцієнт переходу з ґрунту в рослини  $K_0$  [Бк(Кі)/кг біомаси на Бк(Кі)/кг ґрунту], загальна частка вносу радіонуклідів із врожаєм за перший вегетаційний період  $A_v$  становить:

$$A_v = K_0 C_0 B_0 / A_0 \quad (11.1)$$

У цій формулі потрібно врахувати розпад радіонуклідів  $r$  за період вегетації  $T$ , коефіцієнт для врахування ймовірності стоку радіонуклідів з орного горизонту внаслідок вітрового перенесення  $a$ , й коефіцієнт стоку радіонуклідів із поверхневими водами і/чи дифузії в некоренезаселений шар ґрунту  $b$ :

$$A_v = K_0 C_0 B_0 / ab A_0 e^{-rT} \quad (11.2)$$

Тоді коефіцієнт радіємності поля ( $F_{II}$ ), що відбиває частку активності радіонуклідів, яка залишається у ґрунті, становитиме:

$$F_{II} = 1 - A_g \quad (11.3)$$

Винос радіонуклідів із наступним урожаєм біомаси рослин на цьому полі, а також чинник його радіємності внаслідок вносу, можна оцінити за формулами:

$$A_{v1} = K_1 C_1 B_1 / a_1 b_1 A_0 (1 - F_{II}) e^{-rT}, \quad F_{II} = 1 - A_g \quad (11.4)$$

Загальний внос радіонуклідів з урожаєм через  $n$  вегетаційних періодів і відповідний чинник радіємності цього поля становитимуть:

$$A_{з.в.} = \sum_i A_{vi} = \sum_i K_i C_i D_i / a_i b_i A_0 (1 - F_{II}) e^{-rT}, \quad F_{II} = 1 - A_{з.в.} \quad (11.5)$$

Із рівнянь (11.3) і (11.4) видно, що знаменник у формулах для частки вносу радіонуклідів із врожаєм поступово зменшується. За всіх інших однакових умов чинник (фактор) радіємності агроєкосистеми згодом зростає, а загальна активність радіонуклідів у врожаї помітно знижується.

Розглянемо ситуацію з формуванням чинника радіємності посіву в умовах зрошувального землеробства. Радіоактивність такого посіву чи природної зрошувальної луки визначається чинником радіємності і виносом радіонуклідів з урожаєм із ґрунту, а також властивостями зрошувальної води. Відомо, що деякі сільськогосподарські культури, зокрема овочі, мають дуже високі значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів від поливної води до біомаси рослин позакореневим шляхом. При цьому коефіцієнти переходу в системі поливна вода-біомаса рослин досягають 10 і більше. У такому випадку в чисельник формул (11.3) і (11.4) слід додати член, зумовлений поливом:

$$A_{\text{в.п.}} = (K_0 C_0 + K_e C_e) B_0 / (a_0 b_0 A_0 + C_e V) e^{-T} \quad (11.6)$$

де  $A_{\text{в.п.}}$  – активність радіонуклідів у врожаї при поливі, Бк (Кі);  $K_B$  – коефіцієнт переходу зрошувальна вода – біомаса рослин [Бк(Кі)/кг біомаси на Бк(Кі)/л зрошувальної води];  $C_B$  – об'ємна активність радіонуклідів у зрошувальній воді, Бк(Кі)/л і  $V$  – об'єм зрошувальної води за вегетацію, л.

Формула (11.6) засвідчує провідну роль зрошувального компонента у формуванні вносу радіонуклідів і радіоактивності посіву. Ґрунтуючись на ній, можна обчислити рівень радіоактивності посіву в умовах тривалого багаторічного поливу, а також розрахувати винос радіонуклідів і радіємність сільськогосподарських угідь великого регіону (наприклад, України в цілому). Така радіємність може бути оцінена, як сума радіємностей для окремих культур на різних ґрунтах у різних районах регіону за різних рівнів радіонуклідного забруднення і врожаїв з урахуванням можливого зрошення.

Слід підкреслити, що саме поняття «єкосистема» охоплює відтворення її складових живих компонентів (біопродуктивність) і підтримання якості середовища їх проживання (кондиціонування). У разі радіонуклідного забруднення, виконання цих функцій призводить до накопичення і перерозподілу радіонуклідів у екосистемі та її елементах, що й зумовлює її радіємність, а згодом до їх захоронювання в ґрунті чи донних відкладеннях.

Отже, те, що радіємність є природною властивістю екосистеми, очевидно. Розглянуті вище показники й чинник (фактор) радіємності є зручними, універсальними й відбивають основні властивості екосистем. Використовуваний математичний апарат стаціонарних і динамічних моделей досить простий і придатний для екосистем будь-якої складності. Цей підхід дає змогу отримати важливі прогностичні оцінки якості та стану екосистем і має високу евристичність.

## 11.2. Радіємність лісової екосистеми

Інтерес радіоекологів до лісу пояснюється тим, що він є своєрідним природним комплексом і здатний, як вже відзначалося, довго й міцно утримувати радіонукліди, які потрапили до нього, запобігаючи їх виносу за межі забрудненої території. Ліс може впливати на міграцію радіонуклідів у глобальному масштабі. Проте ліс, особливо хвойний, дуже чутливий до впливу іонізуючого випромінювання. Своєрідні властивості лісу починають виявлятися вже з перших моментів осадження радіонуклідів з атмосфери на лісовий масив. Для характеристики затримувальної здатності лісу використовують такий показник, як коефіцієнт затримування ( $K_3$ ):

$$K_3 = B/A, \quad (11.7)$$

де  $A$  – поверхнева активність радіонуклідів, що випали на одиницю площі лісу, Бк/км<sup>2</sup> (Кі/км<sup>2</sup>) і  $B$  – поверхнева активність затриманих у кронах дерев радіонуклідів на тій самій одиниці площі лісу, Бк/км (Кі/км<sup>2</sup>).

Коефіцієнт затримування при осадженні на ліс радіонуклідів з атмосфери варіює в широкому діапазоні значень залежно від типу і віку насаджень, сезону, метеорологічних умов під час випадання і фізико-хімічних форм радіонуклідів, що осідають на ліс. Так, у зимовий період випадання радіонуклідів  $K_3$  листяного лісу в 5 разів менше, ніж у весняно-літній період.

У разі горизонтального вітрового потоку на лісовий масив основна частка радіонуклідів, що містяться у ньому, фільтрується і затримується на узліссях. Таку здатність лісу називають *узлісним ефектом*. Поверхневий стік радіонуклідів на заліснених територіях набагато менший, ніж на відкритих і в агроєкоценозах. Встановлено, що питома активність стічних вод, що витікають із лісового масиву, не перевищує 1–3% стоку на відкритих просторах. Такий лісовий масив можна характеризувати коефіцієнтом виносу, який визначають за такою формулою:

$$K_B = V/A, \quad (11.8)$$

де  $V$  – поверхнева активність радіонуклідів, що виходять із водотоками з лісового масиву (струмки, малі ріки), Бк/км<sup>2</sup> і  $A$  – поверхнева активність радіонуклідів, що випали па лісовий масив, Бк/км<sup>2</sup>. Такий  $K_B$  може бути розрахований і для річного виносу, і на будь-який триваліший період.

Радіонукліди, що осідають на кронах дерев, під впливом атмосферних опадів і внаслідок опадання листя переміщуються у лісову підстилку. Для характеристики цього процесу використовують такий показник, як період напіввтрат із крони дерев осілих на них радіонуклідів. Оцінки при глобальних випаданнях довели, що період напіввтрат  $T_{1/2}$  – час, за який половина осілих на крону радіонуклідів переходить у підстилку, становить для листяних лісів 3, а для хвойних – 4–5 місяців. Тривалість цього періоду залежить



від багатьох характеристик: фізико-хімічних властивостей випадань, форми і типу радіонуклідів, сезону, клімату тощо. Після потрапляння у лісову підстилку радіонукліди залучаються до процесів міграції. Як камерну модель цей процес можна описати у вигляді такої блок схеми: лісова підстилка – біота лісової підстилки (гриби та інші рослини) – ґрунт – корені – стовбур – кора – листя. Цей цикл може тривати дуже довго.

Лісова екосистема є особливим видом екосистем, що міцно утримує радіонукліди. Якщо лісовий масив не використовується (наприклад, 30-кілометрова зона ЧАЕС), то чинник його радіоємності близький до 1. Весь можливий винос радіонуклідів пов'язаний лише з незаконними порубками, полюванням, збиранням грибів і ягід, а також із відносно малим поверхневим стоком радіонуклідів із лісового ландшафту і потраплянням їх у водотоки (струмки та малі річки). У цьому випадку досить оцінити річний винос радіонуклідів із лісового масиву усіма водотоками, порівняти з кількістю викинутих на нього радіонуклідів і розрахувати чинник його радіоємності. У разі використання забрудненого радіонуклідами лісового масиву потрібно додатково врахувати обсяги вивозу лісу, а також виніс унаслідок полювання, збирання грибів і ягід. Оцінка рівня радіонуклідного забруднення цих лісових продуктів дасть змогу визначити антропогенний винос радіонуклідів. Ураховуючи природний і антропогенний винос радіонуклідів, можна оцінити залишкову радіоактивність лісового масиву на будь-який період часу і розрахувати чинник радіоємності лісової екосистеми. Відомо, що практично в усіх випадках із лісових екосистем за рік виноситься не більш ніж 1-3% запасу відкладень радіонуклідів на ландшафті. Отже, чинник радіоємності лісової екосистеми досягає 0,97–0,99.

### 11.3. Радіоємність прісноводних екосистем

Будь-яка екосистема, мала чи велика, проста чи складна, здатна міцно і досить довго утримувати радіонукліди, що надходять до неї, шляхом активного накопичування чи пасивної сорбції, а то й фіксування на тривалий час значних за активністю кількостей радіонуклідів. Відсутність властивості міцно утримувати накопичені радіонукліди за будь-якої природної ситуації означає порушення трофічних зв'язків між компонентами екосистеми, руйнування шляхів міграції і поглинання елементів живлення чи їх сорбції, а звідти і деградацію екосистеми.

Проте, якщо мати на увазі функцію, яку виконує певна екосистема стосовно екосистеми вищого рангу в ієрархії біосфери (наприклад, постачання біосфери киснем чи поглинання  $\text{CO}_2$ ), то видова сталість відступає на другий план, тому що навіть у разі її істотних змін екосистема може добре виконувати цю функцію. Яскравим прикладом цього є функціонування водних екосистем.

### 11.3.1. Радіємність непроточної прісноводної водойми

Для введення кількісної міри радіємності водойми розглянемо непроточну прісноводну водойму, на прикладі якого в 1960 р. було вперше запропоноване це поняття О.Л. Агре і В.І. Корогодіним. Камерна модель такої водойми складається з трьох блоків: вода – донні відкладення – біота (рис. 11.1). При забрудненні водойми радіонукліди надходять у воду, а потім розподіляються в зазначених блоках.

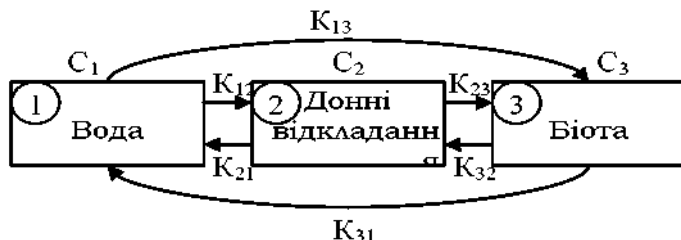


Рис. 11.1. Блок-схема камерної моделі прісноводної водойми (тут і далі двома цифрами позначено камери, між якими відбувається перерозподіл радіонуклідів).

Вода у водоймі відіграє роль сполучної ланки в ланцюзі міграції радіонуклідів до його ґрунту і біологічних компонентів. Радіоактивне забруднення, що звичайно є сумішшю різних радіонуклідів, може міститись у воді в складі різних хімічних сполук у водорозчинній формі чи у вигляді суспензій. Вивчення розподілу радіоактивних речовин у водоймах, що були місцем скидання радіонуклідів, а також експерименти, проведені в штучних водоймах і акваріумах, засвідчили, що мулові маси та інші донні відкладення мають високу сорбційну здатність щодо різних радіонуклідів.

Концентраційна рівновага між водою і ґрунтом встановлюється з коефіцієнтом накопичення, котрий, як правило, перевищує 100 (тобто 1 частка радіонуклідів знаходиться у воді, а 99 у донних відкладах). Якщо водойма має ґрунт суто піщаний чи торф'яний, то глибина проникнення в нього радіонуклідів та їх кількість можуть істотно змінюватися. У звичайних непроточних водоймах із донними відкладеннями сапропелевого типу скинута в них суміш радіонуклідів концентрується в основному у верхньому шарі 10–20 см завтовшки і відношення активності радіонуклідів у мулах і воді в середньому становить  $10^2$ – $10^3$ . Ця висока поглинальна здатність донних відкладень зумовлена великою кількістю органічних речовин, що містяться в них і перебувають у високодисперсному колоїдному стані.

Завдяки цьому саме донні відкладення відіграють у водоймі роль депо, у якому концентруються радіонукліди, що потрапляють до нього.

Концентраційна рівновага між водою і ґрунтом може зміщуватися в той чи інший бік. Одним із найважливіших чинників, що впливає на здатність донних відкладень до поглинання, є кислотна (активна) реакція (рН) води водойми. Так, більшою є сорбція продуктів поділу ядер урану, тобто в основному елементів лужноземельної і рідкоземельної груп, що відбувається в слабколужному середовищі (при рН 8,5–9,0). За такої самої реакції води солі важких і лужноземельних елементів утворюють нерозчинні гідроксиди, що випадають в осад. Десорбція радіонуклідів із донних відкладень за нейтральної реакції середовища (рН 7,0) дуже незначна і становить, наприклад за стронцієм і цезієм, лише 0,4–4,0% на рік. Якщо рН водойми знижується у кислотний бік, вихід раніше абсорбованих радіонуклідів у воду може досягати 50% і більше. Тому для того щоб донні відкладення депонували і міцно утримували радіонукліди, їхня реакція має бути лужною або нейтральною.

Тепер розглянемо, яку роль у розподілі радіонуклідів, що потрапили до водоймища, відіграє біота. Ще В.І. Вернадський у 1930-ті роки, вивчаючи накопичення радіо деякими водяними організмами, встановив факт значного поглинання цього радіонукліду живими істотами. Пізніше було виявлена здатність різних водяних організмів, особливо планктону і мікробентосу, накопичувати радіонукліди з активністю, що в кілька десятків разів перевищує їх активність у навколишньому середовищі. Час, протягом якого концентрація радіонуклідів досягає граничних значень за певної їх активності у воді, у зоопланктону вимірюється хвилинами, багатоклітинних водоростей – днями, риб – місяцями. При цьому середній сумарний коефіцієнт накопичення радіонуклідів цими організмами є сталим показником і становить близько  $10^3$ . Проте, незважаючи на високі коефіцієнти накопичення, відносна складова активності радіонуклідів у біоті забруднених водойм є незначною і становить  $10^{-2}$ – $10^{-3}$  їх активності у воді, адже відносна кількість живої речовини у водоймах дуже мала. Тому роль біоти як депо радіонуклідів звичайно незначна, і нею можна нехтувати. Виняток становлять ситуації з високим вмістом біоти у воді (1–10 г/м<sup>3</sup> і більше). Яке ж значення у таких випадках мають флора і фауна водойм у розподілі радіонуклідів, що надходять до них?

Основну масу живої речовини в будь-якому природній водоймі становлять планктон і мікробентос. Швидкість розмноження максимальна саме в мікроорганізмів – бактерій, одноклітинних водоростей, грибів і найпростіших. Час подвоєння цих організмів становить від десятків хвилин до десятків годин. Саме тому продуктивність мікроорганізмів є набагато вищою від продуктивності всіх інших представників біоти. Тому біомаса водойми завдяки швидкій зміні циклів поколінь зазначених її представників відіграє величезну роль у транспортуванні радіонуклідів із води у донні відкладення. Радіонук-

ліди, накопичені живими мікроорганізмами, при їх відмиранні міцно утримуються в детриті, і разом із ним осідають на дно, переходячи в донні відкладення (безпосередньо чи трофічними ланцюгами). Загальна активність радіонуклідів, що переноситься біомасою протягом одного сезону з води у донні відкладення, може в сотні і тисячі разів перевищувати їх активність у біоті. Таким чином здійснюється і кондиціювальна функція біоти (очищення води водойм від забруднень радіонуклідами), і функція транспортування радіонуклідів із води в донні відкладення.

Іншою важливою особливістю діяльності біоти в забрудненій радіонуклідами водоймі є стабілізація кислотно-основної рівноваги, насамперед активної реакції води. У періоди рясного цвітіння планктону рН води може підвищуватися до 9–10. Відомо, що під час цвітіння і наступної загибелі планктону відбувається істотне зниження рівня радіоактивного забруднення водоймищ, що, безумовно, є наслідком зазначених двох чинників – захоронення радіонуклідів на дні водойми разом із детритом і змін рН води, що є сприятливим для сорбції. Не менш важливою є роль активно функціонуючої біоти (особливо тієї, що населяє донні відкладення) як для створення власне донних відкладень, так і для фіксації в них сорбованих радіонуклідів.

Враховуючи ці функції біоти, можна стверджувати, що наявність нормально функціонуючої мікрофлори, а також багатоклітинних рослин і тварин є необхідними умовами стабільного функціонування водоймищ як поглиначів радіонуклідів, які потрапляють до них. Остання обставина дає змогу приблизно оцінити граничне забруднення радіонуклідами води і донних відкладень непроточних водойм, сумісне з нормальним функціонуванням біоти, що в них мешкає. Можна припустити, що для води гранична об'ємна активність радіонуклідів має становити близько  $3,7 \cdot 10^4$  Бк/л ( $10^{-6}$  Кі/л), а питома активність верхніх шарів донних відкладень завтовшки 3–5 см – не більше, ніж  $(3,7\text{--}37) \cdot 10^5$  Бк/кг, або  $10^5\text{--}10^4$  Кі/кг. Усе це дає змогу оцінити радіємність непроточної прісноводної водойми.

Площу поверхні такої водойми, що приблизно дорівнює площі його дна, позначимо  $S$ , його глибину –  $H$ , об'ємну активність радіонуклідів у воді –  $C$ , а коефіцієнт накопичення радіонуклідів верхніми шарами донних відкладень завтовшки  $h - k$ . Тоді загальна активність радіонуклідів у водоймі  $A$  (тобто його радіємність) можна визначити за формулою:

$$A = CS(H + kh) \quad (11.9)$$

Ця формула відбиває стан забрудненої водойми в умовах сталої рівноваги між водою і донними відкладеннями. Якщо прийняти (як зазначалося вище), що  $C = 3,7 \cdot 10^4$  Бк/л ( $10^{-6}$  Кі/л),  $S = 1$  км<sup>2</sup>,  $H = 2$  м,  $k = 10^3$  і  $h = 10$  см, то радіємність такої водойми  $A$  становитиме близько  $3,7 \cdot 10^{15}$  Бк ( $10^5$  Кі). Це означає, що водойма може містити радіонукліди активністю до  $10^5$  Кі. При цьому з часом активність радіонуклідів буде не тільки зменшуватися внаслідок

док їх розпаду, а й зростати внаслідок переходу все більшої кількості радіонуклідів у донні відкладення і міцної їх фіксації. На підставі формули (11.9) можна визначити, яка частка активності радіонуклідів, що випали у водойму, міститься у донних відкладеннях:

$$F = \frac{kh}{H + kh} \quad (11.10)$$

Виходячи з цього, активність радіонуклідів, що містяться у воді, становитиме  $1 - F$ . Показник  $F$  можна назвати *чинником або фактором радіємності* водойма. Слід зазначити, що  $F$  не залежить від абсолютного значення радіємності системи, і тому цей показник доцільно використовувати для порівняння між собою екосистем різного об'єму і різного походження. Цей чинник не залежить також від питомої активності радіонуклідів –  $C$  на великому інтервалі значень і дає змогу розраховувати ступінь забруднення води водойм, якщо відомі активність радіонуклідів, що надійшла до нього, і площа поверхні. Знаючи  $A$  (активність радіонуклідів у водоймі) і  $S$  (площу поверхні водойми), можна визначити питому радіємність водойми, тобто активність радіонуклідів, що припадає на одиницю його поверхні  $A^*$ :

$$A^* \approx AS^{-1} \quad (11.11)$$

Цей показник, як уже зазначалося, дає змогу порівнювати між собою радіємність не тільки різних водойм, а й будь-яких інших екологічних систем.

### 11.3.2. Радіємність водойми-охолоджувача АЕС

Водоймами-охолоджувачами в атомній промисловості називають водойма, які використовують для охолодження ядерних реакторів (наприклад, озеро Карачай на Південному Уралі). При цьому воду для охолодження реактора беруть з озера, а після того, як вона проходить через контур охолодження і отримує значну активність радіонуклідів, її повертають назад. Визначимо, яку активність радіонуклідів можна скинути у водоймище-охолоджувач і в якому режимі проводити це скидання. Гранично допустиму активність радіонуклідів у водоймі позначимо  $A_0$ . Доти, доки у водойму не надійшло  $A_0$  радіонуклідів, скидання можна проводити в будь-якому режимі, стежачи тільки за тим, щоб їх об'ємна активність у воді не перевищувала критичного значення ( $C_{\text{крит}} = 3,7 \cdot 10^4$  Бк/л, або  $10^{-6}$  Кі/л). Активність скинутих у водойму радіонуклідів має не перевищувати таку, що розпадається протягом доби, тобто сталу розпаду  $a$ . Можна бути впевненим, що в такому режимі водойма-охолоджувач працюватиме необмежене довго. Якщо водойма-охолоджувач розрахована на час  $T$  роботи, то максимальну активність радіонуклідів, яку вона може поглинути за цей період, визначають за формулою:

$$A = (1 + aT) = C_{\text{крит}} S(H + kh)(1 + aT) \quad (11.12)$$

Визначаючи наближені параметри водойми, розрахованої на поглинання деякої заданої кількості  $A_3$  радіонуклідів у випадку одноразового скидання. З рівняння (11.10) слідує, що за деяких заданих значень  $P$  (значення  $H$ ,  $h$  і  $k$  визначені емпірично) площа такої водойми становить:

$$S = A_3 F / Ckh \quad (11.13)$$

У разі щоденного надходження у водойму радіонуклідів ( $A_{xp}$ ) зі сталою розпаду  $\alpha$ , необхідну її площу визначають за формулою:

$$S = \alpha A_{xp} F / Ckh^{-1} \quad (11.14)$$

Розглянемо, як можна підвищити радіємність водойми за умов збереження параметрів  $S$  і  $H$ . Із формули (11.14) слідує, що цього можна досягти, збільшуючи чинник радіємності водойми  $K$ . Найпростіший шлях – збільшити товщину шару донних відкладень  $H$ , що активно сорбують радіонукліди. Такий спосіб доцільно використовувати у випадках аварійних скидань чи при скиданнях, що тривають після досягнення вихідної радіємності. Він полягає у скаламученні на достатню глибину шару мулу, що покриває дно водойми, наприклад за допомогою вибуху підводних мін. Мул, сорбуючи радіонукліди, що містяться у воді, а також перемішуючись із відносно тонким шаром мулу, вже насиченого радіонуклідами  $H$ , осаджується з ними на дно. Проте потрібно враховувати, що за такого радикального методу підвищення радіємності може ушкоджуватися частина його біоти. Тому після скаламучення потрібно припинити скидання радіонуклідів до того часу, поки мул не осяде цілком на дно, а дозиметрія покаже, що десорбція радіонуклідів не відбувається. Таким чином, і в цьому випадку для відстеження режиму водойми досить методів радіодозиметрії.

### 11.3.3. Роль біоти водойм як депо накопичення радіонуклідів

Роль біоти як депо радіонуклідів у режимі водойми-охолоджувача вище не враховано. Такий розгляд цілком допустимий у разі малих концентрацій біоти в одиниці об'єму води водойми. Проте концентрації біомаси можуть бути значними (наприклад, болото), і роль біоти потрібно враховувати за допомогою формули:

$$A_b = P \cdot C \cdot K \cdot S \cdot H \quad (11.15)$$

де  $A_b$  – загальна активність радіонуклідів у біоті водоймища, Бк (Кі);  $P$  – кількість біоти в одиниці об'єму води,  $\text{кг}/\text{м}^3$ ;  $K$  – середній коефіцієнт накопичення радіонуклідів біотою;  $C$  – питома активність радіонуклідів у воді;  $S$  – площа поверхні водойми,  $\text{км}^2$ ;  $H$  – глибина водойми, м.

Чинник радіємності біотичної складової водойми ( $F_b$ ) можна визначити за формулою:

$$F_b = PKH / (H + kh + PKH) \quad (11.16)$$

Якщо, наприклад, розрахувати чинник радіоємності  $P_b$  для реальної ситуації, коли  $P$  становить  $10 \text{ г/м}^3$  води із середнім коефіцієнтом накопичення  $K = 10^4$ , середня глибина водойми  $H = 6 \text{ м}$ ,  $H = 0,1 \text{ м}$ , і  $k = 800$ , то отримаємо значення  $P_b$ , близьке до 0,9, коли 90% радіонуклідів, що надійшли у водойму, потрапляють до біомаси біоти. У деяких конкретних ситуаціях стосовно водойми чи окремих її зон із високими концентраціями біоти це потрібно враховувати. Чинник радіоємності водойми з урахуванням біоти можна розрахувати за формулою:

$$F_b = (kh + PKH)/(H + kh + PKH) \quad (11.17)$$

У разі значного вмісту біоти у водоймі ( $1 \text{ г/м}^3$  і більше) загальна радіоємність його значно підвищується. У процесі відмирання біомаси радіонукліди досить міцно утримуються в детриті і захоронюються в донні відкладення водойми.

#### 11.3.4. Радіоємність каскаду прісноводних водойм

Після розгляду радіоємності одиночної водойми можна перейти до оцінки радіоємності каскаду прісноводних водойм. На рис. 11.2 наведено схему каскаду з кількох водоймищ, кожне з яких має свої параметри де,  $k_1, k_2, k_3, \dots, h_1, h_2, h_3, \dots, H_1, H_2, H_3, \dots, S_1, S_2, S_3, \dots, P_1, P_2, P_3, \dots, K_1, K_2, K_3, \dots$

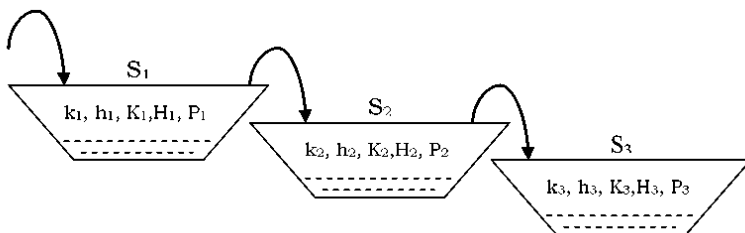


Рис. 11.2. Схема каскаду з трьох водойм

Розглянемо найпростіший випадок однакового об'єму всіх водойм і повільного припливу води, достатнього для встановлення рівноваги між водою, біотою і донними відкладеннями. Тоді для кожного з водоймищ можна за формулою (11.10) оцінити значення радіоємності  $F_1, F_2, F_3, \dots$ . Виходячи з цього, можна вивести формулу для чинника радіоємності всього каскаду з  $n$  водойм ( $F_k$ ):

$$F_k = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - F_i) \quad (11.18)$$

Аналіз цієї формули свідчить, що чим більша кількість водоймищ у каскаді, тим вищий чинник його радіоємності. Загальна радіоємність каскаду

завжди вища, ніж радіємність найкращої за цим показником водойми, що входить до його складу. На цій властивості каскадів побудовано всю систему водойм-дезактиваторів і біологічних очисних споруд на АЕС та інших шкідливих виробництвах. Висока активність біоти у водоймах таких каскадів дає змогу різко підвищити їх радіємність і довести чинник радіємності практично до 1, коли з каскаду виходить вода з незначною активністю радіонуклідів. У цьому випадку, як і для одиночної водойми, існують обмеження щодо кількості та швидкості скидання радіонуклідів у каскад.

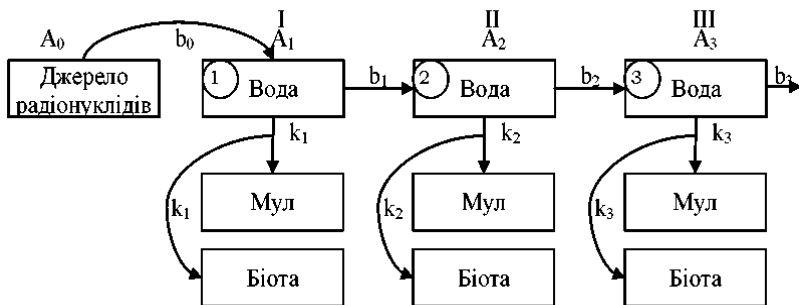


Рис. 11.3. Блок-схема стаціонарної камерної моделі з трьох прісноводних водойм (I – III) (пояснення в тексті)

Щодо загального випадку постійного скидання радіонуклідів у каскад ситуацію можна розглянути за допомогою камерних моделей (рис. 11.3) і відповідної системи диференціальних рівнянь. Для початку розглянемо випадок джерело – три водойми:

$$\frac{dA_0}{dt} = -b_0 A_0, \quad \frac{dA_1}{dt} = b_0 A_0 - k_1 A_1 - K_1 A_1 - b_1 A_1, \\ \frac{dA_2}{dt} = b_1 A_1 - k_2 A_2 - K_2 A_2 - b_2 A_2, \quad \frac{dA_3}{dt} = b_2 A_2 - k_3 A_3 - K_3 A_3 - b_3 A_3, \quad (11.19)$$

де  $A_0$  – вихідна активність радіонуклідів, Бк (Ки);  $b_0, b_1, b_2, b_3$  – швидкість виходу радіонуклідів із джерела, частка умовної одиниці за обрану одиницю часу;  $(k_1, k_2, k_3)$  – коефіцієнт накопичення;  $K_1, K_2, K_3$  – середній коефіцієнт накопичення системи водойм;  $(A_1, A_2, A_3)$  – активність радіонуклідів у водоймах системи, Бк (Ки). У розглянутому вище найпростішому випадку були використані стаціонарні камерні моделі, де враховано тільки прямий перехід радіонуклідів із води у донні відкладення і біоту і не передбачено зворотних процесів вимивання радіонуклідів із біоти і десорбції їх із донних відкладень. Якщо є потреба врахування цих процесів, то слід побудувати і розв'язати



складнішу систему рівнянь (11.15) і таким чином отримати аналітичні вирази залежності активності радіонуклідів ( $A$ ) у джерелі й у водоймах від часу  $t$ :

$$A_0 = A_0(t), A_1 = A_1(t), A_2 = A_2(t), A_3 = A_3(t) \quad (11.20)$$

На основі цих формул можна обчислити значення чинників радіоємності водоймищ ( $F_1, F_2, F_3$ ) у динаміці:

$$F_1(t) = 1 - \frac{A_1(t)}{A_0(t)}, F_2(t) = 1 - \frac{A_2(t)}{A_1(t)}, F_3(t) = 1 - \frac{A_3(t)}{A_2(t)}, \quad (11.21)$$

Таким чином, практично для будь-яких ситуацій можна оцінити чинники радіоємності окремих водойм і будь-якого типу каскадів, розрахувати будь-які їх стаціонарні й динамічні параметри, а також активність радіонуклідів у воді, біоті й донних відкладеннях. Слід нагадати, що в разі нормально-го та слабколужного рН води практично не відбувається десорбції радіонуклідів із біоти, детриту і донних відкладень. При кислій реакції води ці процеси можливі й їх потрібно враховувати.

### 11.3.5. Радіоємність каскаду Дніпровських водосховищ

Після аварії на ЧАЕС відбулося забруднення величезних територій України, Білорусі та Росії. Практично вся забруднена територія – це водозбірна площа Дніпра, і внаслідок поверхневого стоку радіонукліди потрапляють у каскад Дніпровських водосховищ. За загальними оцінками, близько 40 % стоку формує 30-кілометрова зона Чорнобильської АЕС, 40 % – територія забруднених областей Білорусі, інші 20 % – забруднені території України, де ведеться господарська діяльність.

Дніпро внаслідок регулювання стоку є каскадом із шести великих водосховищ і Дніпровсько-Бузького лиману. Аналіз об'єму і швидкості обміну води між водосховищами свідчить, що обмінюється не більш ніж 1/30 об'єму води за рік. Це характеризує каскад як систему водосховищ із дуже повільним обміном. До такої системи цілком застосовні методи оцінки радіоємності, запропоновані вище для визначення радіоємності простих каскадних систем водосховищ. Основні початкові параметри для розрахунку чинників радіоємності каскаду Дніпровських водосховищ стосовно  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  наведено у табл. 11.1. Показано, що кожне з водосховищ має незначний чинник радіоємності.

Через те що каскаду водосховищ Дніпра властивий повільний обмін, можна застосувати в цьому випадку просту формулу (11.16) для розрахунку загальної радіоємності. За цією формулою, чинник радіоємності каскаду водосховищ рівна 0,9994. Цей рівень свідчить про надзвичайно високий чинник радіоємності каскаду, що набагато вищий, ніж у максимального за чинником радіоємності Кременчуцького водосховища.

Таблиця 11.1. Основні параметри каскаду Дніпровських водосховищ

Водосховище	Площа	Об'єм, км <sup>3</sup>	Середня глибина, м	Товщи- на шару мулу, см	Коефіцієнт накопичення в мулах	Чинник радіоем- ності
Київське	920	3,7	4	10	100	0,7
Канівське	680	2,6	4	10	50	0,6
Кременчуцьке	2250	13,5	6	10	800	0,8
Запорізьке	570	,4	4	10	100	0,7
Дніпровське	410	3,3	8	10	230	0,7
Канівське	2150	18,2	8	10	280	0,7

Отримана вище формула й оцінка радіоемності каскаду водосховищ Дніпра дали змогу в першій післяаварійний період досить точно спрогнозувати розподіл <sup>137</sup>Cs у донних відкладеннях каскаду і у воді, а також передбачити, що основна активність цього радіонукліда буде міцно захоронена в мулах Київського водосховища (рис. 11.4 а і 11.4 в).

Ця модель і оцінка розраховані на випадок разового надходження радіонуклідів до каскаду. Для ситуації тривалого надходження радіонуклідів модель має бути модифікована з використанням диференціальних рівнянь. Проте і через 24 роки після аварії на Чорнобильській АЕС активність радіонуклідів у воді Київського і Каховського водосховищ відрізняється в 20–100 разів, як і невдовзі після аварії.

Таким чином, практично для будь-яких ситуацій можна оцінити чинники радіоемності окремих водойм і для будь-якого типу каскадів, розрахувати їх стаціонарні й динамічні параметри, а також активність радіонуклідів у воді, біоті й донних відкладеннях. Ще раз нагадаємо, що в разі нормального слабколужного рН води практично не відбувається десорбція радіонуклідів із біоти, детриту і донних відкладень. При кислій реакції води ці процеси можливі й їх потрібно враховувати.

Розглянемо ситуацію з іншим радіонуклідом – <sup>90</sup>Sr (рис. 11.4, б). Чинник радіоемності каскаду Дніпровських водосховищ для <sup>90</sup>Sr не перевищує 0,2–0,3, а чинник загальної радіоемності – 0,5–0,6. За таких значень чинника радіоемності не відбувається значного депонування <sup>90</sup>Sr у донних відкладеннях, і активність його у воді відрізняється в Київському і Каховському водосховищах не більш ніж у 10 разів. Таким чином, наведений приклад продемонстрував евристичність аналізу реальних великих і малих екосистем із використанням уявлень про радіоемність.

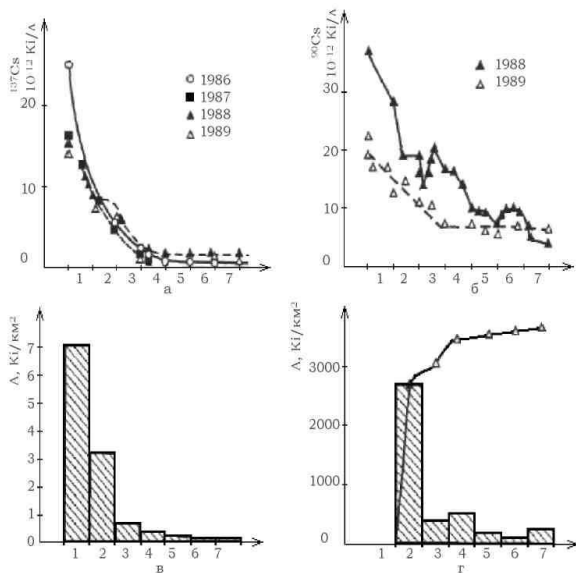


Рис. 11.4. Радіонуклідне забруднення каскаду Дніпровських водосховищ: а – об'ємна активність  $^{137}\text{Cs}$  у воді каскаду, б – об'ємна активність  $^{90}\text{Sr}$  у воді каскаду, в – поверхнева активність (щільність забруднення)  $^{137}\text{Cs}$  донних відкладень у водосховищах каскаду, г – активність  $^{137}\text{Cs}$  у кожному водосховищі й сумарна активність (показано кривою) в усіх водосховищах (1 – гирлова зона р. Прип'ять, 2 – Київське, 3 – Канівське, 4 – Кременчуцьке, 5 – Дніпродзержинське, 6 – Запорізьке і 7 – Каховське водосховища)

#### 11.4. Радіємність морської екосистеми

Моря і океани є кінцевими депо захоронення радіонуклідів, куди поступово переміщуються всі радіонукліди, викинуті на великі території. Так, стік радіонуклідів унаслідок Чорнобильської аварії каскадом Дніпровських водосховищ практично весь депонується в північно-західній частині Чорного моря, в основному в прибережній зоні. Відбувається дуже слабкий обмін з іншими частинами Чорного моря і виніс радіонуклідів з видобутою морською біопродукцією. Незначна частина радіонуклідів унаслідок хвильової обробки берегів потрапляє в зону рекреації, тобто на пляжі. Основна відмінність за радіємністю морів і океанів від більшості прісноводних водоймищ - це значно більша їх глибина. Тому чинник радіємності  $F$  у визначенні радіємності морів і океанів, як і середня активність біоти (на одиницю об'єму води), у цьому випадку відіграє третрорядну роль.

Прикладом морської екосистеми є Чорне море, яке може бути представлене простою стаціонарною камерною моделлю з п'яти камер (рис. 11.5).

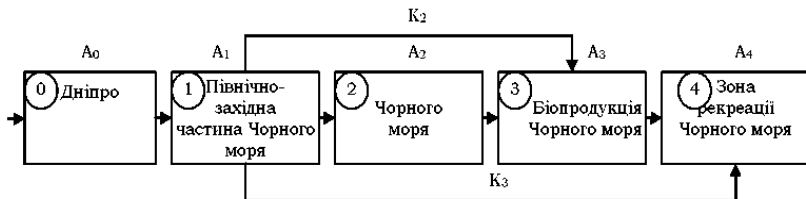


Рис. 11.5. Блок-схема стаціонарної камерної моделі Чорного моря

Запишемо систему простих диференціальних рівнянь для характеристики такої стаціонарної камерної моделі:

$$\begin{aligned} \frac{dA_0}{dt} &= KA - K_0A_0, & \frac{dA_1}{dt} &= K_0A_0 - K_1A_1, \\ \frac{dA_2}{dt} &= K_1A_1, & \frac{dA_3}{dt} &= K_2A_1, & \frac{dA_4}{dt} &= K_3A_1, \end{aligned} \quad (11.22)$$

де  $A$  – активність радіонуклідів, що надходять у Дніпро внаслідок аварійного викиду зі швидкістю  $K$ . Розв'язуючи цю систему рівнянь, можна розрахувати ступінь радіоємності північно-західної частини Чорного моря в будь-який конкретний момент часу після аварії ( $F_m$  – чинник радіоємності морської екосистеми – в цьому випадку частка активності радіонуклідів, утримуваних у цій частині Чорного моря):

$$F_m(t) = 1 - \frac{A_2(t) + A_3(t)}{A_0(t)} = \frac{A_1(t)}{A_0(t)} \quad (11.23)$$

Попередні оцінки продемонстрували, що істотних втрат радіонуклідів із Північно-західної частини Чорного моря не відбувається, а чинник її радіоємності становить близько 0,7–0,9. Природно, що як депо кінцевого захоронення радіонуклідів Чорне море має досить високу радіоємність.

### 11.5. Радіоємність міської екосистеми

На рис 11.6 наведено блок-схему камерної моделі екосистеми міста на прикладі м. Прип'ять. Можна виділити такі елементи міської екосистеми: парки і галявини, дахи і стіни будинків, тротуари, каналізацію, стік у річку.

Джерелами опромінення в цьому випадку є зовнішнє забруднення у 1986 р., наступні викиди і вітрове перенесення радіонуклідів. Для опису такої радіоекологічної ситуації також можна використовувати систему стаціонарних камерних моделей. Оскільки джерело  $A_0$  у квітні 1986 р. миттєво забруднило м. Прип'ять, то можна не розписувати рівняння для  $A_0$ .

Тоді маємо таку систему диференціальних рівнянь:

$$\begin{aligned}
 dA_1 / dt &= K_{01}A_0 - (K_{13} + K_{14} + K_{15})A_1 \\
 dA_2 / dt &= K_{02}A_0 - (K_{23} + K_{24})A_2 \\
 dA_3 / dt &= K_{03}A_0 + K_{23}A_2 - (K_{34} + K_{35})A_3 \\
 dA_4 / dt &= K_{14}A_1 + K_{24}A_2 + K_{34}A_3 - K_{45}A_4 \\
 dA_5 / dt &= K_{15}A_1 + K_{35}A_3 + K_{45}A_4
 \end{aligned}
 \tag{11.24}$$

де  $K$  – частка активності радіонуклідів при переході з однієї камери в іншу;  $A$  – активність радіонуклідів у відповідній камері,  $K_i$ ;  $dA/dt$  – похідна за часом  $t$ ;  $t$  – час.

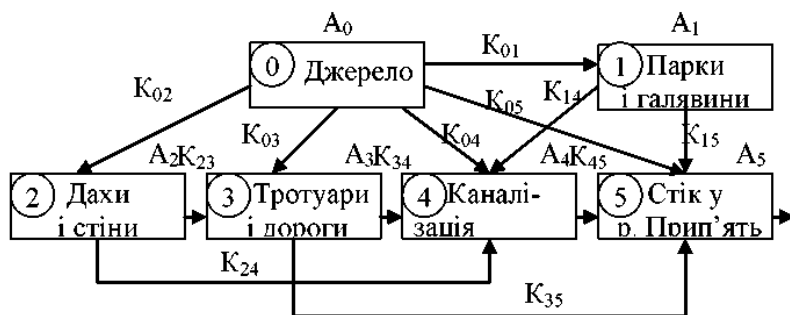


Рис. 11.6. Блок-схема камерної моделі міської екосистеми (на прикладі м. Прип'ять; пояснення в тексті)

Знаючи реальні значення коефіцієнтів переходу ( $K_{ij}$ ), можна оцінити розподіл радіонуклідів у цій міській екосистемі. З наведеної на рис. 11.6 блок-схеми виходить, що основним компонентом екосистеми, який визначає об'єм і міцність утримання радіонуклідів, є каналізація міста. Якщо вона через чверть століття після аварії продовжує функціонувати нормально, то значна частина радіонуклідів, що випали на м. Прип'ять (за нашими оцінками, не менш ніж 50%), активністю не менше ніж  $18,5 \cdot 10^{13}$  Бк (5 кКі) утримується в каналізаційних стоках і колекторах міста. Здатність цієї екосистеми утримувати від скидання через р. Прип'ять у Дніпро істотну кількість радіонуклідів, накопичену в місті, визначає співвідношення:

$$F_M(t) = A_4(t) / A_0 \tag{11.25}$$

де  $F_M(t)$  – чинник радіоємності міста;  $A_4(t)$  – активність радіонуклідів, що залишаються в каналізаційній мережі, Бк/Кі;  $A_0$  – загальна активність радіонуклідів, що випали на місто, Бк/Кі).

Вміст радіонуклідів у мулах і донних відкладеннях стоків і колекторів міста дає змогу визначити чинники радіоємності. Якщо вважати, що  $(3,7-0,37) \cdot 10^7$  Бк/кг ( $10^4-10^5$  Кі/кг) є граничною активністю радіонуклідів, яка ще не пригнічує біоту мулу і не викликає істотної десорбції радіонуклідів через підкислення середовища, то радіоємність каналізаційної мережі м. Прип'ять не така вже й значна.

Потрібно провести розрахунки цієї радіоємності, особливо для  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , і з'ясувати, чи довго і надійно будуть утримуватися в каналізаційній мережі міста вже накопичені радіонукліди. Це дасть змогу припустити, коли можна очікувати перевищення радіоємності міста і таким чином збільшення стоку радіонуклідів у р. Прип'ять. Потрібно знати радіоємність системи каналізаційної мережі і спрогнозувати ситуацію на майбутнє, особливо на період паводків і дощів. Виходячи з оцінки річного стоку з міста, що становить 4–6 % запасу радіонуклідів, можна розрахувати, що в каналізацію м. Прип'ять надійшли довгоіснуючі радіонукліди активністю  $(5,6-7,4) \cdot 10^{13}$  Бк ( $1,5-2,0 \cdot 10^3$  Кі).

Складнішою є радіоекологічна ситуація в екосистемі великого населеного міста, такого як Київ. Крім зовнішнього забруднення радіонуклідами у 1986 р. мали місце інші шляхи надходження до Києва радіонуклідів. Це насамперед завезення і вживання продуктів харчування із сільськогосподарських передмість Києва в радіусі 150–200 км і більше. Третій шлях надходження радіонуклідів – це водоспоживання з Дніпра (питна вода і зрошення). Ще один шлях формування дози для міських жителів – це перебування в зонах рекреації, де можливе радіонуклідне забруднення пляжів і лісів. Виходячи із зазначеного вище, можна скласти блок-схему для основних шляхів надходження радіонуклідів до екосистеми Києва (рис. 11.7).

На підставі цієї блок-схеми можна отримати систему камерних моделей для такої ситуації, потрібно лише додати таке рівняння:

$$\frac{dB_2}{dt} = C_{01}B_0 + C_{11}B_1 - C_{24}B_2 \quad (11.26)$$

де  $B_1$  – активність радіонуклідів, що потрапляє в організм із продуктами харчування, Бк (Кі);  $B_2$  – активність радіонуклідів, що потрапляють в організм із водою, Бк (Кі);  $B_0$  – активність радіонуклідів, що потрапляють у каналізаційну мережу, Бк (Кі).

У рівняння для  $A_4$  також потрібно додати ще один член ( $+C_{24}B_2$ ), що дасть змогу отримати опис екосистеми великого міста. За деякими оцінками, поверхнева активність радіонуклідів (щільність забруднення) Києва відносно незначна –  $(1,85-25,9) \cdot 10^{10}$  Бк/км<sup>2</sup> ( $0,5-7$  Кі/км<sup>2</sup>), а загальний рівень активності радіонуклідів, що випали, становить  $(18,5-25,9) \cdot 10^{12}$  Бк ( $500-700$  Кі) за  $^{137}\text{Cs}$ . Це також відносно небагато. З продуктами харчування і водою в організм жителів міста щороку надходять радіонукліди активністю  $(14,8-22,2) \cdot 10^{11}$  Бк ( $40$

– 60 Ки). Із них близько 70 – 90%, що становить за рік  $(11,1-18,5) \cdot 10^{11}$  Бк (30 – 50 Ки), виводиться з організму і потрапляє у каналізаційні стоки і колектори.

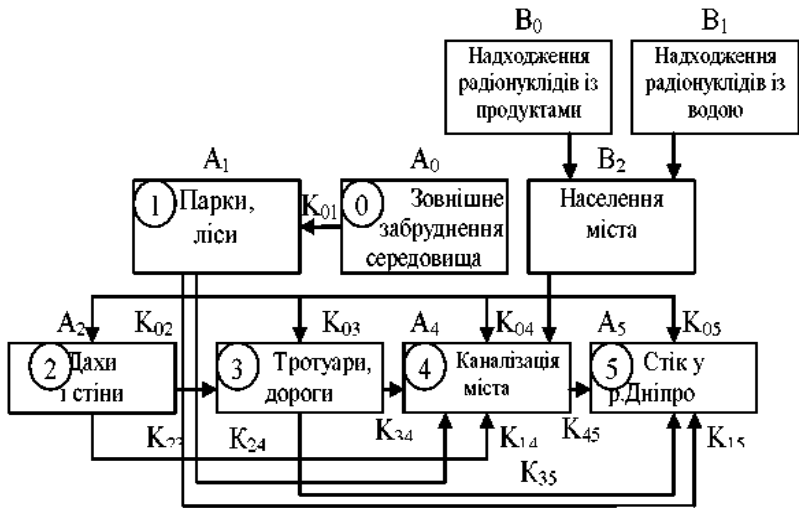


Рис. 11.7. Блок-схема найпростішої камерної моделі великого міста (на прикладі Києва; пояснення в тексті)

Поверхневий стік із території міста становить 4–6% активності радіонуклідів, що випали, тобто ще  $(7,4-14,8) \cdot 10^{11}$  Бк/рік (20–40 Ки/рік). Загальна активність радіонуклідів, що надходять у міську каналізацію, становить  $(18,5-33) \cdot 10^{11}$  Бк/рік (50–90 Ки/рік). На підставі цих показників можна розрахувати активність радіонуклідів у каналізаційній мережі Києва, що становитиме близько  $7,4 \cdot 10^{12}$  Бк (200 Ки) поверхневого забруднення і близько  $18,5 \cdot 10^{12}$  Бк (500 Ки) унаслідок надходження з продуктами харчування. Якщо виходити з того, що стік радіонуклідів з колекторів і відстійників міста в Дніпро незначний, то мули і донні відкладення каналізаційної мережі міста можуть містити радіонукліди активністю до  $25,9 \cdot 10^{12}$  Бк (700 Ки). Приймаючи за граничну активність радіонуклідів у стоках міста  $3,7 \cdot 10^4$  Бк/кг ( $10^{-6}$  Ки/кг), можна зробити висновок, що для підтримання цього рівня досить 70 000 т мулу, тобто набагато менше реальних кількостей мулу і донних відкладень. Отже, радіємність критичної ланки міської екосистеми великого міста (Київ) – його каналізаційної системи ще далеко не вичерпана. Проте ця проблема заслуговує на подальше вивчення.

Поверхнєве забруднення радіонуклідами стін, дахів, будинків, тротуарів і парків Києва внаслідок аварії на ЧАЕС зумовлює лише незначне зростання природного фону, збільшуючи його в 1,5–2 рази порівняно з доаварійним фоном гамма-випромінювання в місті.

Аналізуючи ситуацію після аварії на Чорнобильській АЕС, можна зазначити, що для екосистеми такого великого міста, як Київ, низка заходів відіграла важливу роль у зменшенні радіонуклідного забруднення і дозових навантажень на населення. Це насамперед регулярне миття і прибирання квартир, рясний полив міських вулиць, вивезення опалого листя у 1986 р. Усе це дало змогу вивести в каналізаційну мережу значну частину радіонуклідів, що випали на місто. Виходячи з розглянутої вище моделі, можна зробити висновок, що ці контрзаходи дали змогу істотно знизити дозові навантаження на населення міста (приблизно на  $5 \cdot 10^4$  люд.Зв, або  $5 \cdot 10^6$  люд.бер), і заповнити радіонуклідами значну частину критичної ланки радіємності міської екосистеми – міську каналізацію.

Проблема радіоекології і радіємності міських екосистем потребує докладного вивчення. Шлях вирішення проблеми радіоекології міст приблизно такий: отримати адекватний опис міської екосистеми, а потім визначити її критичні ланки і розрахувати її радіємність і відобразити з допомогою аналітичного ГІС на картах, де буде визначено місця тимчасового і/або довгострокового депонування радіонуклідів. Це дасть змогу розробити та реалізувати оптимальну систему контрзаходів для забезпечення екологічної безпеки населених пунктів.

### **Контрольні запитання**

1. Які шляхи впливу радіонуклідів на біоту?
2. Які шляхи надходження радіонуклідів у прісноводну екосистему?
3. Чому радіонукліди у прісноводній екосистемі депонуються в доних відкладах та в біоті?
4. Що визначає радіємність прісноводної екосистеми?
5. Що визначає високу ступінь радіємності лісової екосистеми?
6. Яка роль зрошення у перерозподілі радіонуклідів в агроекосистемах?
7. Визначте коефіцієнт накопичення радіонуклідів.
8. Який ліс має найбільшу радіємність?
9. Як визначається фактор радіємності каскаду водоймищ?
10. Де у морській екосистемі депонується найбільша кількість радіонуклідів?
11. Який вміст радіонуклідів у природному середовищі не впливає на мікроорганізми?
12. Яка роль мікроорганізмів у розподілі радіонуклідів у водоймищах?
13. Яку роль зіграв каскад Дніпрових водосховищ після аварії на ЧАЕС?



14. Яка роль морів та океанів у радіонуклідних забрудненнях Землі?
15. Назвіть типові значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів у морській біоті.
16. Чому радіонукліди осідають на водну поверхню більшою мірою, ніж на ґрунт?
17. Яка роль біоти у розподілі радіонуклідів у морях?
18. Чому у донних відкладеннях морів не відбувається помітного депонування радіонуклідів?
19. Які основні шляхи надходження радіонуклідів до Чорного моря?
20. У чому головні особливості радіоекологічних процесів у місті енергетиків Прип'ять та у місті Києві?
21. Які компоненти визначали дозові навантаження на населення м. Прип'яті?
22. Які компоненти визначали і визначають дозові навантаження на населення Києва?
23. Яке основне депо накопичення радіонуклідів у Києві?
24. Які важливі контрзаходи було реалізовано у Києві?

#### **Літературні джерела за темою**

- Авотин Ю. П. Практикум по радиоактивности / Ю.П. Авотин – М. : Высшая школа, 1974. – 134 с.
- Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 132 с.
- Воробьева В.В. Введение в радиоэкологию. – М.: Логос, 2009. – 360 с.
- Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека [под ред. А.М. Морья]. – М. : Атомиздат, 1980.
- Гродзинський Д.М. Радіобіологія. – К.: Либідь. 2000. – 448 с.
- Гудков І.М. Сільськогосподарська радіобіологія / І.М. Гудков, М.М. Віннічук – Житомир : ЖДАУ, 2003. – 472 с.
- Давиденко В.М. Радіобіологія (навчальний посібник) / В.М. Давиденко – Миколаїв : МДАУ, 2010. – 229 с.
- Кравець О.П. Радіологічні наслідки радіонуклідного забруднення агроценозів. – К.: Логос, 2008. – 240 с.
- Кутлахмедов Ю.О. Основи радіоекології / Ю.О. Кудлахметов, В.І. Корогодін, В.К. Кольтовер – К. : Вища школа, 2003. – 320 с.
- Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лощиллов, О.Ф. Немец, В.А. Поярков. – К.: Урожай, 1991. – 472 с.
- Перепелятников Г.П. Основы общей радиоэкологии. – К.: Атика, 2008. – 460 с.
- Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. – М.: Атомиздат, 1964. – 296 с.

Поликарпов Г.Г., Егоров В. Н. Динамическая морская радиохемозкология. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 176 с.

Пристер Б.С. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лоцинов, О.Ф. Немец, В.А. Поярков – К. : Урожай, 1991. – 472 с.

Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р. М. Алексахина. – М.: Наука, 1993. – 538 с.

## 12. БІОЛОГІЧНА ДІЯ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

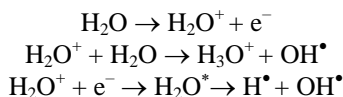
### 12.1. Пряма і опосередкована дія іонізуючого випромінювання

В основі первинних радіаційно-хімічних змін молекул можуть бути два механізми, які називаються прямою і опосередкованою дією радіації.

Під *прямою дією* розуміють такі зміни, які виникають в результаті поглинання енергії випромінювання молекулами, які опромінюються.

Під *опосередкованою дією* розуміють зміну молекул у розчині, яка викликана продуктами радіаційного розпаду (радіолізу) води або розчинених речовин, а не енергією випромінювання, яке поглинається досліджуваними молекулами.

При опосередкованій дії найбільш суттєвим є процес радіолізу води, яка складає основну масу (до 90%) речовини в клітинах. При радіолізі води молекули іонізуються:



Утворені вільні радикали містять неспарені електрони і дуже активні. Час життя радикалів  $10^{-5}$  с.

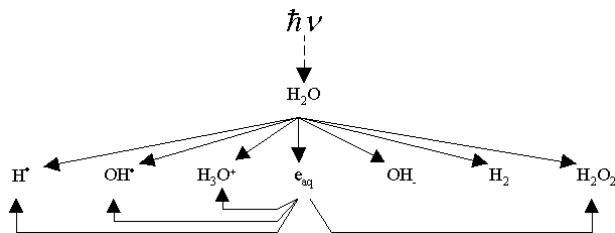


Рисунок 12.1. Схема радіолізу води.

В клітині організму процес відбувається складніше, ніж при опроміненні  $\text{H}_2\text{O}$ , оскільки поглинаючою речовиною є великі органічні молекули, що пошкоджуються прямою дією радіації або продуктами радіолізу води. Органічні радикали також володіють великою реакційною здатністю і призводять до порушень хімічних зв'язків в життєво важливих макромолекулах. Саме цей процес і відбувається найчастіше в проміжку між утворенням іонних пар і формуванням кінцевих хімічних продуктів. Біологічний ефект опромінення підсилюється за рахунок кисню. Спрощена схема первинних фізико-хімічних процесів представлено на схемі (рисунок 12.2):

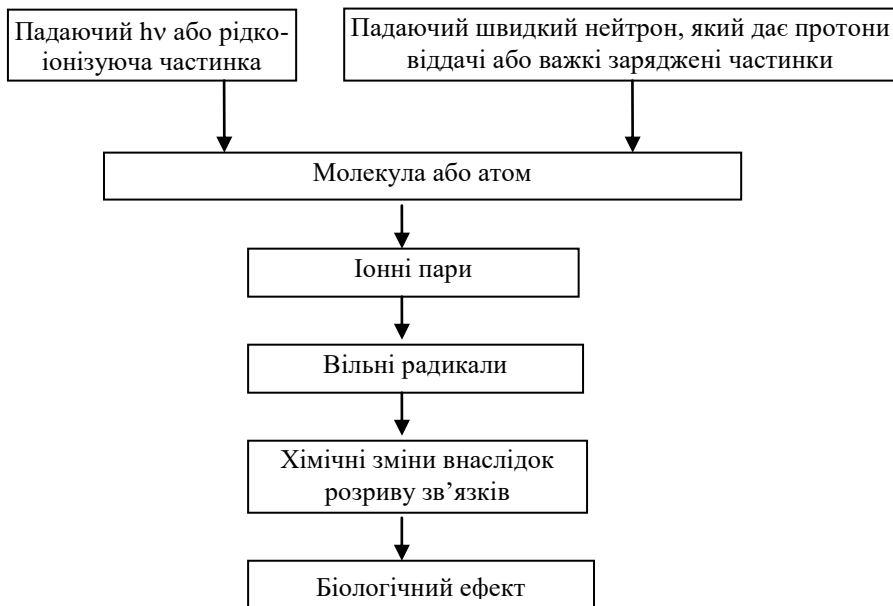


Рисунок 12.2. Схема первинних фізико-хімічних процесів при опроміненні.

Під первинними процесами розуміють ушкодження біологічно важливих молекул внаслідок прямого передавання їх енергії іонізуючого випромінювання чи в результаті атаки рухомими хімічно активними продуктами, що виникають під час опромінення складних хімічних сумішей або розчинів. З появою змінених внаслідок опромінення біологічно важливих молекул розпочинаються вторинні процеси, які охоплюють цілий ряд клітинних явищ, в яких беруть участь пошкоджені молекули, що спричиняє формування летального ураження клітини (рисунок 12.3).

Найбільше займалися дослідженням радіологічних перетворень вчені: Фрікке – водних розчинів та Дебл – розчинів ферментів.

Встановлено, що при заданій дозі опромінення абсолютне число інактивних молекул не залежить від їх концентрації, так як у системі утворюється постійна (для даної дози) кількість водних радикалів, які здатні реагувати.

Тобто, при опосередкованому опроміненні незалежно від розведення розчину абсолютна кількість пошкоджених молекул залишається постійною, а частка їх від загальної кількості змінюється обернено пропорційно їх концен-

трації. На відміну від опосередкованої, при прямій дії число інактивних молекул при заданій дозі збільшується пропорційно концентрації розчину, а частка від загальної кількості молекул зменшується постійно.



Рисунок 12.3. Загальна схема радіобіологічного процесу (за Д.М. Гродзинським).

## 12.2. Теоретичні уявлення про механізм біологічної дії іонізуючого випромінювання

Зміна уявлень про механізм біологічної дії іонізуючих випромінювань відбувалась особливо швидко, так як вони в значній мірі пов'язані з бурхливим процесом розвитку ядерної фізики і молекулярної біології.

При цьому можна чітко намітити *два напрямки* розвитку теоретичних уявлень. *Один* з них намагається встановити в основному феноменологічні, але обов'язково кількісні, закономірності, які характеризують початкові лан-

цього променевого враження клітини. *Другий* – об'єднує уявлення, які намагаються пояснити всі форми конкретних променевих реакцій біологічних об'єктів; звідси переважно якісний, описовий характер гіпотез цього напрямку.

Історія кількісного визначення бере початок з початку 20-х років, коли Ф.Дессауер зробив важливе узагальнення, розповсюдивши відомі до того часу фізичні закономірності взаємодії випромінювання з речовиною на біологічні об'єкти. Він припустив, що великий біологічний ефект при малому сумарному поглинанні енергії пояснюється тим, що вона концентрується в малих об'ємах, призводячи їх до мікролокального розігріву; звідси і її назва – *гіпотеза точкового тепла*. Результат клітинної реакції залежить від ймовірності випадкових влучень дискретних порцій енергії в життєво важливі мікрооб'єми – мішені. Спостерігаючи за кількісними закономірностями радіобіологічних реакцій, Дессауер припустив, що вони здійснюються тільки в тому випадку, коли в клітині відбулося певне число «влучень» в мішені. Якщо при аналізі залежності ефекту від дози прийняти в якості реакції, яка реєструється, частку вражених об'єктів, то легко виявити дві специфічні риси дії іонізуючого випромінювання.

Більшість клітинних реакцій відбувається практично при відсутності границі, з наростанням ефекту при збільшенні дози (рисунок 12.4), що важко пояснити зміною індивідуальної чутливості, так як вимагає припущення її найімовірніше високої варіабельності.

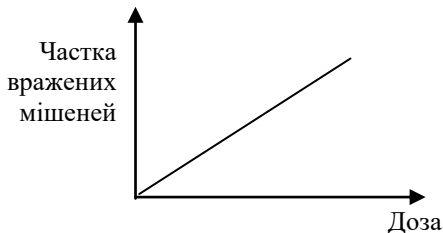


Рисунок 12.4. Залежність радіобіологічного ефекту від дози

Криві виживання відображають не стільки ступінь прояву ефекту у окремих клітин з підвищенням дози, скільки збільшення кількості (частки) вражених одиниць, тобто зростання ймовірності прояву реакції, яка реєструється.

Інакше кажучи, летальний ефект іонізуючих випромінювань має ймовірний характер внаслідок випадкового розподілу елементарних актів первинної взаємодії частинок з чутливими об'ємами об'єктів, що опромінюються.

Даний принцип отримав подальший розвиток в працях Д. Коузера, М.В. Тимофєєва-Ресовського, К. Ціммера та інших.

### Теорія мішеней

При поясненні механізму біологічної дії іонізуючих випромінювань в кількісному співвідношенні були сформовані три положення, які лежать в основі теорії мішеней: влучень, мішені і посилювача.

**Принцип влучень** характеризує променеве враження клітини, як випадковий акт влучання фотона або зарядженої частинки в певну ділянку клітини, де відбувається дискретна передача енергії випромінювання речовині. Така передача енергії здійснюється за механізмами пружного співударяння – фотоелектричного ефекту чи непружного розсіювання – ефекту Комптона.

**Принцип мішені** враховує особливість об'єкту, який опромінюється (клітини), її високу гетерогенність в морфологічному і функціональному відношеннях, а, отже, різницю у відгуку на одне і те ж влучення.

До основних понять теорії мішеней належать:

- подія влучання – поглинання дискретної кількості енергії, яка іонізує або збуджує молекули;
- мішень – молекула або надмолекулярна структура, пошкодження якої супроводжується проявами конкретного радіобіологічного ефекту;
- місце впливу – ділянка мішені, в якій відбуваються зміни, обумовлені поглинанням енергії випромінювання;
- ефективний об'єм – простір навколо мішені, у межах якого передана під час взаємодії енергія може мігрувати до мішені.

**Принцип посилювача** полягає у неадекватності масштабів ініціюючої та результативної подій у разі впливу іонізуючого випромінювання.

Виходячи з принципів класичної теорії мішені кількість влучень повинна бути прямо пропорційна дозі випромінювання. В діапазоні невеликих доз кількість вражених мішеней строго пропорційна дозі або кількості влучень. Залежність ефекту від дози має вигляд прямої лінії (рисунк 12.4), що можна пояснити невеликою кількістю вражених мішеней.

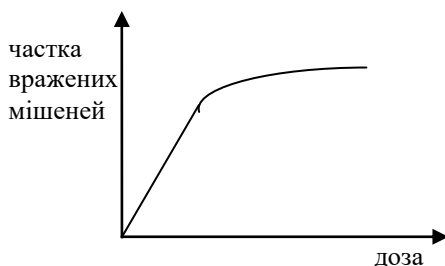


Рисунок 12.5. Залежність доза-ефект для одноударного процесу

З підвищенням дози випромінювання ймовірність влучення в одну й ту ж мішень збільшується, і хоча загальне число влучень залишається пропорційним дозі, їх ефективність зменшується і кількість вражених мішеней зростає повільніше наближаючись до 100%. (рисунок 12.5).

Інакше кажучи, кількість життєвездатних одиниць із збільшенням дози зменшується в експоненціальній залежності від дози.

Розглянемо визначення основного параметру радіочутливості – величину  $D_0$  або  $D_{37}$ , яку в теорії мішені називають інактивуючою або середньолетальною на прикладі одноударного враження, під яким розуміють загибель об'єкту, що опромінюється, від одиничного ефективного влучення у мішень.

Якщо  $N_0$  – вихідна кількість об'єктів,  $N$  – кількість об'єктів, не вражених випромінюванням при дозі  $D$ , то вихід з ладу певної частки об'єктів  $dN/N_0$  при наростанні дози  $dD$  виражається рівнянням

$$dN/N_0 = -D/D_0,$$

де  $D_0$  – доза, при якій на кожний об'єкт в середньому приходиться одне влучення (звідси і назва – середньолетальна доза).

Після інтегрування отримуємо:

$$\ln(N/N_0) = -D/D_0$$

$$N = N_0 e^{-D/D_0}$$

В природі найчастіше зустрічається інший тип кривих, який характерний для більшості клітин рослинного і тваринного походження.(рис. 12.6). В такому випадку говорять про багатоударний процес, маючи на увазі, що для інактивації об'єкту необхідно не одне, а два і більше влучень в єдину мішень або враження двох мішеней і більше, кожна з яких повинна бути вражена.

Екстраполяцією прямолинійної ділянки кривої до нульової дози на осі ординат відсікаються відрізки, які відповідають «ударності» мішеней (або їх тиску). Зображення багатоударних кривих в напівлогарифмічному масштабі дозволяє точно оцінити вплив при її малих значеннях (великих дозах) і легко визначити екстраполяційне число, яке характеризує число мішеней (ударів), враження яких необхідно для інактивації клітин.

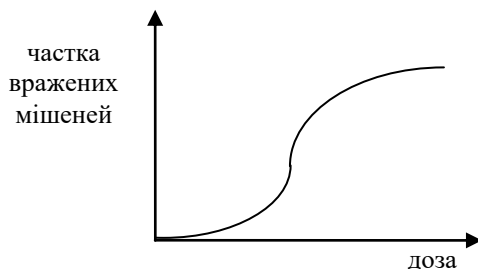


Рисунок 12.6. Залежність доза-ефект для багатоударного процесу



Розглянута теорія не зачіпає природу мішеней, відповідальних за загибель клітини.

Класична теорія влучань, яка плідотворна при аналізі кількісних закономірностей радіаційного враження окремих мішеней, не ставить своєю задачею вирішення питання про те, якими процесами пов'язано враження мішеней з проявом кінцевого ефекту.

### ***Гіпотеза ліпідних радіотоксинів і ланцюгових реакцій***

У 50-х роках А.С. Мочаліною і Ю.Б. Кудряшовим було виявлено, що водно-сольові витяжки з опроміненої печінки при введенні тваринам викликають гемоліз. Було висунуто припущення, що під впливом опромінення в печінці утворюється гемолітичний фактор. При з'ясуванні його складу було встановлено ліпідну природу цього фактору і він був названий ***ліпідним радіотоксином (ЛРТ)***. Ліпіди – жироподібні речовини, до них можна віднести жирні кислоти і продукти їх ферментативного окислення, гліцероліпіди. Виявлено, що ЛРТ з'являється вже в перші години після опромінення не тільки в печінці, а і у крові, тонкому кишківнику, нирках, шлунку та інших органах. Такий самий ефект отримано на рослинах і мікроорганізмах.

ЛРТ – комплекс продуктів окислення ненасичених жирних кислот, гідропероксидів, епоксидів, альдегідів і кетонів. Показано, що ЛРТ викликає не тільки гемоліз, а і інші реакції, які характерні для променевого враження, а саме: гальмування клітинного ділення, порушення кровотворення, пошкодження хромосомного апарату деяких об'єктів. У зв'язку з цим ЛРТ був названий природним радіоміметом, тобто агентом, який імітує біологічну дію іонізуючого випромінювання.

***Гіпотеза ліпідних радіотоксинів*** базується на висунутій Тарусовим і Емануелем концепції про вирішальну роль в початкових процесах променевого враження ланцюгових окислювальних реакцій вільнорадикального типу, найбільш підходящим субстратом для яких є ліпіди. Оскільки ліпіди – структурні елементи клітинних мембран, їх пошкодження призводить до порушення регуляції хімізму живої клітини до рівня, який призводить до загибелі. Легко помітити, що концепція ЛРТ і ланцюгових реакцій передбачає наявність в клітині мішеней у вигляді певних фракцій ліпідів, так як їх первинне пошкодження сприяє розвитку всіх наступних подій, включаючи і пошкодження генетичного апарату.

Але концепція ЛРТ не є універсальною:

1. Аналогія в дії ЛРТ і іонізуючих випромінювань обмежена лише певним колом явищ, також встановлені принципові відмінності: розрізняються структурні пошкодження хромосомного апарату, відсутня мутагенна дія ЛРТ.

2. Ланцюгові розгалужені реакції поки що не зареєстровані, а можли-

вість їх розвитку і довгого протікання без обриву в живій багатокomпонентній структурній системі взагалі мало ймовірна.

3. Накопичення ЛРТ кількісно не пов'язано з ЛПЕ, а остання в основному визначає ВБЕ іонізуючого випромінювання.

4. Відсутні чіткі кількісні часові характеристики залежності ефекту пошкодження біосистем від інтенсивності утворення ЛРТ при різних дозах опромінення, не кажучи вже про інші радіотоксини.

### *Структурно-метаболична теорія*

В основі теорії, яку розробляє О.М. Кузін з 1965 р. лежить ідея про те, що під дією іонізуючого випромінювання в клітині виникають не тільки суто радіаційно-хімічні пошкодження, а і завдяки біохімічним механізмам посилення в організмі синтезуються і високореакційні продукти, які призводять до додаткового пошкодження біологічно важливих макромолекул і утворенню низькомолекулярних токсичних метаболітів. В даній теорії вирішальну роль відводять не тільки радіаційному пошкодженню ядерних макромолекул, а і порушенням цитоплазматичних структур та їх нормального функціонування, яке здійснюється завдяки їх впорядкованості.

Пошкодження такої строго скоординованої системи в одному або декількох ланцюгах призводить до порушення мембран і спряження важливих метаболічних процесів: інактивації ферментів, розкладу управляючих систем і інших важких наслідків. В якості токсичних метаболітів особлива роль, як і у попередній гіпотезі, належить первинним радіотоксинам (ПРТ), якими тепер «... називають речовини, які утворюються в клітинах опромінених організмів одразу ж або в найближчі години після опромінення і які володіють здатністю викликати основні радіобіологічні ефекти при дії на клітини або організми».

Роботами О.М. Кузіна показано, що у водних або водно-спиртових витяжках з опромінених рослинних об'єктів збільшується вміст хінонів або ортохінонів. Нарощування концентрації хінонів в клітинах носить експоненціальний характер, що в сукупності з даними токсикологічних досліджень, де також спостерігається лінійна залежність між часом дії отрути і логарифмом виживаємості, використовується Кузіним для критики класичної теорії мішені, яка не визнає їх ролі в радіобіологічному ефекті.

В монографії «Структурно-метаболична теорія в радіобіології» пишеться про те, що «ця теорія розглядає механізми як пошкоджуючої дії сублетальних і летальних доз радіації, так і стимулюючої дії малих доз радіації. Вона може бути застосована і при дослідженні синергізму дії іонізуючої радіації з іншими фізичними і хімічними факторами».

У структурно-метаболичній теорії значну роль відведено антиоксидантам, хімічним реагентам, які впливають на функціонування репаративних ферментів, та низькомолекулярним пептидам.

Незважаючи на велику кількість позитивного в структурно-метаболичній теорії вона не може бути визнана універсальною теорією біологічної дії випромінювання за рядом причин. Перш за все, не визначені кількісні співвідношення між накопиченням ПРТ у клітині і ступенем її пошкодження, а сам по собі факт експоненціального росту вмісту ПРТ зі збільшенням дози і в часі, який спостерігався на окремих об'єктах, не може претендувати на яку-небудь однозначну інтерпретацію.

Д.М. Гродзинський вважає, що променеве враження клітини є складним інтегрованим процесом, який складається з кількох етапів. Початковий етап – первинні ефекти взаємодії випромінювання з окремими молекулами речовини, що входять до складу ультраструктур клітини. Наступні етапи охоплюють радіаційно-хімічні зміни структури молекул, індуковані цими змінами порушення певних метаболических і регуляторних функцій, формування кінцевого радіобіологічного ефекту. На першому етапі реалізуються принципи теорії мішеней, на наступних – структурно-метаболическої теорії.

Однак, створення єдиної теорії радіобіологічного ефекту – справа майбутнього, бо вона пов'язана з пізнанням молекулярних основ біології.

### 12.3. Особливості біологічної дії радіоактивних речовин

Радіонукліди володіють різною біологічною ефективністю. За своєю біологічною дією радіоактивні речовини розрізняються між собою в залежності від виду енергії випромінювання, періоду напіврозпаду, величин всмоктування, накопичення і швидкості виведення з організму.

Найбільший біологічний ефект при попаданні всередину організму спостерігається від дії  $\alpha$ - випромінювачів у зв'язку з їх високою густиною іонізації в тканинах. Біологічна ефективність  $\alpha$ - активних речовин в 10 разів більша, ніж ефективність  $\beta$ - випромінювачів.

Ефективність  $\alpha$ - частинок при надходженні в організм залежить від мікророзподілу їх в органах і тканинах. Але коли енергія  $\alpha$ - частинок поглинається у малочутливих елементах органу (наприклад, у структурах, що містять вапно),  $\alpha$ - випромінювач може бути менш ефективним, ніж  $\beta$ - випромінювач. Так, остеотропний  $\alpha$ - випромінювач  $^{226}\text{Ra}$  менш ефективний, ніж  $\beta$ - випромінювачі  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Y}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ .

Біологічний ефект від  $\beta$ - випромінювачів визначається енергією електронів. При гострій променевій дії м'які  $\beta$ - випромінювачі  $^3\text{H}$ ,  $^{95}\text{Nb}$  значно ефективніші жорстких випромінювачів  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{144}\text{Ge}$ . Менший біологічний ефект в гострій стадії враження жорсткими  $\beta$ - випромінювачами пояснюється особливостями у мікрогеометрії розподілу їх у органах і тканинах, а також більшою біологічною ефективністю сповільнених кінців пробігу  $\beta$ - частинок, кількість яких пропорційна не іонізаційній частці, а числу розпадів у бекерелях.

При визначенні поглиненої дози суттєве значення має період напіврозпаду ( $T_{1/2}$ ) радіонукліда. Радіонукліди з коротким  $T_{1/2}$  не мають вираженої різниці між поглиненими дозами при гострому, підгострому і хронічному перебігу захворювання. В цьому випадку у тварин спостерігається відносно швидке відновлення порушених функцій внутрішніх органів. Радіонукліди з великим  $T_{1/2}$  характеризуються значними відмінностями в поглинених дозах при гострих і хронічних впливах.

Біологічну дію іонізуючого випромінювання в організмі умовно розділяють на три рівня:

- фізико-хімічний;
- клітинний;
- організменний або системний рівень.

**Фізико-хімічний рівень** визначає всі первинні процеси, які протікають в клітині. Іонізуюче випромінювання володіє високою біологічною активністю. Воно здатне розривати будь-які хімічні зв'язки і індукувати реакції, які можуть відбуватись протягом тривалого часу. При взаємодії іонізуючого випромінювання з клітинами і тканинами, в процесі перетворення його в хімічну енергію, в організмі зароджуються активні центри радіаційно-хімічних реакцій. В патогенезі променевого ураження, що викликане іонізуючим випромінюванням, визначаючими є первинні реакції, які розвиваються з великими іонними виходами і залучають до хімічних перетворень сотні і тисячі молекул, чим значно підсилюють загальний об'єм порушень в клітинах організму. Такі порушення знижують активність ферментів, що порушує обмінні процеси в організмі. У зв'язку з цим уповільнюється і припиняється ріст тканин. Порушення обміну речовин призводить до зміни хімічних процесів в клітинах і їх загибелі. Всмоктування продуктів клітинного розпаду викликає отруєння організму. Основні субстрати первинних окислювальних реакцій — нуклеопротейди і біоліпіди.

**Клітинний рівень дії** включає в себе всі порушення і процеси, які зумовлені змінами функціональних властивостей опромінених клітинних структур. Найнебезпечнішими пошкодженнями клітини, які виникають при опроміненні, є пошкодження механізму мітозу і хромосомного апарату клітин опроміненої популяції. Зміни на клітинному рівні призводять до порушень спадкових структур. Проявами цього ураження в результаті опромінення є придушення органогенезу в ембріональній стадії розвитку при опроміненні зародків, пригнічення сперматогенезу, імунореактивності.

**Організменний, або системний рівень** включає в себе всі процеси і зміни, які пов'язані з порушенням функцій організму. Біологічна дія іонізуючого випромінювання проявляється у всіх органах і клітинах живого організму. Спостерігаються зміни у кровотворній, периферійній та центральній нервовій системах. Це призводить до виникнення центрів підвищеної збудливості в корі

і периферійних відділах нервової системи. Виникає дискореляція між нервовою системою і залозами внутрішньої секреції, а також між іншими системами організму. Всі процеси цих трьох рівнів взаємообумовлені і взаємопов'язані безпосередніми та опосередкованими прямими і зворотними зв'язками.

Радіоактивні речовини при надходженні до організму можуть викликати гостре, підгостре і хронічне променеве ураження.

**Гостре ураження** виникає від введення великої дози радіонуклідів. При цьому спостерігаються виражені зміни в крові (лейкопенія, ретикулопенія), крововиливи в різні органи, пригнічення імунологічної реактивності, зниження маси тіла. Загибель тварин настає через два тижні.

**Підгостре ураження** характеризується змінами лімфоїдного та еритроїдного пагонів кровотворення. Разом зі зниженням кількості лейкоцитів знижується кількість еритроцитів, гемоглобіну і ретикулоцитів. Порушується проникність судин, подовжується час згортання крові, зменшується кількість тромбоцитів, виникають інфекційні ускладнення, знижується маса тіла. Тварини гинуть через 1–3 місяці після введення радіонукліду.

**Хронічний перебіг** процесу пов'язаний із дією малих доз і інкорпорованих радіонуклідів. При цьому в початкові терміни клінічні явища можуть бути відсутні. В крові відмічаються якісні зміни. У тварин спостерігається зниження імунологічної реактивності, судинні розлади, пригнічення статевої функції, передчасне старіння, скорочення життя, розвиваються пухлини різних органів і тканин.

Біологічна дія малих доз радіонуклідів, які не скорочують природного терміну життя, компенсується захисними фізіологічними функціями організму. Але при зміні умов зовнішнього середовища і функціонального стану організму можуть виснажуватися компенсаторні механізми і у віддалені строки після ураження може проявитися дія іонізуючого випромінювання. При цьому специфіку захворювання визначає характер розподілу радіонукліду. Так, при дії остеотропних радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  явні зміни спостерігаються в кістковій тканині і кровотворній системі. Вони відбуваються внаслідок вибіркового відкладення цих радіонуклідів в кістковому мозку і є результатом дії їх випромінювання. У віддалені строки можуть виникати лейкози, пухлини кісткової тканини.

Радіонукліди, які рівномірно розподіляються у організмі ( $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ), викликають дифузну картину ураження з пригніченням лімфопоезу, переважним виникненням пухлин молочних залоз, гіпофізу, яєчників, нирок, шлунково-кишкового тракту. В деяких випадках біологічна дія радіонуклідів залежить від шляху їх надходження в організм. Так, при введенні через рот радіонуклідів, які погано ресорбуються, клінічна картина ураження характеризується переважанням місцевих процесів, які пов'язані з вибірконим відкладенням радіонуклідів, зі станом місцевої і загальної реактивності організму.

Біологічна дія радіонуклідів, які добре всмоктуються, не залежить від шляху їх введення в організм.

Токсичність радіонуклідів оцінюють не за активністю у Бк, а за поглиненою в організмі дозою. Біологічний ефект від інкорпорованих радіонуклідів визначається поглиненою дозою у органах і тканинах, яка акумулюється за час їх перебування у організмі.

Чутливість біологічних систем і організмів підвищується в міру збільшення маси тіла й ступеня організації організму. Найбільш стійкі до радіації спори, потім рослини, найпростіші організми, найбільш чутливі – тварини. Загалом ссавці мають найбільшу чутливість. А мікроорганізми – найбільш стійкі. Найбільш чутливі до опромінення - клітини, які діляться (цим пояснюється зниження чутливості з віком).

Людину відносять до одного з найбільш чутливих до радіації біологічних об'єктів. Загибель її в 50% випадків спостерігається при дозах опромінення 4 Зв (400 бер) (таблиця 12.1).

Таблиця 12.1 - Дози, при яких 50% опромінених гине впродовж 30 днів

Біологічний об'єкт	Доза опромінення, Зв
Рослини	10-1500
Найпростіші	1000
Молюски	200
Змії	80-200
Комахи	10-100
Риби, птахи	8-20
Миші	6-15
Пацюки	7-9
Мавпи	2,5-6
Людина	4
Морські свинки	4
Собаки	2,4-4
Кози	3,5
Віслюки	3
Вівці	2

Шкідлива дія радіоактивних випромінювань пов'язана з опроміненням, яке буває зовнішнім і внутрішнім.

**Зовнішнє опромінення.** Під зовнішнім опроміненням необхідно розуміти такий вплив випромінювань на людину, коли джерело радіації знахо-

диться поза організмом і виключена ймовірність потрапляння радіоактивних речовин усередину організму. При цьому людина опромінюється тільки впродовж того часу, що вона знаходиться поблизу джерела випромінювання. При зовнішньому опроміненні найбільш небезпечне рентгенівське, гамма- і нейтронне опромінення. Біологічний ефект залежить від дози опромінення, його виду, часу впливу, розмірів опромінюваної поверхні, індивідуальної чутливості організму. Альфа- і бета-частинки, маючи незначну проникну здатність, викликають при зовнішньому опроміненні тільки шкірні ураження.

Зовнішнє гамма-опромінення людини поза приміщеннями (будинками) зумовлене наявністю радіонуклідів у різних природних середовищах (грунті, приземному повітрі, гідросфері і біосфері).

Основний внесок у дозу зовнішнього гамма-опромінення дають гамма-радіонукліди урано-радієвого і торієвого рядів і калій-40. При цьому головними джерелами зовнішнього гамма-опромінення в повітрі торієвої серії радіонуклідів є торій-228 і радій-224, а в урановому ряду 99% дози визначається гамма-випромінюванням свинцю-214 і вісмуту-214.

Так, щорічна доза, яку отримує населення від радіонуклідів, що знаходяться в зовнішньому середовищі, становить від 0,32 до 0,82 мЗв залежно від умов місцевості.

Середня щорічна еквівалентна доза зовнішнього опромінення для населення всієї земної кулі береться такою, що дорівнює 0,65 мЗв. Якщо людина знаходиться в приміщенні, доза зовнішнього опромінення змінюється під впливом двох протилежно діючих чинників: екранування зовнішнього випромінювання будинком і випромінювання природних радіонуклідів, що знаходяться в матеріалах, з яких збудовано будинок. Залежно від концентрації  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  у різних будівельних матеріалах потужність дози в будинках значно змінюється.

Якщо за одиницю взяти такий матеріал, як дерево, то мешканці, що проживають у будинках з іншого будівельного матеріалу, одержують річну дозу:

- з вапняку – в 1,3 раза більшу;
- з бетону, цегли – в 3 рази;
- з пемзового каменю – в 10 разів;
- з граніту – в 10 – 12 разів.

Внутрішнє опромінення людини створюється радіонуклідами, що потрапляють в організм разом із їжею, повітрям і водою. З них найбільш вагомий вклад в ефективну еквівалентну дозу вносять  $^{40}\text{K}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{87}\text{Rb}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ , а також радон-222 і радон-220 (торон). При попаданні радіонуклідів усередину організму людина зазнає постійного опромінення до того часу, поки радіонуклід не виведеться з організму в результаті розпаду або фізіологічного обміну. Це опромінення дуже небезпечне, тому що викликає ураження різних органів, які довго не заживають.

Можливі чотири шляхи проникнення радіоактивних речовин в організм: через органи дихання, через шлунково-кишковий тракт (ШКТ), через ушкодження і розриви на шкірі і шляхом абсорбції через здорову шкіру.

Найбільш небезпечний перший шлях, оскільки об'єм повітря, що споживає людина, становить 20 м<sup>3</sup>/добу, а з їжею людина споживає тільки 2,2 л води за добу (800 л/рік). В легенях цезій і стронцій всмоктуються на 100%. При цьому засвоєння і відкладання в організмі радіонуклідів, як правило, вище, ніж при заковтуванні. Засвоєння через ушкоджену шкіру у 200–300 разів менше, ніж через ШКТ, і не має істотного значення порівняно з цими двома шляхами.

При попаданні радіоактивних речовин в організм будь-яким шляхом вони вже через кілька хвилин виявляються в крові. Якщо надходження радіоактивних речовин було однократним, то концентрація їх у крові спочатку зростає до максимуму, а потім протягом 15–20 діб знижується.

Радіоактивні аерозолі залежно від дисперсності частинок по-різному затримуються в різних відділах дихальних шляхів. Так, аерозолі з розміром частинок більше 1 мкм переважно затримуються у верхніх дихальних шляхах і виштовхуються назовні; частинки до 1 мкм – у трахеобронхіальній ділянці, а частинки менше 0,1 мкм – у легневих альвеолах. При цьому нерозчинні частинки зберігаються в легенях, і легенева тканина одержує певну дозу радіації, а розчинні радіонукліди потрапляють у кров і далі разом із нею надходять до різних тканин організму. Отже, частка радіонуклідів, які потрапляють з легень до інших органів, значною мірою залежить від дисперсності аерозолів, які вдихаються. Швидкість переходу радіонуклідів з легень до інших органів організму тим вища, чим краща розчинність аерозолів, що вдихаються, у фізіологічних рідинах організму і, зокрема, у лімфі крові.

При пероральному (травним каналом) надходженні радіоактивні речовини потрапляють у ШКТ, звідки всмоктуються в кров і розносяться по різних органах і тканинах. Чим менша розчинність сполуки, що містить радіонуклід, тим більше її проходить транзитом по ШКТ і евакуюється з організму.

Радіоактивні речовини, які потрапили через шкіру, надходять безпосередньо в кров, і далі радіонукліди залежно від хімічних властивостей накопичуються в конкретних органах, що спричиняє високі локальні дози радіації.

Якщо радіонукліди не закріпилися в тканинах і органах тіла, вони через деякий час проходять через нирки і виводяться із сечею.

Процес виведення радіонуклідів характеризується такими показниками, як період біологічного напіввиведення та ефективний період напіввиведення.

**Період біологічного піввиведення  $T_b$**  – це час, протягом якого кількість (активність) даного радіонукліда в організмі зменшується вдвічі внаслідок його фізіологічного обміну.



**Ефективний період піввиведення**  $T_{\text{еф}}$  – це час, протягом якого кількість (активність) радіонукліда в організмі зменшується вдвічі внаслідок радіоактивного розпаду і біологічного виведення:

$$T_{\text{еф}} = \frac{T_{1/2} \cdot T_{\sigma}}{T_{1/2} + T_{\sigma}}.$$

Одним з важливих показників є коефіцієнт всмоктування. Всмоктуваність радіоактивних речовин у шлунково-кишковому тракті визначається в основному їх розчинністю у біологічних середовищах (кров, лімфа), а також потребою організму в них або в їх аналогах. Добре всмоктуються ізотопи елементів, необхідних організму, – натрій, калій, магній, цезій, кальцій, стронцій, барій, рутеній та ін.

Величина дози, що визначає тяжкість ураження, залежить від того, одержує її організм відразу або в декілька прийомів. Більшість органів встигає тією чи іншою мірою залікувати радіаційні ушкодження й тому краще переносить серію дрібних доз, ніж таку ж сумарну дозу опромінення, отриману за один прийом.

Зрозуміло, якщо доза досить велика, опромінена людина загине. В усякому разі дуже великі дози опромінення (порядку 100 Гр) викликають настільки серйозні ураження центральної нервової системи, що смерть, як правило, настає протягом декількох годин або днів. При опроміненні всього тіла в дозах від 10 до 50 Гр ураження центральної нервової системи може виявитися не настільки серйозним, щоб привести до летального результату, однак опромінена людина швидше за все однаково загине через 1–2 тижні від крововиливів у шлунково-кишковому тракті.

При ще менших дозах може не відбутися серйозних ушкоджень ШКТ або ж організм із ними впорається, проте смерть може настати через 1–2 місяці з моменту опромінення головним чином через руйнування клітин червоного кісткового мозку – головного компонента кровотворної системи організму: від дози в 3–5 Гр при опроміненні всього тіла помирає приблизно половина всіх опромінених. Слід зазначити, що найбільш уразливими до опромінення органами людини є червоний кістковий мозок та інші елементи кровотворної системи, репродуктивні органи, легені й кровоносні судини.

Тяжкість виникаючих наслідків для людини залежить від дози опромінення. Чим більша доза, тим важчі наслідки. При цьому існує мінімальна доза, при якій негативний вплив не виникає. Вона називається граничною дозою. Так, при дозі опромінення всього тіла в 1 Зв (100 бер) і вище, як правило, виникає гостра променева хвороба. У людини з'являються нудота, блювання, зміни параметрів крові і т.д. Нижче цієї дози опромінення зазначені ефекти не виявляються.

Крім індивідуальних відмінностей, необхідно також враховувати радіочутливість крайніх вікових груп - дітей, літніх людей і людей похилого віку.

У тканинах дитячого організму концентрація найбільш радіочутливих молекул і клітин вища, ніж у дорослого, тому зростає можливість прямої дії радіації, а внаслідок великого питомого вмісту радіолізованої води – і побічного впливу. З іншого боку, дитячий організм має високу здатність до відновних процесів.

У літніх людей відновні процеси сповільнюються, мають меншу ефективність, що й визначає підвищену вразливість осіб цього віку. Період напіввиведення цезію-137 у дорослих – близько 140 діб, а у дітей залежно від віку – від 50 до 20 діб. Чим молодший організм, тим швидше (за інших однакових умов) він очищається від радіонуклідів.

Гостре короткочасне опромінення більш небезпечне, ніж опромінення такою ж сумарною дозою, але протягом тривалого часу. Наприклад, якщо доза загального гострого (короткочасного) опромінення людини, що дорівнює 4 Зв (400 бер), в 50% випадків може призвести до смертельного результату, то загальне опромінення такою самою дозою протягом десятків років не дає ніяких безпосередніх негативних ефектів.

При систематичному опроміненні дозами нижче 1 Зв (викликає гостру променеву хворобу), але в сумі набагато більшими за гранично допустимі, спостерігаються зміни складу крові (недокрів'я) і ряд симптомів розладу нервової системи (лейкози, злоякісні пухлини різних органів і тканин, катаракти, ураження шкіри, скорочення тривалості життя). Віддалені наслідки, зумовлені впливом ІВ, можна оцінити тільки статистичними методами.

При відносно низьких дозах опромінення, навіть в умовах проживання населення в зонах, що підпали під радіоактивне забруднення внаслідок аварії на атомних станціях, з дозовими навантаженнями до 5 мЗв/рік змін стану здоров'я, що прямо залежать від іонізуючого опромінення, як правило, не спостерігається.

Усі ефекти радіації пов'язані тільки з дозою радіації й не залежать від джерел опромінення. Організм не розрізняє дози від природних джерел, рентгенівського опромінення або викидів АЕС.

### **Токсичність радіонуклідів**

Радіонукліди сильно відрізняються за токсичністю дії, тобто за здатністю завдавати променево ушкодження. Радіотоксичність нуклідів залежить від таких основних чинників.

1. Рівень середньої енергії одного акту розпаду. Наприклад, поглинена доза від вуглецю-14 з енергією одного акту розпаду 0,053 МеВ буде набагато меншою порівняно з дозою, що створюється при розпаді фосфору-32, середня енергія бета-випромінювання якого становить 0,68 МеВ.

2. Вид випромінювання. Промєневе ураження від джерела альфа-випромінювання буде більшим порівняно з джерелом бета-випромінювання.

3. Шляхи надходження радіонуклідів в організм людини. Найбільш небезпечним є надходження радіонукліда при вдиханні повітря.

4. Здатність радіонукліда накопичуватися в конкретних органах. За характером розподілу радіонуклідів в організмі чітко вирізняються три групи, які концентруються в кістках, у всьому тілі, у печінці. Окремо можна відзначити йод-131, до 30% якого відкладається у щитовидній залозі, яка складає тільки 0,03% маси тіла. Критичними органи, які найбільше піддаються дії радіації, є гонади, кістковий мозок, кровотворні органи.

5. Час перебування радіонукліда в організмі, що залежить від періоду напіввиведення. За ступенем радіаційної небезпеки всі радіонукліди як потенційні джерела внутрішнього опромінення поділяються на чотири групи (таблиця 12.2).

Таблиця 12.2 – Класифікація радіонуклідів за ступенем радіаційної небезпеки

Група	Ступінь радіотоксичності	Мінімально значуща активність, мкКі	Радіонукліди
А	Дуже висока	0,1	$^{210}\text{Po}$ , $^{226}\text{Ra}$ , $^{232}\text{U}$ , $^{238}\text{Pu}$ , $^{239}\text{Pu}$ , $^{210}\text{Pb}$
Б	Висока	1	$^{90}\text{Sr}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{224}\text{Ra}$ , $^{235}\text{U}$
В	Середня	10	$^{32}\text{P}$ , $^{35}\text{Ca}$ , $^{89}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{24}\text{Na}$ , $^{42}\text{K}$ , $^{60}\text{Co}$
Г	Мала	100	$^3\text{H}$ , $^{14}\text{C}$ , $^{55}\text{Fe}$ , $^{69}\text{Zn}$ , $^{131-136}\text{Cs}$

## Радіотоксикологічні характеристики деяких радіонуклідів

### Стронцій

Відомі 18 радіоізотопів стронцію. Більшість із них короткоживучі, лише чотири радіонукліди мають період піврозпаду від 1 доби до 2 місяців і один, найпоширеніший – стронцій-90, – більше 2 років. Стронцій-90 є наявним у відходах ядерної промисловості, але основне джерело забруднення ним зовнішнього середовища – атомні вибухи й аварії на атомних реакторах. Стронцій-90 добре розчиняється у воді, тому його рухливість у ґрунті досить висока. Найбільша розчинність стронцію відзначена в ґрунтах з низьким рівнем кислотності і мінімальним вмістом обмінного кальцію, тому з таких ґрунтів стронцій легко засвоюється рослинами.

Потрапивши в шлунково-кишковий тракт, стронцій добре (на 20–70%) всмоктується у кров'яне русло. Його всмоктуваність залежить від виду, віку,

фізіологічного стану й характеру харчування тварини або людини. У дорослої людини всмоктування стронцію становить 20–30%. При нестачі кальцію й білка в раціоні харчування всмоктуваність ізотопу може підвищуватися до 50–60% через те, що стронцій є хімічним аналогом кальцію і може накопичуватися замість нього.

При вдиханні розчинні сполуки стронцію швидко елімінують із легенів. Проникнення стронцію через неушкоджену шкіру становить близько 1%, через ушкоджену (різана рана, опік), як і з підшкірної клітковини й м'язової тканини, стронцій всмоктується майже повністю. Незалежно від шляху й режиму потрапляння в організм розчинні сполуки стронцію вибірково накопичуються в кістках. У м'яких тканинах затримується менше 1% стронцію-90.

Біологічна дія стронцію-90 при попаданні в організм людини або тварини обумовлюється бета- частинками, що випускаються ним самим і його дочірнім продуктом розпаду – ітрієм-90. Середній пробіг бета- частинок у тканинах тварин у стронцію-90 становить – 0,5 мм, ітрію-90 – 4 мм. У кістковій тканині через її більшу щільність порівняно з м'якими тканинами пробіг бета-частинок менший.

Накопичуючись у кістяку, стронцій-90 залишається там тривалий час, постійно опромінюючи тканини, внаслідок чого в кістковій тканині й кровотворному кістковому мозку патологічні зміни настають у значно більшому ступені, ніж в інших органах і тканинах організму. Більші дози стронцію-90 викликають променеву хворобу. При тривалому надходженні його в організм у відносно малих кількостях можуть розвинути радіаційні ураження у вигляді гальмування росту, зміни в кровотворних органах і картині крові, зниження імунологічних і захисних властивостей, гальмування вироблення антитіл при вакцинації, порушення обміну речовин.

### ***Цезій***

З 30 радіоактивних ізотопів цезію більшість є короткоживучими із секундними й хвилинними періодами піврозпаду й тільки два радіоізотопи довгоживучі – цезій-134 з періодом піврозпаду 2,06 року й цезій-132 з періодом піврозпаду близько 30 років. У навколишнє середовище цезій може надходити при ядерних вибухах і аваріях на ядерних реакторах, а також у результаті викидів радіоактивних відходів в атмосферу й водойми підприємствами ядерної промисловості, атомними електростанціями й суднами з ядерно-енергетичними установками.

Найбільшу біологічну небезпеку становить цезій-137. Це бета-випромінювач із середньою енергією бета- частинок. При його розпаді утворюється дочірній радіонуклід барій-137 з періодом піврозпаду 2,55 хвилини, який супроводжується випускненням гамма- квантів. Властивості цезію аналогічні калію. Подібно калію він активно включається в біологічний колообіг, мігрує по біологічних ланцюгах і доходить до організму людини.

Розчинність солей цезію, що випали на ґрунт при глобальних опадах, становить 80–100%.

Оскільки цезій не утворює важкорозчинних сполук у широкому діапазоні кислотності, він легко доступний для рослин і накопичується в них. В організм тварин цезій потрапляє із забрудненим кормом, водою й у меншій мірі із вдихуванням повітрям.

В організмі людини всмоктуваність цезію-137 досягає 100%. Цезій накопичується в основному в м'яких тканинах, тільки 4% його відкладається в кістках. Виводиться цезій з організму з калом (10–30%) і сечею (70–90%). Період напіввиведення цезію з організму залежить від виду тварини, її віку й характеру харчування. У дорослої людини він становить близько 100 діб, у дітей до 1 року – 10–20 діб. Цезій добре переходить із організму матері до плода. Величина переходу залежить від строку вагітності й тривалості надходження радіонуклідів.

При потрапленні цезію у водойми він швидко мігрує в донні відкладення, засвоюється планктоном. Риба активно накопичує ізотопи цезію й може бути одним з основних джерел потраплення його в організм людини.

Накопичуючись у м'яких тканинах, цезій створює внутрішнє опромінення, яке при рівноважному вмісті цезію 6,66 мкКі на рік може досягати 1 бер. Внутрішнє опромінення цезієм-137 викликає такий самий біологічний ефект, як і зовнішнє опромінення організму при аналогічних дозах.

### ***Йод***

З 24 радіоізотопів йоду радіаційно-гігієнічне значення має один – йод-131 з періодом піврозпаду 8,04 доби. Він є бета- і гамма- випромінювачем. Йод дуже активний елемент, добре засвоюється рослинами, водними організмами. При потрапленні в шлунково-кишковий тракт із їжею він на 100% всмоктується в кров. Основна маса йоду, що всмоктався (60–80%), вибірково накопичується у щитовидній залозі.

Вміст 0,06 мкКі йоду-131 у щитовидній залозі створює дозу опромінення в 1 бер.

У міру наростання патологічних змін у щитовидній залозі з'являється симптомокомплекс: знижується температура тіла, підвищується нервова збудливість, уповільнюється серцебиття, збільшується проникність судин.

При нагромадженні в легенях ізотопи йоду викликають захворювання бронхітом, пневмонією. Радіоактивні ізотопи йоду можуть індукувати пухлини в щитовидній залозі, аденогіпофізі, статевих залозах та інших органах.

### ***Плутоній***

Відомо 15 ізотопів плутонію. Найбільш значущий із них – плутоній-239 з періодом піврозпаду 24400 років, що випромінює при розпаді альфа- частинки. Плутоній-239 є одним із найбільш радіаційно небезпечних елементів.

У зовнішнє середовище плутоній-239 потрапляє при випробуваннях ядерної зброї, аваріях на АЕС і переробці відпрацьованого ядерного палива. Сполуки плутонію в ґрунті погано розчинні, тому практично нерухомі, недоступні для кореневої системи рослин.

При поверхневому забрудненні листя рослин плутоній може потрапити в шлунково-кишковий тракт тварин, однак всмоктується він з нього погано. При вдиханні всмоктуваність, а отже, і небезпека опромінення плутонієм в 100 раз вищі, ніж при попаданні з їжею.

Плутоній-239 – це переважно джерело альфа-випромінювання з дуже високою енергією випромінювання (більше 3 MeV). Він відкладається в скелеті, тим самим впливаючи на червоний кістковий мозок, а також у печінці і нирках. У кістковій тканині відкладається до 90%, у печінці – 7% і в нирках – 1% плутонію. Оскільки ефективний період напіввиведення  $T_{\text{ef}}$  становить 100 років, плутоній впливає на організм протягом усього життя людини.

Встановлено, що 400 г плутонію достатньо, щоб викликати рак легенів у 10 млрд. людей.

### **Радон**

Найбільшою вагою з усіх джерел природної радіації володіє радон. Це важкий газ (у 7,5 рази важчий, ніж повітря), що не має кольору, запаху і смаку. При розпаді випромінює альфа- частинки.

Радон вивільняється із земної кори повсюди. Він накопичується усередині приміщень, просочуючись через фундамент і підлогу із ґрунту або, рідше, вивільняючись із будівельних матеріалів. Під землею радон змішується з природним газом, який потім використовується в побутових газових плитах, і таким чином потрапляє в приміщення. Концентрація його значно збільшується за відсутності надійних витяжних систем.

Концентрація радону в закритих приміщеннях звичайно у вісім разів вища, ніж на вулиці, а на верхніх поверхах нижча, ніж на першому.

Він дає приблизно половину дози опромінення людини, що одержується від усіх природних джерел. Основна частина опромінення спричинена не самим радоном, а продуктами його розпаду.

Радон надходить до організму при диханні разом з повітрям. При кип'ятінні радон випаровується, у сирій воді його набагато більше. Основну небезпеку викликає його потрапляння в легені з водяною парою. Найчастіше це відбувається у ванній кімнаті, коли людина приймає гарячий душ.

Радон, потрапляючи в організм, відразу ж уражає залози внутрішньої секреції, гіпофіз, кору надниркових залоз. Це викликає задишку, серцебиття, мігрень, тривожний стан, безсоння. Іноді розвиваються злоякісні пухлини в легенях, печінці, селезінці.

## 12.4. Віддалені наслідки біологічної дії радіоактивних речовин

### *Загальна характеристика віддалених наслідків*

Однією з особливостей біологічної дії різних видів іонізуючого випромінювання на організм є виникнення віддалених наслідків пошкодження. Встановлений низький рівень доз для деяких видів віддалених ефектів. Рахують, що фактори довкілля в результаті своєї шкідливої дії можуть викликати біля 80% випадків раку у людини. За рахунок природного фону індукуються близько 0,7% пухлин різної локалізації, а лейкемій, пухлин легенів і кісток – 2,8; 3,0 і 3,7% відповідно. Ці дані показують, що вклад природного фону радіації в смертність населення від злоякісних пухлин незначний в порівнянні з дією інших факторів.

Віддалені наслідки променевих пошкоджень можуть виникати як в результаті однократної дії рентгенівського і  $\gamma$ -випромінювань, нейтронів, протонів при однократному надходженні радіоактивних речовин, так і в результаті хронічної дії радіонуклідів або опромінення в малих дозах.

При дії іонізуючого випромінювання на клітини спостерігаються летальні і мутагенні (канцерогенні) ефекти. При цьому **чим вища доза, тим сильніший летальний ефект і тим менше канцерогенний**, і навпаки. Зі зменшенням дози зростає тривалість життя, що сприяє розвитку і прояву пухлинної реакції, довгий латентний період якої при малій дозі корелює з природною тривалістю життя. Зі зростанням віку змінюється внутрішнє середовище організму, як результат накопичення «пошкоджень» на різних структурних рівнях організму під дією екзогенних ендогенних факторів. Зміни у внутрішньому середовищі можуть сприяти розвитку пухлин під впливом малих доз іонізуючого випромінювання.

Відомо, що цілий ряд радіоактивних речовин, надійшовши до організму, можуть тривалий час затримуватися в ньому і бути джерелом постійного опромінення (наприклад, U, Ra, Th, Sr). У віддалені терміни після надходження радіонуклідів зовсім не виділяється з організму або виділяється в дуже незначних кількостях. Таке тривале перебування радіонуклідів в організмі в деяких випадках може призвести до виникнення певних патологічних змін. Це підтверджується дослідами і спостереженнями після ядерних вибухів у Хіросімі і Нагасакі.

Прихований перебіг процесів при клінічному благополуччі сприяє розвитку віддалених наслідків і пов'язаний з досконалістю компенсаторних можливостей організму. Виснаження компенсаторних резервів призводить до виникнення того чи іншого виду віддалених ефектів.

У віддалені терміни після впливу радіонуклідів виявлені зміни реактивності організму на введення лікарських речовин і інфекційних факторів. У

тварин спостерігається підвищена чутливість до бромю, кофеїну, стрихніну. Тварини, які перенесли променеву хворобу, володіють меншою опірністю до інфекційних хвороб, перебіг яких у таких тварин буває тривалим, у порівнянні з тваринами, які не опромінювались.

В даний час існує дві школи, які вивчають розвиток віддалених ефектів.

Згідно *однієї гіпотези* віддалені наслідки, які проявляються через місяці, роки і десятиріччя після дії опромінення, пояснюються в основному пошкодженням кровоносних судин, дегенерацією клітин і тканин, розвитком пізніх фіброзів з'єднувальної тканини.

*Інший напрямок* стверджує, що різнобічні ефекти, які спостерігаються у різних органах і тканинах, можна пояснити порушенням клітинної кінетики. За цією гіпотезою гострі радіаційні ефекти відбуваються рано в тканинах, які швидко діляться, а віддалені ефекти проявляються пізно у тканинах, які повільно діляться. Віддалені ефекти можуть бути обумовлені комбінацією порушень у з'єднувальних тканинах, кровоносних судинах і паренхіматозних тканинах. На клітинному рівні іонізуюче випромінювання може проявлятися в якості ініціюючого фактору, який утворює потенційно пухлинні клітини, активуючого фактору, який викликає загибель клітин як нормальних, так і пухлинних. Випромінювання викликає порушення клітинного гомеостазу і появу потенційно пухлинних клітин. Всі види віддалених наслідків біологічної дії іонізуючого випромінювання поділяють на *непухлинні і пухлинні форми*.

### *Непухлинні форми*

До непухлинних форм відносяться патологічні зміни організму або його окремих органів функціонального або органічного характеру. Сюди відносяться анемії, атрофічні і гіпопластичні стани шлунково-кишкового тракту, стерильність, зміни у кровотворенні, а також різного роду склеротичні процеси і дистормональні порушення.

В.В. Соколов і А.К. Гуськова повідомляють, що гіпопластичний стан кровотворення різного ступеню при хронічній дії випромінювання формується у людини при кумуляції доз 1,5–4 Гр в умовах тотального опромінення.

До непухлинних форм віддалених наслідків відносяться зміни в серцево-судинній системі. Вони характеризуються дегенеративними і склеротичними змінами м'язу серця. Локальний і дифузійний склероз серцевого м'язу може розвиватися у тварин в результаті дії хронічний доз  $\beta$ - випромінювачів ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ) у дозі від  $37 \cdot 10^4$  до  $2,95 \cdot 10^4$  Бк/г.

У віддалені терміни після враження спостерігається зміна судин, зустрічаються локальні ожиріння оболонки судин.

Друга група непухлинних форм віддалених наслідків – *склеротичні стани* – розвивається після безпосередньої дії випромінювання на паренхі-



матозні клітини і різні структури органів і тканин. При розвитку таких ефектів спостерігається пряма дозова залежність, наявність порогових рівнів іонізуючого випромінювання. За даними Стрельцової В.Н. порогові рівні дії випромінювання для склеротичних форм непухлинних віддалених ефектів знаходяться в межах 1–5 Гр. Склеротичні процеси характеризуються розвитком пневмосклерозу, цирозу печінки, нефросклерозу, артеріосклерозу, хронічними променевими дерматитами, некрозами кісткової тканини і променевими катарактами.

Ще однією з непухлинних форм є **дисгормональні порушення**. Вони зустрічаються у 50% опромінених тварин. Для цього виду променевої патології характерними є відсутність прямої дозової залежності і низький рівень порогової дози 0,01–0,1 Гр. Ендокринні порушення виникають в результаті опосередкованих і непрямих механізмів дії. Для таких порушень пусковим механізмом служить початкове променеве пригнічення, пошкодження функції і структури статевих залоз, щитовидної залози і ниркових залоз.

### ***Пухлинні форми***

До пухлинних форм віддаленої променевої патології відносяться новоутворення різних органів і тканин, лейкози.

Тривале перебування в організмі людей торію і радію в кількості  $(1,85-85,1) \cdot 10^4$  Бк призводить до виникнення злоякісних пухлин у 11–26% випадків.

Виникнення пухлин у різних органах і тканинах залежить від вибіркової здатності радіонуклідів депонуватися в тому чи іншому органі. Радіоактивні речовини, які мають скелетний тип розподілу, найчастіше викликають пухлини кісткової тканини. Частота остеосарком знижується зі зменшенням потужності дози.  $\alpha$ - випромінювачі в цьому відношенні в 10-20 разів ефективніші  $\beta$ - випромінювачів.

Суттєве місце в патології пухлинних форм пошкодження займають **лейкози**. Експериментальні дослідження показали, що радіонукліди, які володіють змішаним типом випромінювання ( $\beta$  і  $\gamma$ ), малою енергією і які рівномірно розподіляються, володіють більшою лейкомогенною активністю, ніж радіонукліди з вибірковою накопиченням у окремих органах.

### **12.5. Дія малих доз іонізуючого випромінювання**

Дію іонізуючого випромінювання на живі організми поділяється на кілька етапів, що здійснюються на різних рівнях, зокрема, на атомарному (іонізація і збудження) і молекулярному. Це фізико-хімічний етап іонізуючого впливу на живий організм. Після цього починається біологічний етап іонізуючої дії, що починається з порушення обміну речовин, гальмується актив-

ність ферментних систем, утворюються нові хімічні сполуки, що можуть бути токсичними для організму.

Дози радіації, що відповідають природному фонові, не шкідливі для життєдіяльності переважної більшості організмів та їхнього потомства. Проте, навіть природний рівень випромінювання в окремих випадках може спричинити шкідливі мутації. З підвищенням дози іонізуючої радіації імовірність виникнення таких змін зростає.

Збільшення обсягів використання радіоактивних матеріалів у різних галузях техніки і суспільного життя, нагромадження ядерних відходів атомних реакторів різного призначення незмінно супроводжуватимуться зростанням опромінення, особливо у малих дозах, дедалі більшого контингенту населення, всіх представників біоти планети.

До нині чітко не визначено, які дози слід вважати малими, спостерігається розбіжність у кількісних значеннях доз, котрі відносять до малих. Найчастіше під малими розуміють дози, кількісні значення яких не більше, ніж на один-два порядки перевищують значення доз, що зумовлені природним рівнем опромінення. Природні дози опромінення характеризуються потужностями порядку 0,1... 0,4 сГр/рік, отже малі дози становлять 1... 40 сГр.

Це відповідає рекомендаціям Наукового комітету з дії атомної радіації (НКДАР).

При поглиненні білками високих доз радіації (100 Гр і більше) змінюється конформація (геометричні форми молекул) білкових молекул, відбувається їх агрегація (з'єднання, збирання в ціле) та деструкція (руйнування). При опроміненні дозами до 50 Гр знижується концентрація амінокислот, особливо триптофану, що сповільнює синтез білка.

Ферментні системи реагують на опромінення по різному: їхня активність може зростати, знижуватися або залишатися незмінною, а при великих дозах - вони інактивуються.

Опромінення високими дозами розчину простих цукрів спричинює їхнє окислення і розпад, а поліцукрів - зменшує в'язкість і розпад на прості цукри. При поглинанні доз 5-1 Гр порушуються процеси розщеплення глюкози, знижується вміст глікогену в тканинах, змінюються властивості ряду вуглеводів. Дія іонізуючого опромінення

Малі дози опромінення володіють *кумулятивним ефектом*, тобто вони можуть накопичуватися і підсумовуватися в організмі. Малі дози радіації володіють генетичним ефектом, тобто впливом не лише на організм, який опромінюється, але і на його потомство.

Одноразове опромінення великими дозами викликає більш глибокі наслідки, ніж порційне.

За визначенням Наукового комітету ООН з дії атомної радіації (UNSCEAR) малі дози опромінення становлять 0,2 Гр для іонізуючого ви-

промінювання із низьким значенням ЛПЕ й 0,05 Гр - із високим за потужності поглинутої дози.

Іноді вважають, що малі дози іонізуючого випромінювання відповідають значенням, які на два або більше порядків менші за летальні.

У клінічній практиці під малими розуміють дози 0,5...1,0 Гр, під впливом яких не виявляються ефекти ураження. Іноді малою вважають дозу, за якої починає проявлятися досліджуваний нелетальний ефект, але навіть у одній і тій же клітині рівні радіобіологічні ефекти проявляються під впливом різних доз опромінення. Запропоновано фізичний критерій малої дози, за якої в критичній мішені відбувається в середньому не більше, ніж одна радіаційна подія - перетинання мішені треком фотона або зарядженої частинки.

Відмічені підходи відповідають умові, за якої у прояві радіобіологічного ефекту клітинної популяції ніякої ролі не відіграють міжклітинні взаємодії. Якщо ж останні мають місце у формуванні радіобіологічного ефекту, то може проявитися залежність ефекту від інактивації певної кількості клітин, і тоді потрібні відповідні корегування у визначенні малих доз опромінення.

Одже, малими дозами іонізуючого опромінення є ті, за умови дії яких спостерігається радіобіологічний ефект не летального характеру.

Так само як і за великих доз опромінення, під впливом малих доз проявляються стохастичні й детерміністичні ефекти.

До *стохастичних (ймовірних)* ефектів належать ті радіобіологічні реакції, що не мають дозового порога (хромосомні аберації, точкові мутації, трансформація клітин, втрата проліферативної активності), тобто від значення дози залежить частота їх прояву. Оскільки трансформацією клітин розпочинається пухлинне перетворення тканини, то формування злоякісних пухлин, індукованих опроміненням, також є стохастичним ефектом. Як типово стохастичні ефекти проявляються ті форми uszkodжень, котрі не піддаються інтегративним процесам. Для прояву стохастичних ефектів іноді потрібні досить тривалі проміжки часу після опромінення: первинні uszkodження ДНК можуть реалізуватись у віддалених нащадків опромінених клітин. Це свідчить про наявність латентного періоду у формуванні стохастичних ефектів опромінення. Стохастичні ефекти ґрунтуються на ймовірній природі влучень іонізуючих частинок або фотонів у певні клітинні структури-мішені. Стохастичні ефекти або проявляються повною мірою, або взагалі не проявляються.

До *детерміністичних* ефектів належать такі реакції, що формують адаптивну відповідь, яка має неспецифічний характер, зумовлює збільшення стійкості організму до дії несприятливих факторів різної природи (зростає стійкість до радіації, стимулюється проліферативна активність, біохімічних і фізіологічних процесів), тобто від значення дози залежить інтенсивність їх прояву. Детерміністичні радіобіологічні ефекти не мають рис, які притаманні ймовірному процесові: опромінення в певній дозі провокує радіаційне ура-

ження відповідного рівня. За дуже малих доз опромінення детерміністичні ефекти можуть не проявлятися, що свідчить про існування дозового порога – межі дозового навантаження, лише в разі перевищення якого проявлятиметься ефект. Значна частина детерміністичних ефектів є наслідком багатоетапних процесів розвитку радіаційного ураження. Детерміністичні процеси проявляються в тому разі, коли розвиток радіобіологічної реакції зумовлений ураженнями масових структур клітини або реакція залежить від кількості інактивованих клітин.

Стохастичні й детерміністичні радіобіологічні ефекти в багатьох складних системах досить тісно пов'язані між собою, оскільки первинні процеси променевого ураження є ймовірними за своєю природою.

Виявлено, що спостерігається діапазон малих доз опромінення, у межах якого здійснюється стимуляція росту й розвитку тваринних і рослинних організмів. Такі явища називають *радіостимуляцією або гормезисом*. Гормезис спостерігають у рослин, тварин, одноклітинних організмів, у культурі клітин. Найповніше це явище досліджено у рослин. Так, опромінення насіння у малих дозах сприяє збільшенню схожості, інтенсивнішому росту паростків, що свідчить про підвищений рівень метаболічних і фізіологічних процесів. Існує думка, що радіаційний гормезис є явищем тотожним за умови застосування деяких токсичних речовин у дуже малих дозах.

Значення стимулювальних доз для багатьох видів культурних рослин виявляються не дуже малими, наприклад, для гороху – 3...10 Гр, кукурудзи – 5... 10 Гр, льону – 10 Гр, озимої пшениці – 25 Гр.

Радіостимуляцію рослин виявляють не лише у разі опромінення насіння, а й при опромінюванні цибулин, бульб та інших органів вегетативного розмноження.

Кількісно гормезисний ефект оцінюють за збільшенням біомаси, висоти рослин або врожайності відносно неопромінених рослин. Підвищення врожаю внаслідок дії стимулюючих доз може сягати 40...60%. Регулярність прояву гормезисного ефекту в різних рослин неоднакова. Вважають, що розвиток гормезису розпочинається з появи вільнорадикальних станів молекул у клітині, а вільні радикали можуть досить швидко дезактивуватися внаслідок рекомбінаційних процесів. О.М. Кузіна висунула гіпотезу природи гормезису, за якою він зумовлюється активацією певних генів під впливом так званих тригер-ефекторів, що регулюють репресію окремих ділянок геному. Під впливом малих доз радіації спостерігається функціональне перепрограмування геному. *Тригер-ефектори* належать до тих систем клітини, які контролюють взаємодію ДНК з ядерним білком. Внаслідок опромінення відбуваються структурно-функціональні перебудови кластера рибосомних генів. За дії опромінювання із високими значеннями ЛПЕ радіостимуляція не спостеріга-

ється. Гормезис може проявлятися як компенсаційні ефекти соматичних реакцій у відповідь на ураження окремих груп клітин.

Опромінення тварин дозами, що не перевищують 10 сГр, обумовлює прискорення оновлення тимоцитів (малих лімфоцитів; *лімфоцити* – одна з форм лейкоцитів, розрізняють великі, середні та малі, вони беруть участь в імуногенезі, виробляють антитіла, утворюються в лімфовузлах, селезінці, підгрудничній залозі).

Явище гормезису не свідчить про те, що малі дози опромінення є безпечними для біологічних систем. Гормезис є проявом соматичних реакцій, і водночас із ним можуть виникати молекулярні ушкодження, внаслідок яких формуватимуться стохастичні ефекти – генетичні порушення й трансформація клітин, що можуть проявитися до 10-20 покоління, тобто протягом періоду до 500 років.

### 12.6. Генетичні ефекти опромінення в малих дозах

Малі дози опромінення не викликають соматичних видимих уражень променевої хвороби, але викликають генетичні ураження. Генетичні ефекти опромінення в малих дозах можуть бути наступними:

**Зміна експресії генів.** Цей процес має вибірковий характер, оскільки після опромінення посилюється експресія не всіх генів, а лише окремих.

**Хромосомні перебудови.** Опромінення в малих дозах обумовлює структурні перебудови хромосом лімфоцитів. Частота хромосомних аберацій у цих клітинах зростає при опроміненні в дозах понад 2 мГр/рік. Невеликі хромосомні аберації, які супроводжують опромінення в малих дозах, не завдають помітної шкоди цілісному організму рослини.

**Мутагенез.** Розроблено метод виявлення індукованих опроміненням мутацій, що полягає в застосуванні спеціальних маркерів імунної природи.

**Вплив малих доз на стан імунної системи.** За дії іонізуючого опромінення в малих дозах спостерігається тенденція до зміни стану імунної системи людини, що проявляється у зменшенні чисельності Т-лімфоцитів, ослабленні фагоцитарної функції та пригніченні гормональної функції тимуса. Дані щодо впливу малих доз іонізуючого опромінювання на імунну систему мають суперечливий характер, бо спостерігається стимуляція проліферативної (лат. *proles* – потомство + *fero* – несу) активності, у розростанні тканини рослини чи тварини шляхом новоутворення клітин, зростання антитілогенезу, збільшення частки Т-хелперів відносно Т-супресорів.

За низьких потужностей поглинутих доз (порядку 1... 100 мкГр) за один клітинний цикл у дрібних савців і риб істотно зростає частота структурних і геномних мутацій. У людини хромосомні аберації за малих доз опромінення характеризуються коефіцієнтом індукції порядку  $10^{-2}$  аберативних клітин на

дозу 1 Гр. У рослин цитогенетичних ушкоджень у діапазоні доз 5... 30 сГр достовірно перевищує спонтанний рівень, але лінійної залежності від значення дози не спостерігається.

У разі хронічного опромінення малими дозами спостерігається порушення життєдіяльності різних видів тварин і рослин. Так, у безхребетних за умов хронічного опромінення гальмується розвиток. У тварин за малих потужностей поглинутих доз ефекти більше обумовлюються наслідками подразнення, ніж радіаційного ураження. Соматичну патологію за таких умов пов'язують із нейрогормональною або клітинно-гуморальною системами.

Проблема біологічної дії малих доз іонізуючого випромінювання є надзвичайно важливою з огляду на необхідність достовірної оцінки малих доз для здоров'я людини й уточнення норм дозових навантажень.

### **Контрольні запитання**

1. Дайте характеристику первинних фізико-хімічних процесів при опроміненні.
2. Яку біологічну дію викликають різні види випромінювання?
3. Які особливості біологічної дії іонізуючих випромінювань на організм людини?
4. Які особливості дії радіації при зовнішньому та внутрішньому опроміненні?
5. Які існують шляхи надходження радіонуклідів до організму?
6. Що таке «період біологічного піввиведення», «ефективний період піввиведення», «коефіцієнт всмоктування»?
7. Від чого залежить токсичність радіонуклідів?
8. Які віддалені наслідки променевих пошкоджень виникають у організмі?
9. Що таке кумулятивний ефект від дії малих доз радіації?
10. Охарактеризуйте стохастичні, детерміністичні радіобіологічні ефекти та гормезис.
11. Які генетичні ефекти визивають малі дози радіації?

### **Літературні джерела за темою**

1. Акоев И.Г. и др. Количественные закономерности радиационного синдрома / И.Г. Акоев – М. : Энергоатомиздат, 1981.
2. Бутомо Н.В. Основы медицинской радиобиологии / Н.В. Бутомо. А.Н. Гребенюк – С.-Пб.: Фолиант, 2004. – 384 с.
3. Валенчик М.М. Радиобиологический эффект и окружающая среда / М.М. Валенчик – М.: Энергоатомиздат, 1983.
4. Владимирова В.Г. Радиозащитные эффекты у животных и человека / В.Г. Владимирова, Т.К. Джаранян – М.: Высшая школа, 1980. – 228 с.

5. Гофман Джон Чернобыльская авария: радиационные последствия для настоящего и будущих поколений / Джон Гофман – Минск: Высшая школа, 1994. – 574 с.
6. Грейб Р. Влияние малых доз радиации на людей, животных и деревья / Пер. с англ. В.Н.Якимец. – М.: Мир, 1994. – 263 с.
7. Григор'єва Л.І. Іонізуюче випромінювання та його вплив на людину. / Л.І. Григорєва, Ю.А. Томілі, І.М. Рожков. – Миколаїв: МДГУ ім. Петра Могили, 2008. – 208 с.
8. Гродзинский Д.М. Радиобиология и биологическое действие ионизирующих излучений / Д.М. Гродзинский – М. : Агропромиздат, 1966. – 232 с.
9. Гуськова Л. К.у Байсоголов Г. Д. Лучевая болезнь человека. – М.: Медицина, 1971. – 384 с.
10. Давиденко В.М. Радиобіологія: [навчальний посібник] /В.М. Давиденко. – Миколаїв : МДАУ, 2008. – 241 с.
11. Дертингер Д., Юнг К. Молекулярная радиобиология. – М.: Атомиздат, 1973. – 248 с.
12. Жизнеспособность клеток, облученных в малых дозах (Под ред. Т.Альпера). – М. : Атомиздат, 1980. – 132 с.
13. Ильченко А.И. Концентрирование животными радионуклидов и их влияние на популяцию / А.И. Ильченко – М. : Наука, 1974. – 168 с.
14. Кузин А.М. Стимулирующее действие ионизирующего излучения на биологические процессы. – М. : Атомиздат, 1977. – 250 с.
15. Ли Д. Действие радиации на живые организмы / Д. Ли – М. : Госатомиздат, 1963. – 278 с.
16. Льенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию / А.И. Льенко – М. : Наука, 1974. – 168 с.
17. Москалев Ю.И. Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений. – М.: Медицина, 1991. – 464 с.
18. Сарапульцев Б. И.7 Гераськин С. А. Генетические основы радиорезистентности и эволюция. – М.: Энергоатомиздат, 1993. – 209 с.
19. Тиунов Л.А. Противолучевые средства / Л.А. Тиунов, Г.А. Васильев, В.П. Парибок – Москва-Ленинград : Изд-во АН СССР, 1961. – 172 с.

### 13. ПРОТИПРОМЕНЕВИЙ ЗАХИСТ ОРГАНІЗМУ

До можливих напрямків захисту населення від іонізуючого випромінювання можна віднести фізичний, хімічний та біологічний захист.

#### 13.1. Фізичний захист

Поняття “фізичний захист” включає сукупність заходів, спрямованих на захист населення від впливу потоків випромінювання. Найбільш ефективним вважають захист екрануванням. Оскільки іонізуюче випромінювання поширюється прямолінійно, то якщо на його шляху встановити шар певного матеріалу, то потужність дози випромінювання за цим екрануючим шаром може бути меншою у сотні і тисячі разів.

Ефективність екранування залежить від властивостей шару матеріалу та його товщини (таблиця 13.1).

Таблиця 13.1. Товщина шару половинного ослаблення радіаційного впливу для різних матеріалів

Матеріал	Густина, г/см <sup>3</sup>	Товщина шару половинного ослаблення, см	
		для нейтронів	для гама-випромінювання на зараженій місцевості
Вода	1,0	2,7	13,0
Деревина	0,7	9,7	19,0
Ґрунт	1,6	12,0	7,2
Цегла	1,6	10,0	8,4
Бетон	2,3	12,0	5,6
Сталь, залізо	7,8	11,5	1,8
Свинець	11,3	12,0	1,3
Поліетилен	0,9	2,7	14,0
Склопластик	1,7	4,0	8,0
Скло	1,4	11,0	9,3
Лід	0,9	3,0	14,5

Недоліком цього способу захисту є те, що після припинення впливу випромінювання захисний екран сам стає радіоактивним внаслідок наведеної радіоактивності.

З метою захисту від іонізуючого випромінювання відкритих ділянок тіла людини застосовують ізолюючі плівки у вигляді мазей, паст і спеціальних кремів, які виконують роль екрануючого матеріалу і дезактивуючі функції.



Щоб уникнути забруднення поверхні одягу застосовують плівковий одяг, який закриває усе тіло. Для захисту органів дихання використовують респіратори, пневмошоломи, шлангові протигази тощо. Для захисту очей користуються окулярами закритого типу зі спеціальним склом.

### 13.2. Хімічний та біологічний захист

З метою зменшення шкідливого впливу радіонуклідів на організм людини і запобіганню його негативним наслідкам необхідно обмежити надходження цих речовин до організму з навколишнього середовища. При цьому необхідно прагнути до зменшення накопичення радіонуклідів в організмі й попереджати їх негативну дію. Цього можна досягти піддаючи технологічній та кулінарній обробці продукти харчування та застосовуючи радіопротектори.

Технологічна обробка овочів та фруктів включає в себе ретельне омивання проточною теплою водою, очищення від лушпиння і повторне промивання теплою водою. Гриби та ягоди бажано вимочувати протягом 2–3 год. Така попередня обробка сировини дає змогу зменшити вміст радіонуклідів приблизно на 80%, переважно за рахунок видалення  $^{137}\text{Cs}$ .

У процесі варіння харчових продуктів значна частина радіонуклідів екстрагується у відвар. Так, наприклад, через 5–10 хв. варіння грибів, шавлю, гороху, капусти та буряків до 60–75% радіоцезію переходить у відвар, тому перший відвар рекомендується зливати. Гриби необхідно відварювати двічі підряд протягом 10 хв., щоразу виливаючи відвари. Далі продукти заливають чистою водою і готують страву.

Під час переробки зерна на борошно та крупи вміст  $^{90}\text{Sr}$  зменшується у кінцевих продуктах на 60–90%. При приготуванні сиру з молока в продукт залишається 10–25%  $^{137}\text{Cs}$ , у масло і сметану переходить відповідно 1,5 і 9% радіоцезію.

Хімічний і біологічний захист організму від дії іонізуючого випромінювання полягає у підвищенні стійкості самого організму до впливу випромінювання. Цього можна досягти, вводячи в організм перед впливом іонізуючого випромінювання особливі захисні речовини (радіопротектори), одержані хімічним шляхом (хімічний захист) або виділені із живих організмів (біологічний захист).

Реальною можливістю підвищення радіорезистентності організму є використання фармакохімічного захисту – протекторів, які суттєво зменшують вражаючу дію опромінення.

Під фармакологічним захистом розуміють введення в організм протектора перед опроміненням, яке приводить до підвищення виживаємості особин. Практичне застосування протекторів наштовхується на ряд труднощів, які пов'язані як з особливостями сполук які використовуються, так і з обмеженістю відомостей про їх дію у різних умовах опромінення.

Речовини, що сприяють зменшенню радіаційного ураження, за часом, протягом якого вони справляють радіопротекторну дію, поділяють на такі групи (за Д.М. Гродзинським):

- речовини, що ефективні за умов дії на клітини до опромінення, – профілактичні радіопротектори;
- речовини, що є активними лише у разі присутності в момент опромінення, – власне радіопротектори;
- речовини, що є активними в разі потрапляння в клітини після опромінення, – терапевтичні.

За хімічними властивостями радіопротектори поділяють на такі класи:

- сульфгідрильні сполуки – речовини, до складу яких входить SH–група. Серед цих речовин є сполуки з найсильнішими радіопротекторними властивостями, зокрема цистеамін і цистеїн;
- відновники – аскорбінова кислота та її похідні, метиловий, етиловий, пропіловий та бутиловий спирти, гідроксиламін, сульфід натрію та інші;
- окисники – кисень, пероксид водню, маланіни, пероксосульфат натрію, піросульфат натрію, феросульфат.
- комплексні сполуки – 8-гідроксихінолін, дауекс-50, діетилдитіокарбамат, купферон, трилон Б, ЕДТА;
- іони металів –  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$  тощо.

Радіопротекторні властивості виявляють і деякі вітаміни – тіамін, ціанокобаламін.

### 13.3. Механізми біологічного протипроменевого захисту

При аналізі протипроменевого захисту організмів виходять з механізмів захисту клітин, оскільки основні синдроми гострої променевої хвороби зумовлені загибеллю клітин критичних систем організму. Через багатогранність і складність променевого синдрому було малоімовірним існування універсального механізму захисту. Але накопичення експериментального матеріалу зробило реальнішим уявлення про загальний механізм дії широких класів захисних речовин. Це підтверджують численні феноменологічні ознаки захисного ефекту різних протекторів.

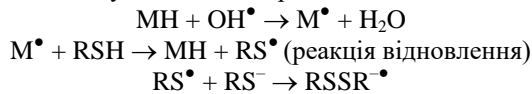
Перш за все їх поєднує необхідність введення протекторів до опромінення. Загальною властивістю всіх протекторів і гіпоксії є залежність їх дії від ЛПЕ. Зі збільшенням ЛПЕ ефективність захисту поступово зменшується і щезає.

Виходячи з подібності у прояві захисного ефекту, можна зробити висновки про існування загального механізму захисту та безпосередню участь протекторів в акті захисту, який визначається спільною для всіх речовин властивістю. Також можна передбачати, що радіозахисний ефект зумовлений од-

нонаправленими метаболічними змінами, які настають під впливом різних протипроменевих агентів незалежно від їх природи. Саме до цього зводяться різні гіпотези, що підтверджують єдиний опосередкований механізм захисту. Вони відрізняються лише у визначенні ендогенних факторів, які здійснюють цей опосередкований вплив. Розглянемо ці гіпотези детальніше.

**Перехват і інактивація радикалів.** Починаючи з робіт П.Александера і З.Бака широкого поширення набула гіпотеза про загальний механізм дії протекторів, який полягає в зниженні непрямої дії радіації шляхом перехоплення та інактивації вільних радикалів і інших активних продуктів радіолізу води.

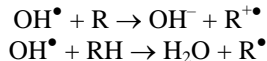
В загальному вигляді радіопротекторний ефект, що здійснюється за значеним механізмом, описується такими реакціями:



де М – молекула-мішень, – сульфгідрильний протектор.

У цих реакціях відображено перехоплення радіопротектором електрона вільнорадикального стану молекули-мішені.

Важлива роль у радіопротекторному механізмі належить перенесенню вільнорадикального стану від  $\text{OH}^\bullet$  на радіопротектор, що відбувається за такими реакціями:



Існують вагомні заперечення проти визнання загального такого механізму дії протекторів *in vivo*. Перш за все, з позиції перехвату радикалів не зрозуміла велика різниця у розмірі ефективних доз протекторів: при еквімолекулярному порівнянні вони можуть розрізнятися на декілька порядків (ціаніди, резерпін – 2–4 мг/кг, цистеїн – 1 г/кг).

Суперечить природі такого механізму захисту і те, що незначна зміна структури сполуки викликає у організму втрату захисних властивостей, а також яскраво виражена специфічність сполук *in vivo* у співставленні з даними про приблизно однакову здатність інактивувати радикали у водних розчинах. Так, наприклад, триптофан, гістидин, тирозин, індол, аміни індольного ряду і індолілкарбонові кислоти – також ефективні інактиватори радикалів *in vitro*, як і триптамін, гістамін, тирамін, але лише останні володіють захисною дією *in vivo*.

Антирадикальному механізму суперечить і те, що вміст протекторів всередині клітини значно більший, ніж їх концентрація в розчинах, що опромінюються, а здатність реагувати з радикалами не вище, ніж у клітинних метаболітів. І найбільш суттєве заперечення полягає у тому, що радіочутливість ферментів, нуклеїнових кислот та інших біологічно важливих сполук різко зменшується при переході від розчинів до клітини й організму, де вона наближається до радіочутливості в сухому стані.

**Зміна окисно-відновлювального потенціалу.** Однією з гіпотез було також виявлення зв'язку захисної дії протекторів зі зміщенням в окисно-відновлювальному потенціалі (Eh) клітин. Г.В. Сумароковим помічено зниження величини Eh при застосуванні ефективних протекторів і гіпоксії. В подальшому в лабораторії Всесоюзного онкологічного центру було показано, що зв'язок між величиною Eh і захисним ефектом лише якісний. Експерименти показали, що ступінь зниження Eh залежить від дози радіозахисного препарату – гаммафосу, тобто співпадає з даними про підсилення радіозахисної дії при збільшенні кількості введеного протектора.

**Сульфгідрильна гіпотеза (підвищення рівня ендогенних SH-груп).** Значною кількістю експериментальних досліджень встановлено, що підвищення радіостійкості об'єктів супроводжується збільшенням вмісту в них сульфгідрильних (тіольних) груп. Це відбувається не тільки при введенні індолілалкіламінів або внаслідок газової гіпоксії. Отже, тіольні групи не принесені ззовні, а утворені під впливом зовнішньої дії (ендогенне походження). Такий факт дозволяє говорити про сульфгідрильні групи як природні протектори, рівень яких в значній мірі визначає різницю у природній радіочутливості.

На користь даної гіпотези свідчать численні факти кореляції вмісту тіолів і радіочутливості, яка отримана в експериментах на ізольованих клітинах, що знаходяться на різних стадіях циклу, і різних за ступенем природної радіочутливості.

В останні роки в серії робіт Л. Левеса (Швеція) і М.М. Константинової (Росія) показано, що об'єм реалізації радіозахисного ефекту ряду протекторів і аноксії визначається вмістом SH-груп ендогенного глутатіону, причому не тільки в часі, а і після опромінення.

**Підвищення "Біологічного фону радіорезистентності".** Введення в організм ефективних доз протекторів супроводжується значними змінами різних біохімічних процесів, на фоні яких і відбувається опромінення організмів. Утворення ендогенних тіолів – одне з проявів таких численних змін. Ю.Б. Кудряшов і Е.Н. Гончаренко (1980) звертають увагу і на інші ендогенні біологічно активні сполуки, зміна вмісту яких, під дією засобів хімічного захисту створює біохімічний фон радіорезистентності за рахунок мобілізації захисних ресурсів організму.

Таким чином, з одного боку, під впливом протекторів збільшується вміст ендогенних амінів, які володіють радіозахисною активністю (серотонін, дофамін, гістамін), з другого – знижується вміст продуктів окислення ліпідів, які володіють радіоміметичною дією. Перші з них розглядають як ендогенні протектори, другі – як ендогенні радіосенсибілізатори. Крім того, біогенні

аміни разом з фармакологічним механізмом дії активують систему циклічних нуклеотидів, яка контролює поділу клітин, синтез нуклеїнових кислот, гліколіз, проникність мембран та інші важливі клітинні процеси, переводячи їх в стан "радіорезистентного метаболізму".

**Біохімічний шок.** Дослідники звернули увагу на зв'язок захисного ефекту тіолів зі змінами, які відбуваються завдяки їх впливу в клітинах. Виявилося, що різні морфологічні і функціональні відхилення корелюють у часі і ступені вираженості із захисним ефектом. До числа таких відхилень відносяться: інгібування метаболічних реакцій, зникнення крист у мітохондріях і розмивання матриксу, порушення проникності плазматичних мембран та інші порушення. Комплекс цих змін, які отримали назву "біохімічного шоку", спостерігався тільки для тих SH-сполук та їх концентрацій, які здійснюють ефективний захист. В подальшому було показано, "біохімічний шок" виникає не тільки при захисті клітин SH-сполуками, але і при дії інших радіозахисних агентів, це дало підставу говорити, що зв'язок з модифікацією пошкодження клітин не випадковий.

Романцевим Е.Ф.(1971) було показано, що радіопротектори здатні переводити різні біохімічні системи в стан підвищеної радіорезистентності. До числа таких систем відносяться контрольні механізми біосинтезу ДНК, ядерне фосфорилування, окислювальне фосфорилування у мітохондріях тощо.

З. Бак пов'язав підвищення радіорезистентності клітин з підвищенням терміну репарації у зв'язку з загальним гальмуванням клітинного метаболізму. Біохімічний шок, який проявлявся при введенні радіопротекторів – лише частковий випадок загальної неспецифічної реакції клітин на дію будь-яких пошкоджуючих агентів. Суть такого механізму полягає у наступному.

В клітині міститься багато низькомолекулярних сполук, які нерівномірно розподілені у різних відсіках ендоплазматичного ретикулума і органоїдах. Їх нормальна взаємодія підтримується системою внутрішньоклітинних мембран, які протидіють дифузійному вирівнюванню концентрації цих речовин в клітині. У нормальних умовах дифузія врівноважується у кожній точці переносом речовин мембранами протиконцентраційних градієнтів.

Модифікуючі агенти по-різному впливають на дифузію і активний транспорт. При порушенні рівноваги порушується взаєморівновага низькомолекулярних сполук і вони розповсюджуються по всій клітині, нівелюючи різницю у своїх локальних концентраціях. В результаті інгібуються ферментативні процеси завдяки зменшенню конформаційної рухливості білкових молекул внаслідок підвищеної адсорбції на них низькомолекулярних речовин, що і проявляється у різних показниках неспецифічної реакції – зміні швидкостей ферментативних реакцій, проникності тощо.

Таким чином, послаблення і підсилення радіаційного пошкодження клітин не зводяться до фізико-хімічних процесів, а пов'язані з метаболічними змінами які, в свою чергу, залежать від багатьох генетичних і біологічних особливостей клітин і факторів середовища.

**Кисневий ефект.** Кисневий ефект в радіобіології – захисна дія пониженого вмісту кисню (гіпоксії) при опроміненні живих організмів іонізуючою радіацією, виявляється у всіх біологічних об'єктів (мікроорганізми, рослини, тварини) і на всіх рівнях їх організації (субклітинному, клітинному, тканинному, органному і організменому), значно ослабляючи всі радіобіологічні реакції (біохімічні порушення, мутації, пригнічення зростання і розвитку) і підвищуючи виживаність опромінених організмів. Механізм захисної дії гіпоксії пояснюється тим, що при опроміненні у присутності кисню утворюються перекисні радикали, що підсилюють дію випромінювань на життєво важливі макромолекули і структури кліток і ослабляють ефективність внутріклітинних захисних речовин. Найбільший кисневий ефект спостерігається при дії рентгенівських променів і гамма-променів

В присутності молекулярного кисню майже всі досліджені біологічні системи є більш чутливими до рентгенівського та  $\gamma$ - випромінювання, ніж при опроміненні в умовах низького вмісту кисню (гіпоксія) або у відсутності його (аноксія). Ця властивість кисню підвищувати ефективність опромінення має назву кисневого ефекту. Кисень кількісно модифікує вихід радіаційних ушкоджень, але не змінює їх якісно, він лише зменшує дозу випромінювання, яка є необхідною для індукції певного біологічного ефекту:

- сенсibiлізація за рахунок фіксації ушкоджень;
- сенсibiлізація за рахунок електронакцепторних властивостей.

Сенсibiлізатори гіпоксичних клітин здатні вибірково збільшувати чутливість гіпоксичних клітин до летального ефекту випромінювання. Вони діють за тим же принципом, що і кисень та є гарними електронакцепторами. Вони не сенсibiлізують добре оксигеновані, тобто нормальні тканини і здатні дифундувати в тканинах набагато даліше ніж кисень. Сенсibiлізаторами є такі сполуки як: хінони, ацетофенони, нітрофурани, гліюксали та нітроімідазоли. Наприклад, мізоідазол здатний підвищувати радіочутливість гіпоксичних клітин в пухлинах експериментальних тварин в 2,5 рази. Сенсibiлізатори гіпоксичних клітин застосовуються при радіотерапії пухлин.

Показано, що всі протектори викликають зміну напруги кисню у тканинах, наприклад, у селезінці (що визначається методом полярографії), яка по часу збігається з максимальним захисним ефектом. Для амінів ця властивість збігається з судинозвужуючою дією.

Механізм захисної дії великої кількості протекторів, включаючи всі індолілакіламіни, в організмі в тій чи іншій мірі пов'язаний з кисневим ефектом.

### 13.4. Основні класи хімічних сполук радіозахисного впливу

Хімічні фактори, що впливають на радіаційний ефект, можна поділити на дві групи – сенсibilізатори та протектори. Сполуки, що підвищують ефективність опромінення, – сенсibilізатори; найбільш відомими з них є кисень, сенсibilізатори гіпоксичних клітин та гаплоїдні піримідини. Речовини, які знижують ефект опромінення, називаються протекторами. До них відносяться, наприклад, цистеїн, цистеанін, глутатіонін та ін. – всі ці речовини мають сульфгідрильну групу SH.

За сорок років після відкриття З. Баком можливості фармахімічного протипроменевого захисту, з багатьох тисяч сполук були відібрані найбільш ефективні, які здатні попередити загибель опромінених організмів.

Незважаючи на велику кількість випробуваних засобів, найперспективніші і високоефективні з них відносяться до двох великих класів сполук: індолілалкіламінів і меркаптоалкіламінів. Ці сполуки і будуть предметом нашого подальшого розгляду.

Як було показано дослідженнями П.Г. Жеребченко і Н.Н. Суворова, введення багатьох радикалів в п'яте положення індольного кільця триптаміна підвищує захисну дію сполуки, яка утворюється.

Триптамін при внутрішньобрюшному введенні мишам за 5–20 хвилин до опромінення підвищує на 25–30% їх життєздатність. Значно більшим радіозахисним ефектом володіє 5-оксітриптамін, який відомий ще під назвою серотонін.

Найбільш вивченим з цього класу сполук, крім серотоніну, є 5-метоксітриптамін, хлористоводнева сіль якого відома під назвою мексамін.

**Меркаптоалкіламіні.** Після відкриття радіозахисної дії цистеїну було знайдено, що продукт декарбоксілування цієї амінокислоти – цистеїнамін (2-меркаптоетиламін-МЕА, бекаптан, меркамін) володіє більш вираженим протипроменевим ефектом. Введення мишам або щурам МЕА у кількості 250 мг/кг за 5–15 хвилин перед їх опроміненням дозволяє попередити загибель 80–100% тварин.

Відкриття радіозахисних властивостей МЕА надало поштовх інтенсивному пошуку радіозахисних засобів в класі сірковмісних сполук. Внаслідок цього було віднайдено інші ефективні протектори, вивчення яких продовжується і по цей день. Головні з них: цистеамін (дисульфід МЕА), меркаптопропіламін і його дисульфід, аміноетилізотіуроній, меркаптоетилгуанін і його дисульфід – гуанілетилдисульфід, меркаптопропілгуанінідин і аміноалкілтіофосфати.

Помічено, що різні заміщення по азоту аміногрупи, як правило, не впливають на радіозахисні властивості речовини або підсилюють їх при заміщенні на гуанінову групу. Заміщення водню у тільній групі різко послаблюють

радіозахисний ефект (за виключенням окислення з утворенням дисульфідів), а подовження вуглеводневого ланцюга більш ніж на три метильних групи веде до втрати захисної дії.

Всі ці сполуки мають загальну структуру:  $RN(CH_2)_nSR$ :



У процесі метаболізму цих сполук в організмі відбувається утворення меркаптоетиламіну або меркаптопропіламіну, які і зумовлюють захисну дію.

### **13.5. Препарати рослинного походження, які володіють радіозахисним впливом**

Застосування лікарських рослин-біостимуляторів поряд з хімічними речовинами є не тільки бажаним, а й необхідним. Всі рослини, не тільки лікарські, відіграють важливу роль в житті людини, а особливо ті, які використовуються у їжу. Для оптимальної життєдіяльності організму необхідні так звані мікрофактори харчування – вітаміни, мікромінеральні елементи та інші біоактивні сполуки. Рослинна їжа збільшує секрецію травних залоз і підсилює їх ферментативну активність, покращуючи таким чином процеси травлення їжі. Рослини покращують жовчогінну і сечовидільну функцію організму, збільшують потовиділення, допомагають виведенню дрібних токсичних продуктів обміну, а також радіонуклідів, які надійшли ззовні. Дійсно справедливі слова Гіппократа: "Ваша їжа повинна бути ліками, а ліки повинні бути їжею".

Досліджуючи радіостійкість живих організмів, вчені прийшли до висновку, що вона різна у різних тварин і залежить від хімічного складу їх тіла, який в свою чергу, знаходиться в залежності від харчування. Підтвердженням може служити той факт, що висока радіостійкість степових піщанок є результатом їх живлення степовими рослинами. Якщо їх перевести на раціон харчування лабораторних тварин, то радіостійкість знижується до рівня звичайних тварин.

Радіопротекторні речовини рослин можуть послабити променеве враження тільки в тому випадку, коли вони втручаються у певну послідовність реакцій, що відбуваються в опромінену організмі. За даними літератури радіопротекторною дією володіють ряд дикоростучих рослин. Наприклад, у Середній Азії до таких рослин можна віднести лагохїлус п'янкий, полин роз-



кидистий (волосовидний). Полин волосовидний в китайській медицині вважається протираковим засобом, так як у нас полин звичайний або чорнобильник. Препарати полину використовують при багатьох захворюваннях. Виділений з нього хамазулен володіє протизапальною і спазмолітичною дією, застосовується при екземі, бронхіальній астмі і опіках, отриманих при опроміненні.

До ароматичних гіркот відносяться ще лепеха, дягель, деревій звичайний. Курсові дози бажано призначати хворим з враженням шлунково-кишкового тракту, які отримали незначні дози опромінення. Ароматичні гіркоти покращують засвоєння білків, жирів, вуглеводів, сприяють відновленню епітеліальних тканин кишківника, зменшуючи явища кишкової автоінтоксикації. Гіркоти стимулюють засвоєння кисню, завдяки чому підвищується кількість еритроцитів і гемоглобіну крові.

У даний час вивчений цілий ряд рослин, які володіють чіткою антиоксидантною дією. До них відносяться такі пряні рослини, як меліса, розмарин, естрагон, перець, пижма, коріандр, тмин, фенхель, аніс. Вони містять багатий набір біофлавоноїдів – своєрідних пігментів рослин, які зумовлюють різне забарвлення квіток і плодів. Так за жовтий колір рослин відповідають флавонони і флавоноли, за червоний і фіолетовий – антоціани. Нараховується більше 150 флавоноїдів, які мають біологічну активність з різнобічними типами дії. Багато з них володіють Р-вітамінною активністю і в поєднанні з вітаміном С попереджують розвиток ламкості судин, яка пов'язана зі старінням організму. Їх застосовують в якості антисклеротичного засобу і для нормалізації стану нервової системи. Крім вищезазначених рослин флавоноїди входять до складу шипшини, обліпихи, малини, суниць, смородини чорної і червоної, яблуні тощо. Біофлавоноїди цих рослин збільшують стійкість біологічних мембран до пошкоджуючої дії іонізуючого випромінювання. Крім того сприяють зв'язуванню і виведенню з організму солей важких металів. Значна кількість флавоноїдів міститься у натуральному червоному вині, яке також має високий радіопротекторний вплив на організм.

Флавоноїдні пігменти можуть бути не тільки жовтими і жовтогарячими, а й червоними, синіми, фіолетовими. Ці барвники, які називаються "антоціанами", володіють бактеріостатичною дією, покращують зір і, головне, – здатні утворювати порівняно нешкідливі сполуки з такими випромінювачами як кобальт. Багато їх міститься у червоних сортах винограду, чорній смородині, горобині, бузині чорній, гліді, помідорах. Але найуживанішим протягом року джерелом антоціанів є червоний буряк. Антоціани містять біофлавоноїди – бетин і біатинін: перший володіє ліпотрофною (яка нормалізує жировий обмін), а другий – гіпотензивною (яка знижує кров'яний тиск) дією. Вживання буряку запобігає розвитку артеріосклерозу. Крім того, буряк містить радіоза-

хисні речовини – пектини, у кількості, що у 2-3 рази перевищує його вміст у признаних "чемпіонів" – яблук. Він містить також добре засвоєвані калій і залізо, цукор, кобальт, який важливий для утворення вітаміну  $V_{12}$ , активного учасника процесів кровотворення. Використовують буряк при лікуванні анемії, гіпертонії, при підвищеній нервовій збудливості, як м'який послаблюючий засіб. Корисний він людям, які страждають тиреотоксикозом і діабетом.

Відмічаючи всі корисні якості буряку, не можна не зауважити деякі обмежуючі особливості його вживання. Справа в тому, що він як і шпинат, щавель, ревінь містить багато щавлевої кислоти, яка зв'язується у шлунку і кишківнику з кальцієм, утворюючи важко розчинні солі. Вони майже не всмоктуються кишківником і разом з шлаками видаляються з організму, утворюючи таким чином дефіцит кальцію. Крім того, щавлева кислота з крові в основному виділяється через жовч і нирки. На шляху виділення вона зв'язує солі кальцію, що може призвести до утворення жовчного і ниркового каменія. Тому людям з порушенням сольового обміну не треба захоплюватися надмірним вживанням буряку або його соку, а використовувати овоч невеликими порціями. Треба завжди діяти у розумних межах.

Пектини рослин за своєю будовою відносяться до складних вуглеводнів. Вони утворюють нерозчинні комплексні сполуки з багатьма металами – кальцієм, стронцієм, свинцем, кобальтом тощо, які виводяться з організму. Пектини мають антибактеріальні властивості. Володіють пектини і антисклеротичною дією, що важливо в умовах підвищеної радіації, яка приводить до раннього старіння судин. Населення, яке проживає на забруднених територіях знаходиться під впливом підвищених доз радіації, що може призвести до виникнення скритої форми променевої хвороби. Понижується кількість лейкоцитів у крові і згортання крові, ламкими стають стінки кровоносних судин, розвивається апатія, відчуття постійної стомленості. Пектини же сприяють підвищеній швидкості виводу радіонуклідів з організму. Цікавими виявилися досліді А.Л. Беззубова, які проводилися на опромінених тваринах: при введенні пектинів у їх раціон харчування з організму видалялося біля половини радіоактивного стронцію і кобальту, що додавалися до харчових продуктів. Тому тварин, які отримували пектин вижило значно більше, ніж у контрольній групі, яка загинула майже повністю. Гарними джерелами пектинів завжди були яблука – вони не тільки є добрими радіопротекторами, але і підвищують стійкість організму до респіраторних захворювань, які особливо небезпечні при зниженні захисних сил організму. У США проведені цікаві дослідження використання яблук для профілактики простудних захворювань, грипу, бронхітів і гіпертонії. Включення у щоденний раціон харчування 2–3 яблук знизило кількість простудних захворювань у 3, а гіпертонії у 6 разів. В даний час з'ясовано, що пектин яблук затримує розвиток вірусу грипу А.

Для запобігання шкідливого впливу радіоактивних  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  необхідно насичувати організм солями калію і кальцію. Багато калію міститься в овочах і фруктах, кальцію – в домашньому сирі й молоці. Добова потреба в кальції для дорослої людини складає 800 мг, для дітей – 1200 мг. Цю потребу можуть задовільними 100 г сиру або 0,5 л молока.

Як вже говорилося раніше, під дією радіації виникають фізико-хімічні і хімічні зміни молекул, порушення нейроендокринних регуляторних механізмів, що проявляється у порушенні функціональних властивостей окремих органів і систем організму, а також структурними змінами тканин. Тому необхідно включення вітамінів у комплексну терапію в якості профілактичних засобів.

Різні вітаміни діють на організм по-різному. Неоднакова їх захисна роль при підвищеному рівні радіації. Найбільш активні вітаміни  $\text{B}_6$ ,  $\text{PP}$ ,  $\text{B}_{12}$ , фолієва, пантотенова кислоти, вітаміни  $\text{C}$  і  $\text{P}$ .

Вітамін  $\text{C}$  необхідний для синтезу гіалурової кислоти, яка входить до складу міжклітинної речовини стінок судин. Аскорбінова кислота також приймає участь у синтезі стероїдних гормонів наднирників, які регулюють проникність і стійкість судинних стінок. Вітамін  $\text{C}$  позитивно впливає на вуглеводну і антиоксидантну функцію печінки, на імунну і нервову системи опромінених хворих. Потреба в аскорбіновій кислоті становить 70–100 мг на добу. Багато аскорбінової кислоти і калію у картоплі, якої потрібно споживати не менше як 350–400 г на добу.

До раціону радіозахисного харчування обов'язково потрібно включати цибулю, часник, петрушку, кріп, хрін, селеру. Завдяки високому вмісту аскорбінової кислоти, каротину, фітонцидів та ефірних олій вони згубно впливають на патогенні мікроорганізми і підвищують опірність організму до інфекцій та шкідливого впливу радіонуклідів.

Для стимуляції кровотворення необхідно поєднання вітаміну  $\text{B}_{12}$ , фолієвої, пантотенової кислоти і вітаміну  $\text{C}$ , при геморагічному синдромі (кровотеча) – вітамінів  $\text{C}$  і  $\text{P}$ , при трофічних розладах –  $\text{C}$ ,  $\text{B}_6$ ,  $\text{B}_{12}$ ,  $\text{B}_2$ , фолієвої і пантотенової кислоти.

Вітамін  $\text{P}$  корисний при пошкодженні судинних стінок, яке проявляється навіть при легкому опроміненні. Вітаміну  $\text{P}$  багато у чорноплідній горобині, шипшині, чорній смородині, яблуках, вишні, сливі, малині, винограді, брусниці, обліпихи, лимонах; з овочів – у капусті, солодкому перці, помідорах.

Активним протіокислювальним засобом є вітамін  $\text{E}$ . Крім плодів, джерелом вітаміну  $\text{E}$  є зелені боби, зелений горішок, капуста, зелень петрушки, зелена цибуля, рослинна олія (кукурудзяна, хлопкова, обліпихова, абрикосова, соєва).

Вітамін К сприяє нормальному згортанню крові і регенерації тканин, а також вгамовує біль. Його приймають при променевої хворобі, гострих гепатитах, кровотечах, опіках. Міститься вітамін К у капусті, помідорах, листі кропиви, хвої смереки. Дослідження вчених показали, вітамін К позитивно впливає на гематологічні показники при променевих хворобах.

Говорячи про значення вітамінів, треба згадати про чай. У ньому присутній чи не весь набір вітамінів групи А, В, РР, С. Вітамін Р у комплексі з вітаміном С різко збільшує ефективність аскорбінової кислоти, сприяє її накопиченню в організмі. Майже всім продуктам чаю притаманна Р-вітамінна активність, тобто здатність діяти як вітамін Р. За вмістом цього вітаміну чай не має собі рівних у рослинному світі.

Найбільшою Р-вітамінною активністю володіє зелений чай. Дослідженнями японський вчених показано, що зелений чай – гарна протиотрута при отруєнні організму стронцієм-90. Спостереження велося за хворими, які постраждали від ядерного вибуху у Хіросімі. Потерпілі, що виїхали в район Уджі, багатий значними плантаціями зеленого чаю, і вживали його у великій кількості, не загинули і самопочуття їх було добрим. Експериментальні дослідження довели, що зелений чай поглинає до 90% стронцію-90 і майже повністю нейтралізує його ушкоджуючу дію. При одночасному введенні в організм зеленого чаю і стронцію теїн чаю поглинає стронцій раніше, ніж він встигає дійти до кісткового мозку.

Японські вчені прийшли до висновку, якщо регулярно пити достатню кількість зеленого чаю, то дозу стронцію-90 можна знизити нижче гранично-го рівня.

Говорячи про радіопротекторну дію рослин необхідно звернути увагу на злакові рослини. Пшеничні висівки, завдяки багатому набору вітамінів групи В, володіють захисними протирадіаційними властивостями. Тому у меню опромінених людей бажано ввести спеціальний сніданок, який складається з 2 столових ложок пшеничних висівок, заварених окропом і змішаних з 1 чайною ложкою меду. По можливості до них додають подрібнені яблука. Такий сніданок запивають зеленим чаєм.

Для підняття працездатності і зниження втоми, особливо під час роботи в екстремальних умовах, можна вживати спеціальний чай за тибетським рецептом: 50 г зеленого чаю залити 0,75 л окропу, настояти протягом 5 хвилин і злити. Потім додати топленого масла і сіль за смаком. Суміш нагріти, збити дерев'яною ложкою, перелити у термос. Навіть при відсутності їжі, такий чай дає змогу продовжувати інтенсивну роботу протягом 3-4 днів.

Добре зарекомендував себе препарат, який є витяжкою з насіння льону – "лінетол". При променевих ураженнях мозкових оболонок одноразове засто-

сування щодня 20 мл лінетолу сприяє відновленню нервової діяльності. Лінетол також застосовується при променевих ураженнях шкіри.

Особливу увагу при формуванні меню для людей, постраждалих від впливу опромінення, слід звернути на гречку. Завдяки вмісту в ній заліза, фосфору, лимонної і яблучної кислот, а також вітамінів групи В, гречана крупа є цінним дієтичним продуктом. Вона особливо корисна при ураженнях шлунково-кишкового тракту, недокрив'ї, розладах нервової системи, захворюваннях нирок, діабеті. Для людей, які страждають прихованими формами променевої хвороби, корисно додавати у харчовий раціон настій надземних частин гречки, які зібрані під час цвітіння, оскільки в них міститься велика кількість рутину. При цьому треба зазначити, що надземні частини гречки, які використовуються у такому вигляді, діють більш ефективно на організм, ніж фармакологічні препарати рутину, оскільки їх багатий хімічний склад зумовлює багатогранність дії і має вплив на значну кількість процесів, які відбуваються в організмі.

Ризик виникнення прихованих форм променевої хвороби надзвичайно великий. Тому люди, які проживають в умовах підвищеної радіації повинні вводити у свій раціон харчування значну кількість овочів і фруктів, оскільки речовини, які містяться в них, знижують ризик виникнення важких захворювань.

Серед групи рослин, які впливають на тканинний обмін, важливе місце займають біогенні стимулятори. Вчення про біогенні стимулятори було розроблено у 1933-1936 роках академіком В.П. Філатовим, який говорив, що "вони утворюються всюди, де йде боротьба за життя".

Тканинні препарати стимулюють окислювальні процеси у тканинах, посилюють обмін речовин і стійкість організму. В той же час біогенні стимулятори не мають алергічних властивостей, не викликають звикання і не токсичні. До цих препаратів за ефективністю наближаються препарати зі скам'янілої смоли рослин – бурштину, з якого готують настоянки і порошки. Своєю стимулюючою дією бурштин, мабуть, зобов'язаний солям бурштинової кислоти. Ймовірно, цим і пояснюється тонізуюча дія винограду, ревеню, агрусу – чемпіонів за вмістом бурштинової кислоти.

Сучасна медицина широко використовує біогенні стимулятори, які містяться у тканинних препаратах: таблетках алое, формідолі, який отриманий з шовковиці тощо.

### **Контрольні запитання**

1. У чому полягає фізичний захист від іонізуючого випромінювання?
2. Які заходи передбачає хімічний захист від іонізуючого випромінювання?

3. Викладіть сутність біологічного захисту від іонізуючого випромінювання
4. Які механізми біологічного протипроменевого захисту?
5. В чому полягає механізм захисної дії гіпоксії?
6. Назвіть основні хімічні сполуки які мають радіозахисний вплив.
7. Які препарати рослинного походження володіють радіозахисним впливом?

#### **Літературні джерела за темою**

1. Аветисов Г.М. Руководство по организации санитарно-гигиенических и лечебно-профилактических мероприятий при крупномасштабных радиационных авариях / Г.М. Аветисов, С.Ф. Гончаров, М.И. Грачев и др.; Под ред. Л.А. Ильина. – М.: ВЦМК “Защита”, 2000. – 244 с.
2. Васин М.В. Средства профилактики и лечения лучевых поражений / М.В. Васин. – М.: ВЦМК “Защита”, 2006. – 340 с.
3. Владимиров В.Г. Радиопротекторы: структура и функция / В.Г. Владимиров, И.И. Красильников, О.В. Арапов; Под ред. В.Г. Владимирова. – Киев: Наук. думка, 1989. – 264 с.
4. Ильин Л.А. Радиационная безопасность и защита / Л.А. Ильин, В.Ф. Кириллов, И.П. Коренков. – М.: Медицина, 1996. – 336 с.
5. Иванов Є.А. Радіоекологічні дослідження: Навч. посібник. – Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2004. – 149 с
6. Куценко С.А. Военная токсикология, радиобиология и медицинская защита / С.А. Куценко, Н.В. Бутомо, А.Н. Гребенюк и др.; Под ред. С.А. Куценко. – СПб.: Фолиант, 2004. – 528 с.
7. Легеза В.И. Новая классификация профилактических противолучевых средств / В.И. Легеза, В.Г. Владимиров // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1998. – Т. 38, № 3. – С. 416-425.
8. Легеза В.И. Средства и методы ранней патогенетической терапии радиационных поражений / В.И. Легеза, Н.Г. Чигарева // Медицина катастроф. – 1999. – № 2. – С. 41-45.

## 14. НОРМУВАННЯ В ОБЛАСТІ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ

---

Нормування радіаційної безпеки для суспільства при впровадженні нових видів діяльності, які використовують нові технології, передбачає виконання трьох основних вимог:

1. Технічна можливість створення необхідного і корисного інженерного продукту.
2. Безпечність.
3. Економічна доцільність.

Перша умова визначає технічну можливість застосування нової техніки на даному етапі розвитку промисловості та безпосередньо зв'язана з економічною доцільністю. Економічна доцільність повинна враховувати кількісну оцінку отриманої користі від даного виду діяльності і витрат, з ним пов'язаних. Термін “безпечність” передбачає забезпечення норм і правил безпеки, особливо при використанні радіоактивних матеріалів.

### 14.1. Концепції, принципи і критерії екологічного нормування іонізуючого випромінювання

Будь-яке нормування того чи іншого фактора, який впливає на людину чи оточуюче середовище, ставить собі за мету захист їх від впливу цього фактора. Радіаційний фактор став суттєвим ще на початку ХХ століття і зростає по цей день, а, отже, зрозуміла необхідність у розробці системи заходів і стандартів радіаційного захисту. У 1928 році на II Міжнародному конгресі з радіології була заснована Міжнародна комісія з радіаційного захисту (МКРЗ), яка в тому ж році опублікувала офіційні рекомендації з питань радіаційного захисту. У 1934 році Міжнародна комісія з радіаційного захисту (МКРЗ) опублікувала офіційні рекомендації для національних комітетів, в яких була рекомендована гранично допустима доза (ГДД) 200 мР/добу. В подальшому в 1936 році це значення було зменшене в два рази.

По мірі накопичення наукових знань і розширення масштабів використання іонізуючих випромінювань ГДД була знижена до 50 мР/добу. У 1958 р. МКРЗ прийняла гіпотезу безпорогової лінійної залежності “доза–ефект”, за якою будь-які незначні дози опромінення можуть викликати небажані генетичні наслідки, причому ймовірність таких наслідків пропорційна дозі. Для фахівців, що мають справу з іонізуючим випромінюванням, була рекомендована доза 50 мЗв на рік. У 1966р. опубліковані рекомендації МКРЗ, в яких визначені основні принципи радіаційного захисту, вимоги до обмеження доз і наведено обґрунтування нормативів.

Світовий досвід підтвердив відсутність науково обґрунтованого підходу до нормування радіаційного впливу на природне середовище. При цьому у багатьох країнах світу почали застосовувати або розробляють стандарти, спрямовані на захист окремих компонентів екосистем від іонізуючого випромінювання.

Радіаційна безпека та протирадіаційний захист стосовно різних видів діяльності людини ґрунтуються на основі використання таких принципів:

- будь-яка практична діяльність, що супроводжується опроміненням людей, має право здійснюватися, якщо вона приносить більше користі опроміненним особам або суспільству в цілому, порівняно із завданою шкодою (принцип виправданості);
- рівні опромінення від усіх видів господарювання не повинні перевищувати встановлений ліміт дози (принцип неперевищення);
- індивідуальні дози або кількість опромінюваних осіб стосовно певного джерела іонізуючого випромінювання мають бути настільки низькими, наскільки це можливо із врахуванням економічних і соціальних чинників (принцип оптимізації).

Найважливішу роль в удосконаленні системи нормування та радіаційного захисту довкілля повинно відіграти урахування зміни радіочутливості. Проблема полягає в тому, що всі розрахунки радіаційних норм розроблені для умовно „стандартної людини“ – чоловіка білої раси віком 20 років із добрим станом здоров'я. Зрозуміло, що такої „стандартної людини“ в природі не існує. Виходячи з теоретичних положень загальної екології, виділені такі види групових змін радіочутливості: расова, етнічна, популяційна, статева, вікова і фізіологічна. Наприклад, три найбільші раси світу (європеоїдна, негроїдна і монголоїдна) сильно відрізняються за радіочутливістю. Відомі приклади й статевих відмінностей у радіочутливості між чоловіками і жінками.

**Мета радіаційного захисту**, за визначенням МКРЗ, полягає в тому, щоб забезпечити захист від іонізуючого випромінювання окремих осіб, їх нащадків і людства в цілому і в той же час забезпечити відповідні умови для необхідної практичної діяльності людини, під час якої люди можуть зазнавати дію іонізуючого випромінювання. В цьому положенні не знайшло відображення положення про захист інших компонентів біосфери, а саме флори і фауни. МКРЗ рахує, що рівень безпеки, необхідний для захисту людини, ймовірно, буде достатнім і для захисту інших живих істот, хоча і не обов'язково окремих особин. Таким чином, в даний час у практиці радіаційного захисту приймається положення про те, що будь-які нормативи для людини і людської популяції одночасно гарантують також їх надійність для окремих біоценозів і біосфери в цілому.



При нормуванні радіаційного фактору виходять з того, що основним ефектом малих доз опромінення є ріст ймовірності утворення злоякісних пухлин, а також генетичних пошкоджень. При цьому в основу нормування покладена концепція безпорогового лінійного зв'язку доза–ефект. Ця концепція прийнята в умовах відсутності прямих доказів наявності ефектів малих доз. В даний час робляться спроби вирішити проблему “порогу” канцерогенної дії випромінювань. Враховуючи природний радіаційний фон і канцерогенну дію різних хімічних речовин, виділити ефекти додаткового іонізуючого випромінювання дуже складно. Це змусило МКРЗ і НКРЗ, разом з встановленням дозових границь, які гарантують певну ступінь безпеки, стимулювати максимально можливе зниження додаткових дозових навантажень на персонал підприємств, які пов'язані з використанням іонізуючих випромінювань і населення.

В останніх рекомендаціях МКРЗ по регламентації дозових навантажень **основні принципи** викладені таким чином:

- 1) іонізуюче випромінювання не повинно вводитися в практику, якщо воно не приносить реальної “чистої” користі;
- 2) всі дози опромінення повинні підтримуватися на таких низьких рівнях, які тільки можна розумно досягти з врахуванням економічних і соціальних факторів;
- 3) еквівалентна доза опромінення окремих осіб не повинна перевищувати межі, яка рекомендована Комісією для відповідних умов.

#### **14.2. Нормативна база України з ядерної та радіаційної безпеки**

На час прийняття Декларації незалежності, якою Україна проголошувалась як суверенна без'ядерна держава, нормативна база використання ядерної енергії складалась з низки норм та правил, виданих різними відомствами колишнього СРСР без належної координації, а законодавчої бази практично не існувало, за винятком членства України, як однієї з правонаступниць СРСР, у Конвенції ВОЗ 1960 р. про захист від іонізуючої радіації, а також членства в Конвенції 1986 р. про раннє оповіщення про ядерну аварію та Конвенції 1986 р. про допомогу у випадку ядерної аварії або радіаційної аварійної ситуації.

Аналіз причин та наслідків аварії на Чорнобильській АЕС показав, що:

- діючі норми та правила не розглядали комплексну оцінку безпеки як основу дозвільного регулювання, замінюючи її системою обов'язкових приписів;
- покладення на експлуатуючу організацію відповідальності за безпеку АЕС не забезпечувалось належними повноваженнями, які обмежувались командно-адміністративною системою управління економікою, що існу-

вала на той час, і це становище було зафіксовано положеннями діючих норм та правил;

- низка важливих з точки зору безпеки питань (зняття АЕС з експлуатації, управління наслідками тяжких позапроектних аварій тощо) залишалася значною мірою неврегульованою.

Децентралізація економіки, інтеграція України у світову спільноту, розширення ринку постачальників технологій та обладнання для ядерної галузі призвели до реальної конкуренції і, відповідно, боротьби за якість обладнання та послуг і показали, що успадкована система суворо обов'язкових норм та правил, за відсутності відповідної законодавчої бази, обмежує пошук оптимальних, з точки зору ефективності та безпеки, рішень і стримує розвиток ядерної галузі визначеними технологічними рамками.

Однією з ознак інтеграційних процесів стало приєднання України та підписання нею ряду міжнародних договорів в галузі ядерної та радіаційної безпеки.

Так, 5 травня 1993 р. Україна підтвердила своє членство у Конвенції про фізичний захист ядерного матеріалу, 16 листопада 1994 р. Україна приєдналась до Договору про нерозповсюдження ядерних матеріалів як без'ядерна держава, 12 липня 1996 р. Україна приєдналась до Віденської конвенції 1963 р. про цивільну відповідальність за ядерну шкоду. Однією з перших Україна поставила свій підпис під Конвенцією про ядерну безпеку, Об'єднаною Конвенцією про безпеку відпрацьованого ядерного палива та безпеку радіоактивних відходів, Протоколом 1997 р. про внесення змін до Віденської конвенції 1963 р. про цивільну відповідальність за ядерну шкоду, Конвенцією про додаткову компенсацію за ядерну шкоду.

Першим кроком на шляху створення власного ядерного законодавства стало затвердження Верховною Радою України 24 січня 1994 р. Концепції державного регулювання безпеки та управління ядерною галуззю в Україні.

Прийняття на засадах, проголошених зазначеною Концепцією, у 1995 р. Законів України “Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку” та “Про поводження з радіоактивними відходами” створило підґрунтя для розвитку законодавчої та нормативної бази регулювання безпеки використання ядерної енергії у відповідності з кращою світовою практикою та з сучасними інтеграційними тенденціями, проголошеними Конвенцією про ядерну безпеку.

19 листопада 1997 р. був прийнятий Закон України “Про видобування та переробку уранових руд”.

Для забезпечення імплементації положень Віденської конвенції про цивільно-правову відповідальність за ядерну шкоду, включаючи обов'язкове страхування відповідальності оператора за ядерну шкоду, 3 грудня 1997 р.

Верховною Радою України був прийнятий Закон України “Про внесення змін і доповнень до деяких законодавчих актів у зв’язку з приєднанням України до Віденської Конвенції про цивільну відповідальність за ядерну шкоду”.

14 січня 1998 р. Верховна Рада прийняла Закон України “Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань”. Цей Закон спрямований на забезпечення захисту життя, здоров’я та майна людей від негативного впливу іонізуючого випромінювання, спричиненого діяльністю, пов’язаною з використанням ядерних установок, джерел іонізуючого випромінювання будь-яких типів, включаючи радіоактивні відходи, а також у випадках радіаційних аварій шляхом здійснення запобіжних та рятувальних заходів з радіаційного захисту і з компенсації та відшкодування радіаційної шкоди.

1997 рік знаменувався ратифікацією двох міжнародно-правових актів – Конвенції про ядерну безпеку та Угоди між Україною і МАГАТЕ про застосування гарантій у зв’язку з Договором про нерозповсюдження ядерної зброї. Обидва міжнародні договори були ратифіковані Верховною Радою України 17 грудня 1997 р.

Ратифікувавши Конвенцію про ядерну безпеку, Україна підтвердила свою прибічність принципам культури ядерної безпеки і забезпечення їх виконання на практиці (тобто безпечна робота АЕС, а не робота АЕС взагалі), готовність до відкритого діалогу з конкретних питань безпеки ядерних установок та пошуку оптимальних рішень (адже, згідно зі статтею 6 Конвенції навіть у випадку, якщо подальша експлуатація певного блоку не може бути безпечною, ніхто не збирається примушувати Україну до зупинки цього блоку, поки для цього не створені певні економічні та соціальні передумови).

Питання ядерної та радіаційної безпеки регулюються також низкою нормативно-правових актів Кабінету Міністрів України (КМУ), зокрема:

- “Положення про державну систему обліку та контролю ядерних матеріалів” (затверджено Постановою КМУ від 18 грудня 1996 р. №1525);
- “Порядок розроблення та затвердження норм, правил та стандартів з ядерної та радіаційної безпеки” (затверджено Постановою КМУ від 8 лютого 1997 р. №163);
- “Порядок взаємодії органів виконавчої влади та причетних юридичних осіб в разі виявлення джерел іонізуючого випромінювання, які знаходяться у незаконному обігу” (затверджено Постановою КМУ від 4 березня 1997 р. №207);
- “Положення про Державний реєстр джерел іонізуючого випромінювання і оплату послуг на їх реєстрацію” та “Програма створення Державного реєстру джерел іонізуючого випромінювання” (затверджено Постановою КМУ від 4 серпня 1997 р. №847);

- “Положення про організацію перевезення радіоактивних матеріалів територією України” (затверджено Постановою КМУ від 29 листопада 1997 р. №1332);
- “Порядок спеціальної перевірки для надання дозволу до роботи на ядерних установках, з ядерними матеріалами” (затверджено Постановою КМУ від 25 грудня 1997 р. №1472) тощо.

Після набуття чинності Законів України “Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку” та “Про поводження з радіоактивними відходами” Мінекобезпеки було проаналізовано на відповідність законодавству України всі діючі на той час нормативні документи. Аналіз засвідчив необхідність внесення суттєвих змін у низку документів, а також у структуру нормативної бази в цілому. Ці зміни мали врахувати перехід до режиму дозвільного регулювання, чітке розмежування повноважень між суб’єктами регулювання, досвід використання документів та висновки аналізу практики експлуатації і відхилень від діючих норм.

#### **14.3. Принципи та норми радіаційної безпеки. Сучасні норми радіаційної безпеки на Україні.**

Вперше узагальнення по проблемам і методам прийняття рішень по радіаційному захисту і необхідності для суспільства нових видів діяльності і технологій, пов’язаних із іонізуючим випромінюванням, зробила Міжнародна Комісія по радіаційному захисту (МКРЗ). В ідеальному випадку доцільність впровадження ядерної технології повинна визначатися аналізом співвідношення шкода-користь. Основне завдання аналізу – впевнитися в тому, що загальна шкода буде відносно мала в порівнянні з користю, яку одержують в результаті впровадження в практику тієї чи іншої технології.

Основні вимоги до забезпечення радіаційної безпеки в Україні регламентуються “Нормами радіаційної безпеки України” (НРБУ-97). В основу НРБУ-97 покладено досвід, набутий у вітчизняній і світовій практиці, а також рекомендації МКРЗ.

Норми радіаційної безпеки встановлюють систему дозових границь і принципи їх застосування.

Мета радіаційного захисту – забезпечити захист від іонізуючого випромінювання окремих осіб, їх нащадків і людства в цілому, створити відповідні умови для необхідної практичної діяльності людини, під час якої вона може бути опромінена. Радіаційний захист повинен попереджати шкідливі нестохастичні ефекти, що означає неприйнятність для суспільства соматичних променевих захворювань. Нестохастичні ефекти можуть бути встановленням такої низької границі еквівалентної дози, щоби поріг дози не був досягнутий навіть після опромінення протягом всього життя, або всього періоду трудової діяльності. Обмеження стохастичних ефектів досягають підтримкою всіх об-

грунтованих видів опромінення на такому низькому рівні, який може бути розумно досягнутий з урахуванням економічних і соціальних факторів; при цьому завжди треба дотримуватись обмежуючої умови – не перевищення відповідних границь еквівалентної дози.

Якщо у відношенні обмеження нестохастичних ефектів серед спеціалістів існує єдина думка (доза повинна бути нижче порогової), то погляди на дозу щодо стохастичних ефектів дуже різняться між собою. Сам термін “припустимий ризик”, не дивлячись на його широке використання, не має однозначного формулювання внаслідок його різного трактування і складності встановлення.

Основні концепції нормування і визначення ризику визначені в НРБУ-97. Даний документ визначає основні вимоги до:

- охорони здоров'я людини від можливої шкоди, що пов'язана з можливим опроміненням від джерел іонізуючого випромінювання;
- безпечної експлуатації джерел іонізуючого випромінювання;
- охорони навколишнього середовища.

Введено нове розуміння опромінення персоналу та населення в умовах практичної діяльності, поділяючи це опромінення на дві категорії: поточне та потенційне.

Під поточним опроміненням розуміється опромінення, яке в рамках передбаченого проектом технологічного процесу завжди супроводжує практичну діяльність.

Під потенційним опроміненням розуміють опромінення, яке розглядається на стадії проектування і якщо:

- воно реалізується безпосередньо після певної непередбаченої проектним технологічним процесом події, що визначається як критична; ця подія, в свою чергу, є прямим або опосередкованим результатом порушень технології, виходів з ладу та відмов обладнання, неправильних дій персоналу, аномальних зовнішніх впливів (включаючи природні) та інших подібних процесів і явищ;
- ймовірність такої критичної події не перевищує 0,01 на рік.

При умові потенційного опромінення обмеженню підлягають:

- ймовірність виникнення критичної події;
- величина дози потенційного опромінення.

При плануванні протирадіаційного захисту в умовах практики стосовно потенційного опромінення дотримуються принципу виправданості. Будь-яка практична діяльність, внаслідок якої можливе потенційне опромінення людей, не повинна здійснюватись, якщо вона не є більш корисною для осіб, які опромінювалися та суспільства в цілому у порівнянні зі шкодою, яку ця діяльність може завдати як нинішній, так і майбутнім генераціям у зв'язку з виникненням критичної події.

Для захисту населення від внутрішнього опромінення радіоактивними речовинами, що надходять до організму з продуктами харчування і питною водою, в Україні нормується питома активність радіонуклідів цезію-137 і стронцію-90. Згідно норм державного гігієнічного нормативу України (ДР-97), значення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів цезію-137 і стронцію-90 в продуктах харчування і питній воді наведені в таблиці 14.1.

Таблиця 14.1. Значення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів (Бк/кг, Бк/л)

№ з/п	Назва продукту	Cs-137	Sr-90
1.	Хліб, хлібопродукти	20	5
2.	Картопля	60	20
3.	Овочі (листові, коренеплоди)	40	20
4.	Фрукти	70	10
5.	М'ясо і м'ясні продукти	200	20
6.	Риба і рибні продукти	150	35
7.	Молоко і молочні продукти	100	20
8.	Яйця (шт.)	6	2
9.	Вода питна	2	2
10.	Молоко згущене і концентроване	300	60
11.	Свіжі дикі ягоди і гриби	500	50
12.	Сушені дикі ягоди і гриби	2500	250
13.	Лікарські рослини	600	200
14.	Інші продукти	600	200
15.	Продукти дитячого харчування	40	5

Дотримання цих допустимих рівнів забезпечить неперевищення річної ефективної дози опромінення населення (1 мЗв) за рахунок внутрішнього опромінення окремо від радіонуклідів Cs-137 і Sr-90, які потрапляють на протязі року до організму людини з продуктами харчування і питною водою.

Із введенням в Україні нормативних документів НРБУ-97 і ДР-97 радіологічний контроль за вмістом цих радіонуклідів є обов'язковим. В Україні також введено регламенти, які спрямовані на зменшення доз опромінення людини від джерел природного походження (таблиця 14.2).

Таблиця 14.2. Основні регламентовані величини в Україні

Радіаційні показники, що вимірюються	Одиниці вимірювання	Норми
Ефективна питома активність природних радіонуклідів $^{226}\text{Ra}$ , $^{232}\text{Th}$ , $^{40}\text{K}$ в:		
– будівельних матеріалах і мінеральній будівельній сировині;	Бк/кг	< 370 – використання для всіх видів будівництва без обмежень; 370 але < 740 – для промислового і дорожнього будівництва; 740 але < 1350 – для будівництва поза населеними пунктами.
– мінеральних добривах;	Бк/кг	< 1850
– виробах з фарфору, фаянсу, скла і глини;	Бк/кг	< 370
– у мінеральних барвниках і глазури.	Бк/кг	< 1400
Потужність поглинутої у повітрі дози гама-випромінювання у приміщеннях за рахунок природних радіонуклідів, включаючи компоненту від природного радіаційного фону	мкР/год. (мкГр/год)	< 30 (< 0,26)
Середньорічна еквівалентна рівноважна об'ємна активність радону у повітрі приміщень:		
– для радона-222;	Бк/м <sup>3</sup>	< 50
– для радона-220.	Бк/м <sup>3</sup>	< 3
Середній природний радіаційний фон на території України	мкР/год.	25

#### 14.4. Медико-біологічні аспекти і гігієнічне нормування радіаційного фактору

Експериментальні і соціально-гігієнічні дослідження показали, що іонізуюче випромінювання є потужним канцерогенним фактором. Зміни на клітинному рівні призводять не тільки до порушень функцій окремих органів і

систем в опроміненому організмі, але і викликають спадкові зміни, що відображаються на поколіннях опромінених людей, а також сприяють індукованню злоякісних новоутворень.

Сучасні уявлення, які розроблені теоретичною радіобіологією і радіаційною медициною, систематизують ефекти, які викликані дією іонізуючої радіації, в три групи:

- 1) соматичні (гостра і хронічна променева хвороба, локальні променеві пошкодження – катаракта, незлоякісні пошкодження шкіри і ін.);
- 2) соматико-стохастичні (скорочення терміну життя, лейкози, пухлини різних органів і тканин);
- 3) генетичні (домінантні і рецесивні генні мутації, хромосомні аберації).

**Соматичні ефекти** (нестохастичного і стохастичного характеру) розвиваються у людини, яка безпосередньо попала під опромінення, а генетичні (спадкові зміни) – у його нащадків. Досвід експериментальної радіобіології і радіо-токсикології свідчить про пороговість дії іонізуючої радіації по соматичним ефектам. Доказом цього є дані експериментів на собаках по вивченню хронічної дії малих доз стронція-90. При кумуляції певного рівня поглинених доз в кістковому мозку (біля 150 сГр) у піддослідних тварин встановлені ознаки лейкемії. Не тільки експериментальні дослідження на тваринах, а і клінічні спостереження свідчать про існування порогу реакції для різних соматичних ефектів. Загальне короткочасне опромінення може викликати радіаційні ураження різного ступеню – від скритих ушкоджень до смертельних форм променевої хвороби (таблиця 14.3).

Встановлено, що хронічна променева хвороба розвивається при фракціонованому опроміненні при дозі 1,5 Гр (150 рад) і вище. Ефект при нерівномірному або переважно місцевому опроміненні залежить від локалізації опроміненої ділянки.

Концепція абсолютного порогу і коефіцієнту безпеки стала теоретичною основою методології нормування радіаційного фактору. При цьому кровотворна тканина була прийнята за критичну – найбільш чутливу і вразливу тканину організму.

Рівні опромінення на виробництві нормують за величиною гранично допустимої доз (ГДД), яка поглинена в органах і тканинах людини в процесі її професійної діяльності, яка не викликає небезпечних змін в стані здоров'я людини і її нащадків.

В Радянському Союзі до 1950 року в якості гранично допустимої дози була встановлена величина 0,1 Р за робочий день; потім вона була знижена до 0,05 Р на день. В наступні роки у зв'язку з накопиченням нових наукових даних про дію випромінювання на людину в малих дозах в якості гранично допустимого рівня професійного опромінення була прийнята величина, яка



дорівнює 5 бер (сЗв) в рік. Вона залишається і по цей день і підтверджується в рекомендаціях МКРЗ, НКДАР і МАГАТЕ.

Таблиця 14.3. Залежність різних соматичних ефектів від дози при короткочасному загальному опроміненні людини

Діапазон доз стандартного опромінення	Ефект
$0.5 \cdot 10^{-3}$ Гр	Соматичні ефекти повністю відсутні. Соматико-стохастичні й генетичні ефекти набагато менші природної частоти таких ефектів від неідентифікованих причин.
$(5 - 50) \cdot 10^{-3}$ Гр	Клінічно виражені соматичні ефекти виключаються. Частота соматико-стохастичних ефектів менше природної.
$(5-25) \cdot 10^{-2}$ Гр	Не викликають помітних відхилень в загальному статусі і морфологічному складі крові.
$(25-50) \cdot 10^{-2}$ Гр	Можлива поява гематологічних зсувів (зміна кількості формених елементів крові) на достатньо представницькій статистичній групі. Частота соматико-стохастичних і генетичних ефектів може бути порівняна з природною.
$(0,5-1)$ Гр	Можуть викликати не різко виражені зміни в картині крові (зниження числа тромбоцитів і лейкоцитів) і симптоми вегетативної дисрегуляції
$1,0-1,5$ Гр	Виражені соматичні ефекти: нудота, блювота, пригнічення гемопоеза, порушення працездатності. Частота соматико-стохастичних ефектів перевищує їх природну частоту
$1,5-3,0$ Гр	Виражені продромальні реакції і пригнічення гемопоеза, порушення працездатності. В кінці діапазону високий ризик летального кінця.

У зв'язку з різницею у фізичних параметрах діючого на людину випромінювання (рівні, спектр, якість) і віковому складі контингенту, який опромінюється стандарти радіаційної безпеки встановлюються роздільно для професійних працівників (категорія А) і обмеженої частини населення (категорія Б). При цьому для характеристики нормативних рівнів використовуються різні поняття: *гранично допустима доза (ГДД)* – нормативний рівень професійного опромінення і *границя дози (ГД)* – нормативний рівень радіаційної дії на обмежену кількість населення.

ГДД для персоналу (категорія А) – найбільше значення індивідуальної еквівалентної дози за рік, яке при рівномірній дії за 50 років не викликає в стані здоров'я професійних працівників небажаних змін, які визначаються сучасними методами.

Границя дози (ГД) для обмеженої частини населення (категорія Б) – гранична еквівалентна доза за рік, яка рівна 0,1 ГДД. Контролюється вона за усередненою для критичної групи дозою зовнішнього опромінення і рівнем радіоактивних викидів і радіоактивного забруднення об'єктів зовнішнього середовища.

Обґрунтування стандартів проводиться з врахуванням встановленого в експериментальних умовах впливу різної радіочутливості органів і тканин організму на результат радіаційної дії. Для полегшення даної задачі і введено поняття “критичного органу”. За сучасними уявленнями, **критичним органом** називають орган, тканину, частину тіла або все тіло, опромінення якого в певних умовах приносить найбільшу шкоду здоров'ю даної особи або його нащадкам. В порядку зменшення радіочутливості встановлюють три групи критичних органів (таблиця 14.4).

Таблиця 14.4. Гранично допустима еквівалентна доза опромінення персоналу (категорія А) і границі еквівалентної дози опромінення обмеженої частини населення (категорія Б)

Група критичних органів	Критичні органи	ГДД для категорії А, сЗв/рік	ГД для категорії Б, сЗв/рік
I	Все тіло, гонади і червоний кістковий мозок	5,0	0,5
II	М'язи, щитовидна залоза жирова тканина, печінка, нирки, селезінка, шлунково-кишковий тракт, легені, кришталик ока і інші органи, за виключенням тих, які відносяться до I і III груп	15,0	1,5
III	Шкіра, кісткова тканина, кисті, стопи	30,0	3,0

На даний час відійшли від концепції нормування дози на критичний орган і перейшли до врахування опромінення всіх найбільш важливих органів з врахуванням тканинних зважуваних факторів ( $w_t$ ).

Тканинний зважувачий фактор – коефіцієнт, який відбиває відносний стохастичний ризик опромінення окремої тканини. Використовується винят-

ково при розрахунку ефективної дози. Найбільш радіочутливими органами по відношенню до розвитку злоякісних пухлин є статеві залози, за ними - молочна залоза, кістковий мозок і легені.

#### 14.5 Удосконалення нормування техногенної радіації

**Проблема удосконалення НРБУ–97.** Процес доповнення норм радіаційної безпеки в Україні є досить важливим, оскільки радіоактивне забруднення екосистем є найбільшим серед антропогенних впливів у державі. Воно стосується життя і здоров'я десятків мільйонів людей. На сьогодні безпечною для населення вважається додаткова до природного фону доза опромінення в 1 мЗв/рік, а для працівників атомної індустрії – 20 мЗв/рік (Норми..., 1998).

У разі існування ще п'ятдесят років тому сучасних світових норм радіаційної безпеки більшість з імовірно заниженої кількості жертв атомного століття, а це понад 1 млрд. осіб (Яблоков, 2002), не постраждало. Однак і сучасна система нормування техногенного радіоактивного забруднення довкілля, хоч і постійно поліпшується, та все ж залишається недосконалою. Це виражається у невідповідності розроблених критеріїв визначення доз та їхніх потужностей, а також у недостатньому врахуванні існуючих параметрів впливу техногенних радіонуклідів на екосистеми та екологічного ефекту різноманітних взаємодій радіації з іншими промисловими поллютантами.

Недосконалість уявлень про безпечний рівень опромінення показує швидке його зниження стосовно максимальної еквівалентної дози для спеціального персоналу, який працює з радіоактивними речовинами (Краткая..., 2001): 1925 р. – 1560 мЗв/рік; 1934 р. – 300 мЗв/рік; 1954 р. – 150 мЗв/рік; 1958 р. – 50 мЗв/рік; 1990 р. – 20 мЗв/рік. Отже, від початку впровадження нормування радіаційного навантаження доза зменшилася у 78 разів. У цей час упродовж ХХ ст. безпечний рівень опромінення населення зменшився аж у тисячі разів.

Концептуальні основи НРБУ–97 відповідають міжнародним стандартам, проте є й суттєві як позитивні, так і негативні відмінності. Серед позитивних рис необхідно відзначити врахування у розрахунку меж зони відчуження не лише величини дози опромінення, але й психологічних аспектів проблеми радіоактивного забруднення (Лось, Войцехович, Шепелевич, 2001). Поряд з цим на сьогодні є ще низка недоопрацьованих стосовно нормування техногенної радіації.

Опрацювання урядових документів щодо нормування радіаційного навантаження, розроблених на Україні та у Росії (Норми..., 1997; Нормы..., 1999), поряд із урахуванням порад провідних фахівців-радіоекологів (Гродзинський, 2001; Яблоков, 2000, 2001, 2002), допомогло виявити низку критичних зауважень до чинних норм радіаційного захисту.

**Зауваження до НРБУ–97.** Сучасні норми радіаційної безпеки, рекомендовані МАГАТЕ у 1990 році і прийняті у більшості країн світу, в тому числі й Україною, побудовані на неповноцінній моделі ризику, згідно з аналізом даних Хіросіми і Нагасакі, які на два порядки занижують рівень небезпеки радіаційного ураження малими дозами. Важливо врахувати, що у діапазоні малих доз відсутня лінійна залежність між дозою і екологічним ефектом, тому наслідки впливу незначних доз можуть бути набагато важчими, ніж більш високих. Між фотонним (гамма-, рентгенівським) та корпускулярним (альфа-бета-, нейтронним) іонізуючими випромінюваннями існує значна відмінність, яка не відображається за допомогою простих коефіцієнтів визначення еквівалентної дози опромінення. Це пов'язано із зовсім різною дією гамма- і альфа-випромінювання: перше впливає на білки, а друге – на вуглеводи живих організмів.

В НРБУ–97 немає принципової різниці між внутрішнім та зовнішнім опроміненням, хоч насправді ці відмінності є значними. Існує також певна специфічність радіотоксичної дії кожного радіонукліда зокрема. Необхідно звернути увагу на те, що після опромінення малими дозами чутливість живого організму до наступних його порцій збільшується. Нормами радіаційного безпеки недостатньо враховується процес розпаду радіонуклідів. Існує також значна різниця між гострим, фракціонованим та протяжним опроміненням, які недостатньо висвітлені у цьому документі.

Найважливішу роль в удосконаленні системи нормування та радіаційного захисту довкілля повинно відіграти врахування зміни радіочутливості. Проблема полягає в тому, що всі розрахунки радіаційних норм розроблені для умовно „стандартної людини” – чоловіка білої раси віком 20 років із добрим станом здоров'я. Зрозуміло, що такої „стандартної людини”, як і „ідеального газу” у фізиці, в природі не існує. Загалом мінливість радіочутливості поділяється на групову і індивідуальну.

Виходячи з теоретичних положень загальної екології, виділені такі види групових змін радіочутливості: расова, етнічна, популяційна, статева, вікова і фізіологічна. Наприклад, три найбільші раси світу (кавказоїдна, негроїдна і монголоїдна) сильно відрізняються за радіочутливістю. Відомі приклади й статевих відмінностей у радіочутливості між чоловіками і жінками.

Навіть у середині будь-якої групи, однорідної етнічно, за віком, статтю та фізіологією, в певний момент часу завжди існують варіації між двома людьми за радіочутливістю, що зумовлює їхні індивідуальні зміни радіочутливості. Можна сміливо стверджувати, що єдині для всіх людей норми радіаційної безпеки є непридатними через підвищення ризику ураження значної частини населення. Придатним для використання треба вважати нормування, яке враховуватиме необхідність захисту не „для середньої людини”, а для найчутливіших груп населення: вагітних жінок, дітей, пенсіонерів, хворих тощо.

Результати багаторічних радіоекологічних досліджень підтверджують, що навіть незначна додаткова до природного опромінення доза може мати негативний вплив на довкілля. Зауважимо, що у сучасному радіаційному нормуванні прийнята безпорогова концепція, яка не бере до уваги нелінійний вплив малих доз. Відомо, що нижнього порогу дії радіації не існує, але суспільством прийняті певні межі безпеки. В поріг один, в інших екосистемах і для інших груп – зовсім інакший. Для населення України межа небезпечної дози з 1952 року змінилася від 15 мЗв/рік до 1 мЗв/рік. Сьогодні більшість фахівців радіоекологів наголошують на подальшому зменшенні цієї дози до 0,25 мЗв/рік. Однак матеріали радіоекологічних досліджень (Яблоков, 2002) показують, що діапазон безпечних рівнів перебуває в межах від 0,02 до 0,002 мЗв/рік.

### **Контрольні запитання**

1. Засади радіоекологічної безпеки і прийнятного ризику.
2. Основні положення сучасних вимог щодо нормування радіаційної безпеки в Україні. Категорії осіб і ліміти доз. Міжнародна шкала ядерних подій.
3. Зауваження і заходи щодо удосконалення нормування техногенної радіації.
4. Що таке безпечна доза опромінення, як змінювалися поняття про неї протягом розвитку науки? Яка доза вважається безпечною сьогодні?
5. Назвіть принципи радіаційної безпеки.
6. Який основний нормативний документ України в галузі радіаційної безпеки? Згадайте його принципові положення.
7. На які категорії щодо опромінення ділиться населення? Назвіть ліміти доз для цих категорій.
8. Що таке радіоекологічні зони? Чим визначаються їх межі?

### **Список рекомендованої літератури за темою**

1. Про стратегію розвитку ядерної енергетики в Україні [Текст] / Патон Б. Є., Бакай О. С., Бар'яхтар В. Г., Неклюдов І. М.; НАН України. – Х. : [б. в.], 2008. – 62 с. : рис., табл. – Укр. та рос. – Бібліогр.: с. 31-32.
3. Ядерна наука та енергетика очима молоді: нові ідеї, дослідження, рішення: зб. наук. ст. / Укр. ядер. т-во, ДП НАЕК «Енергоатом», Одес. нац. політехн. ун-т; за ред. д-ра техн. наук С. В. Барбашева. – О. : Астропринт, 2011. – 153 с. : рис., табл. – Текст укр., рос. – Бібліогр. в кінці ст.
4. Основы радиационной безопасности в жизнедеятельности человека: учеб. пос. / П.П. Кукин, В.Л. Лапин, В.М. Попов, Л.Э. Марчевский, Н.И.Сердюк; Под. общ. ред. В.Л. Лапина, В.М. Попова — Курск : МГАТУ им. К.Э. Циолковского; КурскГТУ, 1995. — 143 с.

## 15. РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

---

### 15.1. Основні положення радіоекологічного моніторингу

На люدتво постійно впливає природний фон радіоактивного випромінювання. Його джерела поділяють на дві категорії:

– зовнішнє випромінювання (космічне випромінювання, тобто йонізуюче випромінювання, що безперервно надходить на поверхню Землі зі світового простору, сонячна радіація, випромінювання гірських порід земної кори та повітря);

– внутрішнє опромінення, зумовлене природними радіоактивними речовинами, які потрапляють всередину організму з повітрям, водою, продуктами харчування. До них належать радіоактивні гази (радон, торон), що поступають з глибини земних надр, радіоактивні калій, уран, торій, рубідій, радій, які входять до складу харчових продуктів, рослин і води.

Основним радіонуклідом, що формує природне опромінення, є дочірній продукт радію-226 – радон-222. Радіонуклід надходить із ґрунту до атмосфери, найбільша концентрація радону в приземному шарі повітря спостерігається навесні.

Серед природних джерел опромінення виділяють керовану (опромінення, що створюється природними радіоактивними речовинами, присутніми у воді, повітрі, будівельних матеріалах, яке людина може змінювати певними природоохоронними заходами) й некеровану (опромінення, що створюється космічними і земними радіоактивними речовинами, яким людина не спроможна управляти) компоненти.

У ХХ ст. на людину почали впливати, крім природних, штучні, зумовлені людською діяльністю, йонізуючі випромінювання.

Проблеми організації радіоекологічного моніторингу. У складній радіаційній ситуації, що виникла після вибуху у 1986 р. четвертого енергоблоку Чорнобильської АЕС, виникла необхідність в інформації щодо просторово-територіального розподілу радіоактивного забруднення. Відразу після Чорнобильської катастрофи була прийнята програма оцінки вмісту радіонуклідів у ґрунтах територій, прилеглих до ЧАЕС; комплексного аналізу радіологічної інформації щодо стану водних екосистем басейну р. Дніпра; забруднення атмосферного повітря; контролю стану ядерного реактора та ін. До виконання цієї програми були залучені науково-дослідні організації і установи, що володіють досвідом та відповідним обладнанням для радіоекологічного контролю. Однак на першому етапі радіоекологічні дослідження проводили, керуючись різними теоретичними і методичними підходами, що приводило до одержання практично несумісних кінцевих результатів і даних.

Критично оцінюючи помилки, яких припустилися підрозділи Національної академії наук, Державний комітет гідрометеорології, інші державні і наукові відомства України, була розроблена уніфікована методика відбору радіаційних промірів, визначення активності радіонуклідів, аналізу отриманих даних. На її основі створена дієва мережа радіоекологічного моніторингу 60-кілометрової зони довкола ЧАЕС, контролю радіаційного стану поверхневих і підземних водних екосистем, підготовлене програмне геоінформаційне забезпечення, необхідне для прогнозу поведження радіонуклідів у системі водойм дніпровського каскаду, моніторингу біоценозів, сільськогосподарської продукції, медико-демографічного стану населення.

Разом з тим головним недоліком усіх попередніх моніторингових робіт була їх роз'єднаність, відсутність взаємодії радіометричних спостережень і їх чіткої просторової прив'язки, що не давало можливості зводити й робити повторний контроль отриманих даних. Залишалось невиконаним головне завдання радіоекологічних досліджень, а саме – комплексність оцінки стану екосистеми, зокрема характер впливу радіації на екосистеми і людину, та можливість адекватного інтегрування вихідних даних. У наслідок багатьох політичних і економічних причин плановане на початку робіт з ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи створення єдиного інтегрованого банку радіоекологічних даних на Україні, в Білорусії і Росії не виконане й сьогодні.

**Радіоекологічний моніторинг** – комплексна інформаційно-технічна система спостережень, досліджень, оцінювання й прогнозування радіаційного стану біосфери, територій поблизу АЕС, потерпілих від радіаційних аварій.

**Радіоекологічний моніторинг на Україні** здійснюється з метою комплексної оцінки впливу нової техногенної радіогеохімічної провінції, що виникла в результаті Чорнобильської катастрофи, на екологічну ситуацію в зоні сильного радіоактивного забруднення і в Україні в цілому.

У структурі державної системи радіометричного контролю виділяються три функціональних типи радіоекологічного моніторингу: *базовий* (стандартний), *кризовий* (оперативний) і *науковий*.

*Базовий моніторинг* проводиться систематично з оптимально вибраною кількістю радіоекологічних параметрів на основі спеціально створеної мережі. *Кризовий моніторинг* передбачає оперативний контроль за рівнем дотримання гранично допустимих рівнів (концентрацій, скидів) з метою швидкого реагування та локалізації наслідків радіаційних аварій і катастроф. *Науковий моніторинг* призначений для науково-методичного забезпечення всіх рівнів державної системи радіоекологічного контролю в Україні, створений з метою детального аналізу окремих показників природного середовища, для прогнозування довгострокових наслідків порушення екологічної рівноваги, виявлення тенденцій зміни і синергізма антропогенного впливу на довкілля тощо.

Залежно від розмірів досліджуваних територій, а також характеру об'єктів антропогенної діяльності і розв'язуваних завдань моніторингові роботи виконуються на різних масштабних рівнях. Щодо України можуть використовуватися такі рівні вивчення радіоекологічного стану природних і техногенних систем: *національний* (масштаб 1:1000000 – 1:500000), коли оцінюється радіаційна ситуація в цілому по країні; *регіональний* (масштаб 1:200000 – 1:100000), що охоплює великі природні територіальні одиниці (регіони) чи їх частини в певних природних або адміністративних межах; *локальний* (масштаб 1:50000 – 1:25000) застосовується під час дослідження урбо-екосистем та надто забруднених промислових районів; *детальний* (масштаб 1:10000 – 1:2000 і крупніше), спрямований на вивчення елементів урбо-екосистеми та інших природно-техногенних систем нижчих порядків.

Головними завданнями радіоекологічного моніторингу вважають:

1) спостереження і контроль за станом забрудненої радіонуклідами зони відчуження, окремих, особливо небезпечних компонентів довкілля, і розробка заходів щодо зниження їх небезпеки;

2) вивчення стану об'єктів природного середовища, згідно з параметрами, що характеризують радіаційну ситуацію у забрудненій зоні і за її межами;

3) виявлення тенденцій зміни рівнів забруднення довкілля в зв'язку з функціонуванням екологічно небезпечних радіаційно-ядерних об'єктів і під час реалізації реабілітаційних заходів на забруднених територіях;

4) аналіз тенденцій зміни показників здоров'я населення, що проживає на забруднених радіонуклідами територіях;

5) геоінформаційне забезпечення прогнозу радіаційної ситуації у зоні відчуження і в Україні в цілому.

Радіоекологічний моніторинг в Україні здійснюється згідно з його науково-обґрунтованими розділами, які формують основні напрями досліджень:

- моніторингу ландшафтно-геологічного середовища з метою одержання базової інформації щодо оцінки і прогнозу загальної радіаційної ситуації на забруднених радіонуклідами територіях та їх впливу на екологічну обстановку;

- моніторингу стану ґрунтового покриву, рослинного і тваринного світу;

- моніторингу поверхневих, ґрунтових та підземних водних екосистем;

- моніторингу природоохоронних територій;

- моніторингу локальних джерел існуючого і потенційного радіоактивного забруднення;

- медичного й санітарно-гігієнічного моніторингу.



## 15.2. Напрями радіоекологічного моніторингу

Радіоекологічний моніторинг ґрунтується на інформації, отриманій за допомогою методів дозиметричного контролю, які використовують з метою вивчення радіаційної обстановки на об'єктах природно-техногенного середовища.

**Радіогеохімічний моніторинг** є основним джерелом отримання регулярної і системно-організованої інформації про просторовий розподіл радіоактивних, зокрема техногенних, елементів або їх ізотопів і закономірності їх мобілізації, транзиту, локалізації та фіксації. З метою реалізації цього моніторингу оцінюють радіоекологічний стан природно-техногенних систем різних рівнів за допомогою гамма-зйомки території: на національному рівні (масштаб 1:1000000–1:500000) оцінюють радіоекологічну ситуацію загалом по країні; регіональний рівень (масштаб 1:200000–1:100000) охоплює великі природно-територіальні комплекси або їх частини в природних адміністративних межах; локальний рівень (масштаб 1:50000–1:25000) – займається вивченням міських агломерацій особливо забруднених районів; на детальному рівні (масштаб 1:10000–1:2000) оцінюють окремі райони міських агломерацій та інші природно-техногенні комплекси вищих порядків. Для його здійснення формують регулярну мережу точок спостережень, які дають змогу з достатньою повнотою охопити елементи довкілля, що вивчаються, та охарактеризувати їх з допустимою достовірністю.

На основі отриманої інформації складають карти щільності поверхневого забруднення ґрунтів цезієм-137, стронцієм-90, одержують окремі дані про забруднення однорічної та багаторічної рослинності.

Моніторинг однорічної рослинності дає змогу встановити сезонні коливання концентрацій радіовуглецю і у такий спосіб достатньо точно реагувати на зміну радіоекологічної ситуації в районах діючих атомних станцій. Він сприяє відстеженню радіаційного забруднення довкілля протягом довгих періодів.

Значна неоднорідність поширення радіоактивного забруднення, його площинна мінливість („плямистість”), застосування різних мереж і схем проведення контролю різними науково-дослідними організаціями, які виконували роботи в зоні інтенсивного забруднення радіонуклідами на Україні зумовили суттєві відмінності у кінцевих результатах, що були практично непорівнювальні. Як вихід з такого становища, враховуючи характер міграції радіоактивної речовини у 60-кілометровій зоні, довкола ЧАЕС створена радіально-концентрична мережа з 540 реперних пунктів спостережень. Така „ідеальна” мережа радіогеохімічного моніторингу в подальшому скоректована з урахуванням структури природних ландшафтів у межах зони відчуження.

Інститутом географії НАН України (Давидчук, Сорокіна, Калиненко та ін., 1999) було розроблене методичне обґрунтування екстраполяції отрима-

них даних на поліській ландшафти суміжних із зоною відселення територій. Крім того, виконане ландшафтно-геохімічне районування дало змогу оцінити роль геохімічних ландшафтів у формуванні міграційного потоку радіонуклідів за рахунок площинного змиву й інфільтрації.

**Моніторинг водних екосистем.** Необхідність організації моніторингу водних екосистем на Україні викликана тим, що у результаті катастрофи на ЧАЕС більша частина радіоактивних опадів випала на водозбори Дніпра, Прип'яті і Десни, які є основними допливами водойм дніпровського каскаду.

Відповідно до програми радіоекологічних досліджень водних екосистем басейну Дніпра, науково-дослідні установи здійснювали моніторинг на всьому каскаді дніпровських водоймищ, у Чорному морі, на всіх головних річках України: Десні, Прип'яті, Тетереви, Південному Бузі, Дністрі, Ужі та інших, у місцях міських

У результаті досліджень зібрані дані щодо радіоактивного забруднення водозборів, донних мулів, поверхневих та ґрунтових вод, особливості і інтенсивності можливих повеней і паводків. Паралельно проведені експериментальні роботи з метою вивчення процесу горизонтальної і вертикальної міграції радіонуклідів, щільності твердого стоку тощо.

На основі створеної мережі моніторингу водних екосистем були отримані дані, які дали можливість оцінити динаміку зміни радіоактивності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у каскаді дніпровських водоймищ за весь період після аварії на ЧАЕС, ступінь і площу радіоактивного забруднення вод і донних відкладів водних об'єктів, розподілу активності  $^{137}\text{Cs}$  між водним розчином та суспензією, розподілу активності  $^{90}\text{Sr}$  у воді водойм 30-кілометрової зони ЧАЕС, середню щільність забруднення дна водостоків і загального змісту  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладах каскаду дніпровських водоймищ.

На основі здобутих даних радіоекологічного моніторингу водних екосистем було показано, що формування радіаційної обстановки в центральній частині України значною мірою зумовлюється процесами виносу радіоактивних речовин з водозбірних площ у водну мережу Дніпра і каскад його водоймищ.

**Радіогідрогеологічний моніторинг.** До Чорнобильської катастрофи доволу АЕС не існувало спеціальної мережі радіогідрогеологічного моніторингу. Тому у 1986 р. для спостережень за станом радіоактивного забруднення підземних вод на ЧАЕС використовували малопридатні для цієї мети сільські колодязі і діючі водозабірні свердловини.

Упродовж 1987–1988 рр. у зв'язку з організацією пунктів поховання або тимчасової локалізації радіоактивних відходів у межах зони відчуження проведено низку свердловин для радіоекологічного контролю, які приурочені до найнебезпечніших радіаційно-ядерних об'єктів „Укриття” (саркофаг над четвертим блоком ЧАЕС) та „Вектор” (сховище радіоактивних відходів).

Незважаючи на значну кількість таких моніторингових пунктів, їх цінність для радіогідрогеологічного контролю не дуже висока. Свердловини здебільшого пробурені компактними групами і відзначаються приуроченістю до населених пунктів та небезпечних техногенних ядерних об'єктів, що не дає змоги охарактеризувати стан підземних вод для всієї радіоактивно забрудненої території.

Конструктивні особливості більшості моніторингових свердловин (металеві труби, фільтри великого розміру, усереднений водовідбір, відсутність тампонажу затрубного простору) призводять до значних похибок під час оцінки радіоактивного стану підземних вод. Це зумовило можливість використання для моніторингу підземних вод обмеженої кількості свердловин.

Мережу спостереження радіогідрогеологічного моніторингу через її технічну складність і високу вартість створювали протягом багатьох років з урахуванням досвіду, який накопичувався, та результатів радіоекологічних досліджень. Крім того, сучасна моніторингова мережа містить у собі раніш законсервовані пункти радіоекологічного контролю. Їх залучення у режимні спостереження зумовлюється подальшим розширенням програми радіоекологічного моніторингу.

**Радіаційно-ядерний моніторинг** призначений для контролю за техніко-експлуатаційним станом об'єктів „Укриття” і „Вектор” та інших споруд, що захищають природне середовище від джерел радіоактивності, розміщених у реакторних блоках діючих атомних станцій. Ці споруди обладнані системами діагностики за ступенем ядерної безпеки. З позицій радіоекологічного моніторингу такий контроль має важливе значення для оцінки імовірності виходу радіонуклідів з реакторного палива у довкілля.

Сучасна мережа радіаційно-ядерного моніторингу охоплює усі найнебезпечніші у радіаційному відношенні об'єкти України. Головним її завданням є контроль за технічним станом ядерно- і радіаційнонебезпечних об'єктів й реалізація заходів щодо зниження ризику, а також оцінка та прогноз радіаційної ситуації в екосистемах довкола цих об'єктів.

В Україні у межах програми технічної допомоги Європейського Союзу «TACIS» з 1994 р. створюється система радіаційного моніторингу ГАММА, широко впроваджена в європейських країнах. Реалізація першої стадії цього проекту передбачає створення мережі трьох постів радіаційного моніторингу на територіях навколо Рівненської, Запорізької та Інчалінської (Білорусь) АЕС.

Основними завданнями системи ГАММА є виявлення значних перевищень рівнів радіаційного фону на підконтрольних територіях, оповіщення відповідальних осіб про такі перевищення і забезпечення їх інформацією, необхідною для проведення захисних заходів.

Система ГАММА-1 на території України включає національний центр (інформаційно-кризовий центр ІКЦ), розташований в Мінекобезпеки, і два локальні центри (у містах Рівне та Запоріжжя). Окрім того, до складу системи входять 27 постів контролю потужності дози гамма-випромінювання, встановлених в зоні Рівненської АЕС; 11 постів контролю потужності дози гамма-випромінювання, встановлених у зоні Запорізької АЕС; 1 пост автоматичного контролю альфа- і бета-активності аерозолів, розміщений на відстані 5 км від Рівненської АЕС; 1 автоматичний пост контролю гамма-активності води на Рівненській АЕС; 2 автоматичні пости метеоконтролю (на Рівненській та Запорізькій АЕС).

Інформація про дози опромінення радіоканалами надходить від датчиків до локальних центрів, а далі спеціально виділеними телефонними каналами передається в національний центр. Міністерство з надзвичайних ситуацій України та обласні підрозділи міністерства в містах Рівне і Запоріжжя також мають доступ до інформації системи ГАММА-1 у режимі реального часу (режим online).

Європейський Союз у межах програми “TACIS” паралельно з системою ГАММА розробив і впровадив систему підтримки прийняття рішень в реальному часі при реагуванні на ядерні аварії – RODOS. Основними завданнями системи є забезпечення засобами для оброблення і управління великими об’ємами інформації метеорологічного та радіаційного характеру, оцінювання і прогнозування радіаційної ситуації, а також моделювання використання контрзаходів і варіантів дій у випадку аварії.

Ядерно-радіаційний моніторинг має важливе значення для оцінки ймовірності виходу радіонуклідів з диспергованого реакторного палива в навколишнє середовище. Його завданням також є контроль за станом ядерно-радіаційних об’єктів і напрацювання заходів щодо зниження ступеня їх шкідливості, оцінювання і прогнозування радіаційної обстановки на об’єктах природного середовища.

### **15.3. Методи радіаційного контролю**

Система радіаційного контролю передбачає виконання таких послідовних етапів: вимірювання рівня радіації на місцевості (польова радіометрія, дозиметрія), відбір проб і підготовку їх до дослідження, визначення радіоактивності експресними методами, радіохімічний розподіл радіонуклідів, радіометрію виділених радіонуклідів, розрахунок активності.

Достовірність і точність отриманої у процесі радіологічного контролю інформації забезпечує використання методів радіаційного контролю. Їх поділяють на радіометричні, радіохімічні, спектрометричні. Як правило, використовують перші дві групи методів.

**Радіометричні методи.** До них належать польова радіометрія і дозиметрія, експресне визначення радіоактивності, радіометрія золи, радіохімічних препаратів.

Польова радіометрія і дозиметрія є першим етапом радіаційного контролю та моніторингу довкілля і об'єктів народного господарства, який передбачає отримання даних про радіоактивний фон та рівень радіоактивності середовища. Якщо польову радіометрію і дозиметрію проводять у звичайних умовах, можна одержати інформацію про рівень природного радіоактивного фону. Метод дає змогу вчасно виявити випадки підвищення рівня радіації та прийняти екстрені рішення про захист населення. Польова радіометрія і дозиметрія є основними методами контролювання радіоактивного забруднення продукції сільського господарства.

**Експресні методи** радіаційного контролю використовують для отримання оперативної інформації про ступінь радіоактивного забруднення об'єктів навколишнього середовища.

Експрес-метод визначення питомої і об'ємної активності гамма-випромінюючих радіонуклідів у воді, продуктах харчування, продукції рослинництва та тваринництва ґрунтується на вимірюванні з допомогою приладу СРП-68-01 потужності дози випромінювання від чисто вимитих і подрібнених проб масою 0,7 кг, які розміщені у літрової банці або посудині Марі-неллі, і перерахунку її в одиниці активності (Бк/кг). Методику можна застосовувати при рівні радіоактивного забруднення  $2 \cdot 10^3 - 4 \cdot 10^4$  Бк/л (кг).

Експрес-метод визначення питомої і об'ємної активності  $\beta$ -випромінюючих радіонуклідів ґрунтується на вимірюванні швидкості зчитування частинок з "товстошарових" препаратів і наступному математичному розрахунку активності.

Межа похибки вимірювання в обох випадках становить 50 %.

Для проведення вимірювань використовують радіометри КРК-1, РУБ-01П, "Бета". Методика може бути застосована при вмісті радіоактивних речовин в пробах не менше 37 Бк/кг.

За малої концентрації радіонуклідів в пробах сумарну бета-активність проби визначають по зольному залишку. Щоб збільшити концентрацію радіонуклідів в пробах, їх спалюють та озолують. Золю розтирають в дрібний порошок і вимірювання здійснюють стаціонарним радіометром.

Для експресних вимірювань питомої активності цезію-137 використовують двоканальні радіометри РУБ-01 Пб, РКГ-05, РУГ-91, спектрометр "Прогрес-спектр", які дають змогу обчислювати участь калію в сумарній активності проби, тобто в радіоактивному забрудненні довкілля загалом.

**Радіохімічні методи.** Їх використовують, дотримуючись певної послідовності: відбір і підготовка проб досліджуваних об'єктів; внесення носіїв та мінералізація проб; виділення радіонуклідів із проб; очистка виділених ра-

діонуклідів від сторонніх нуклідів і супутніх макроелементів; ідентифікація і перевірка радіохімічної чистоти; радіометрія виділених радіонуклідів; розрахунок активності і висновки.

Відібрані радіологічними відділами зразки проб повинні бути типовими для досліджуваного об'єкта, а маса – достатньою для проведення радіохімічного аналізу (після озолення – 20–40 г).

При відборі проб в контрольних пунктах вимірюють  $\gamma$ -фон приладом СРП-68-01 на відстані 0,7–1 м від ґрунту і 1–1,5 см від об'єкта.

Застосування різноманітних методів радіаційного контролю дає змогу здійснювати виміри радіоактивності різних складових середовища, продукції тощо. Вибір методів залежить від мети радіаційного контролю.

#### **15.4. Радіоекологічне картографування і прогнозування**

З радіоекологічним моніторингом тісно пов'язане радіоекологічне картографування і прогнозування, притому картографування різних радіоекологічних показників варто розглядати як основу для проведення моніторингу, а прогнозування – як найважливіший його наслідок.

**Огляд картографічного матеріалу.** З політичних та економічних причин картографічні роботи на Україні проводили в обмежених обсягах і з недостатньою повнотою. Їх головний недолік полягав у тому, що радіоекологічне картографування і прогнозування проводили як радіаційне або радіогеохімічне. Головно оцінювали лише щільність забруднення екосистем основними техногенними радіонуклідами ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ), а більшість важливих показників, які характеризують вплив Чорнобильської катастрофи на екосистеми радіаційно забруднених регіонів, особливо таких, як динаміку захворюваності, народжуваності і смертності населення, тривалість життя не відображали на картах.

Найдетальніші картографічні і прогнозні роботи проводили в межах 30-кілометрової зони відчуження. До 1992 р. була підготовлена серія карт масштабу 1:100000 щільності забруднення ґрунтового покриву зони відчуження  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , радіоізотопами плутонію та іншими радіонуклідами. Під час їх створення використовували геоінформаційні технології, сучасні засоби математичного аналізу даних і просторового моделювання. Атлас вміщує прогнозні карти щільності забруднення ґрунтів техногенними радіонуклідами до 2016 р.

Недоліком подібних часткових прогнозних карт є врахування лише одного з безлічі чинників, що впливають на зміну концентрації техногенних радіонуклідів у місці їх локалізації, а саме константи періоду напіврозпаду певного радіоізоотопу. У результаті такі прогнозні карти дублюють аналогічні

карти сучасної щільності радіоактивного забруднення і відрізняються лише постійними понижуючими коефіцієнтами та інтервалом прогнозування.

В Інституті географії НАН України у 1990-1992 рр. складена серія карт масштабу 1:100000 ландшафтно-геохімічних показників довкілля й умов міграції радіонуклідів у межах 60-кілометрової зони ЧАЕС (Давидчук, Сорокіна, Калиненко та ін., 1999). Матеріали досліджень дали можливість побудувати карти прогнозу зміни щільності забруднення ґрунтів з урахуванням усього спектра чинників, що впливають на концентрацію, міграцію, осадження і фіксацію радіонуклідів. Створення таких, по-справжньому прогнозних карт для всієї території України є найважливішим завданням найближчого майбутнього.

Для решти території України в плані оцінки радіаційної ситуації зроблено набагато менше, ніж для зони відчуження. Все це, незважаючи на те, що існують значні обсяги накопиченої аналітичної бази даних, головню щодо щільності забруднення  $^{137}\text{Cs}$ , яка становить сотні тисяч визначень. За умови геоінформаційного опрацювання всієї зібраної інформації проблема комплексного радіоекологічного картографування території України буде успішно вирішена.

**Недоліки картографічного матеріалу.** Незважаючи на виняткове значення існуючих радіоекологічних карт, виявлено низку слабких місць під час їх підготовки, які потребують доопрацювання:

- недостатня вивченість радіаційно забруднених територій України, особливо південних і східних регіонів;

- завищена нижня межа виділення аномалій  $^{137}\text{Cs}$ . Зокрема, якщо для плутонію і  $^{90}\text{Sr}$  ця межа становить відповідно  $1,5 \text{ мКі/км}^2$  і  $150 \text{ мКі/км}^2$ , тобто у двічі - тричі вище рівня глобальних випадань цих радіонуклідів, то для  $^{137}\text{Cs}$  він дорівнює  $1 \text{ Кі/км}^2$ , що перевищує фоновий рівень аж у 15–20 разів. Це призвело до того, що значні площі на Україні, реально забруднені в результаті Чорнобильської катастрофи, дотепер позначені на картах як нібито чисті, вводячи в оману населення, державні органи і громадськість;

- погана „чутливість” інтервалів шкали значень радіоактивності при побудові відповідних карт забруднення зі значеннями 1, 5, 15, 40  $\text{Кі/км}^2$ , яка приховує реальну структуру поширення радіоактивних випадань по території України;

- недостатнє використання сучасних методик побудови карт, засобів і методів геоінформаційного моделювання.

Відзначені недоліки значною мірою усунуті в серії карт поліського регіону України масштабу 1:200 000, що охоплюють радіаційно забруднені (з рівнем понад  $0,5 \text{ Кі/км}^2$  за  $^{137}\text{Cs}$ ) райони Київської, Житомирської, Рівненської і Волинської областей. У цій роботі вперше зроблена спроба розширити рамки реально проведеного картографування радіаційної обстановки до власне радіоекологічного картографування. Атлас охоплює карти екологічного

стану природного середовища; щільності поверхневого забруднення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ ; міграції радіонуклідів; захворюваності населення, які підсумовуються в інтегральній карті оцінки ступеня радіоекологічної безпеки проживання населення на території Українського Полісся.

Побудовані в такий спосіб карти є результатом детальних теоретико-методичних досліджень. Ними закладено основи комплексного аналізу різномірної інформації, яка характеризує стан уражених викидами техногенних радіонуклідів екосистем, зроблено перехід від простої оцінки радіаційної обстановки до глибшої і багатofакторної радіоекологічної оцінки, а саме до радіоекологічного моніторингу та картографування. На цій основі у подальшому здійснюватимуться прогностичні моделі і довгострокові прогнози розвитку радіаційної ситуації як наукової основи для розробки рекомендацій із захисту населення і довкілля від негативних наслідків антропогенної діяльності.

### **Контрольні запитання**

- 1 Що таке радіоекологічний моніторинг?
2. Проблеми і основні положення радіоекологічного моніторингу.
- 3 Основні завдання радіоекологічного моніторингу?
4. Актуальні напрями радіоекологічного моніторингу.
- 5 Які є види моніторингу за радіоактивним забрудненням?
6. Радіоекологічне картографування і програмування. Огляд сучасного картографічного матеріалу.

### **Літературні джерела за темою**

1. Іванов Є.А. Радіоекологічні дослідження: Навч. посібник. – Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2004. - 149 с.
2. Коваленко Г.Д. Радиоекология Украины. – Харьков: Инжек, 2008. – 261 с.
3. Чернобыль. Зона відчуження / За ред. В.Г. Бар'яхтара. – К.: Наук. думка, 2001. – 548 с.
4. Моніторинг довкілля : підручник / [Боголюбов В. М., Клименко М. О., Мокін В. Б. та ін.] ; під ред. В. М. Боголюбова. [ 2-е вид., перероб. і доп.]. – Вінниця : ВНТУ, 2010. – 232 с.
5. Израель Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды М. «Гидрометеиздат» 1984 ст 177.



## 16. ОБ'ЄКТИ ЯДЕРНО-ПАЛИВНОГО ЦИКЛУ

### 16.1. Загальна характеристика об'єктів ядерно-паливного циклу

Відомо, що найбільшу екологічну небезпеку для населення і навколишнього середовища складають промислові об'єкти, на яких застосовуються технології з використанням радіоактивних матеріалів. Всі подібні підприємства об'єднуються під загальним поняттям – об'єкти ядерно-паливного циклу. Воно включає в себе повний технологічний ланцюжок виробництв, починаючи з видобутку і переробки уранових руд і закінчуючи об'єктами тривалого зберігання і захоронення радіоактивних відходів високого ступеня активності, зокрема опроміненого ядерного палива (рисунок 16.1).

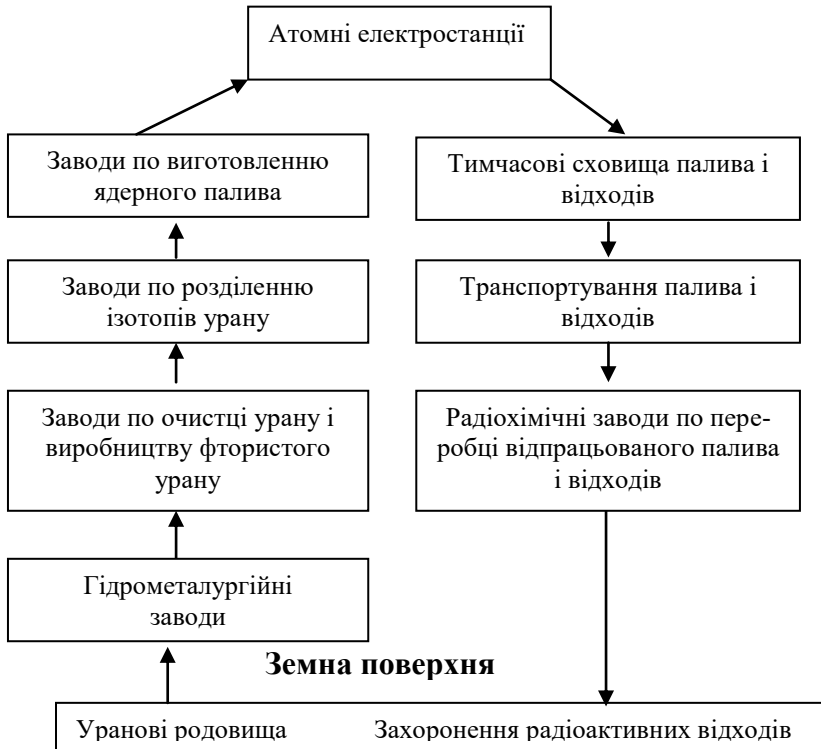


Рисунок 16.1. Класифікація об'єктів ядерно-паливного циклу

Всі способи виробництва палива, підготовки його до використання і утилізації відпрацьованого палива разом узяті складають паливний цикл. Сам термін "паливний цикл" допускає повторне використання відпрацьованого ядерного палива на ядерних установках у свіжих тепловідільних елементах після спеціальної обробки.

**Видобуток урану і виробництво ядерного палива.** Найбільші родовища урану знаходяться у США, Канаді, Франції, Австралії, ЮАР і Росії. Уран є основним елементом ядерного паливного циклу. До того моменту, як він потрапляє в реактор, уран проходить різні стадії обробки.

На відміну від вугілля, уранову руду не можна подавати безпосередньо на електростанцію. Вона повинна бути попередньо очищена, сконцентрована і поміщена в спеціальні паливні стержні. Рисунок 16.2 показує так званий "відкритий паливний цикл" в ядерній енергетиці, який використовується сьогодні в більшості країн, на найбільш загальних видах реакторів.

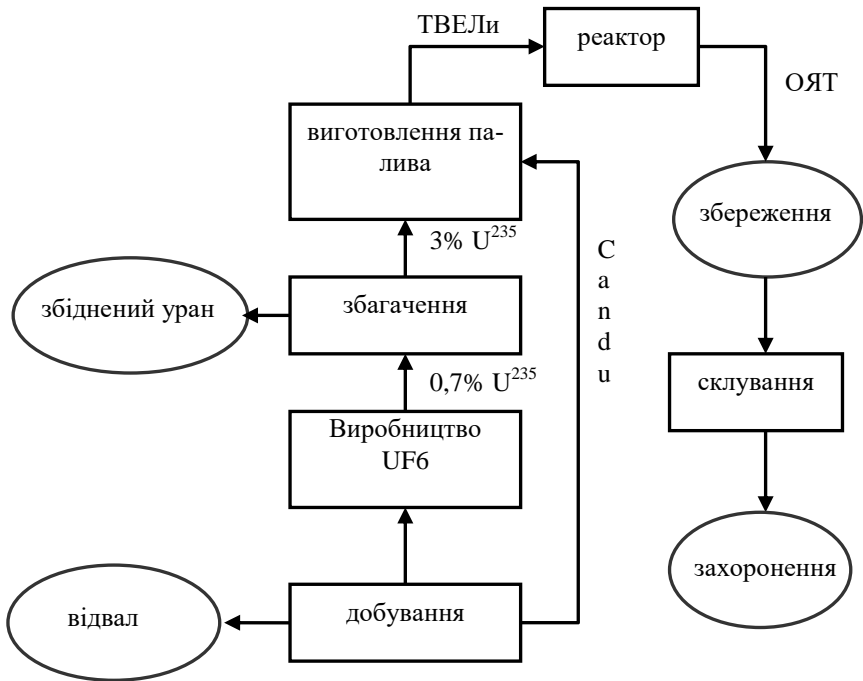


Рисунок 16.2. Відкритий паливний цикл

Кількість урану в руді невелика – 0,1–1 %, тому збагачення є невід’ємним процесом виробництва ядерного палива.

Технологічна реалізація процесу збагачення вимагає, щоб уран був у газоподібній формі. Найпростіший спосіб досягнення цього полягає в тому, щоб перетворити оксид урану в гексафторид урану ( $UF_6$ ), який перебуває в газоподібному стані при температурах незначно більших за кімнатну. Після цього  $UF_6$  потрапляє на збагачувальний завод, де відбувається збільшення концентрації ізотопу U-235. В цьому процесі приблизно 85% природного уранового палива відкидається як "збіднений уран" чи як "відходи" (головним чином U-238), які закладаються на тривале зберігання. Таким чином, після збагачення приблизно 15% від вихідної кількості являють собою збагачений уран, що містить приблизно 3,5% ізотопу U-235.

В процесі добування і переробки уранових руд з’являється найбільша кількість радіоактивних відходів.

Збагачений уран далі надходить на завод по виготовленню тепловідільних елементів.  $UF_6$  перетворюється на диоксид урану, керамічний матеріал, і формується в малі циліндричні таблетки, приблизно 2 см висотою і 1,5 см в діаметрі. Ці таблетки поміщаються в спеціальні трубки, виготовлені з нержавіючої сталі (чи зі сплаву цирконію), довжиною приблизно 4 метри і називаються тепловідільними елементами (ТВЕЛ). Трубки збирають в зв’язки, площею приблизно  $30 \text{ см}^2$ , які і утворюють реакторні паливні зборки. В реактор потужністю 1000 МВт опускають приблизно 75 т палива в таких зборках.

**Транспортування.** Кожна стадія ядерного паливного циклу включає в себе транспортування. Воно може здійснюватися наземними, повітряними, морськими шляхами.

**Перетворення палива в реакторах.** У всіх типах діючих реакторів ланцюгова реакція поділу відбувається в паливний стержнях. Швидкі нейтрони сповільнюються водою, важкою водою чи графітовими стержнями так, щоб вони могли ініціювати реакцію розщеплення. Швидкість реакції регулюється введенням в ядро реактора стержнів, що поглинають нейтрони. Теплота, що виділяється при реакції поділу, виноситься теплоносієм, перетворюється в пар, який у свою чергу використовується для обертання турбіни і виробництва електроенергії.

В легководному реакторі паливо залишається в реакторі приблизно протягом трьох років. Крім теплоти, що виділяється при реакції розщеплення U-235, реактор виробляє розщеплюваний плутоній (Pu-239), який накопичується в паливних елементах. По закінченні терміну трьох років, вміст продуктів поділу та інших матеріалів, що поглинають нейтрони, зростає настільки, що ланцюгова реакція поділу сповільнюється. Відпрацьовані паливні зборки в цьому випадку видаляються і замінюються новими. Приблизно одну третину палива замінюють кожного року.

**Відпрацьоване ядерне паливо.** Після того, як ядерне паливо вивантажується із реактора, воно перетворюється у високоактивні радіоактивні відходи. Тому протягом певного часу його витримують в басейнах під водою для відводу теплоти і захисту від іонізуючого випромінювання. При переробці однієї тонни ВЯП утворюється 4,5 т рідких високоактивних відходів, 150 т середньоактивних і більше 2000 т низькоактивних відходів.

Наступним кроком може бути переробка відпрацьованого ядерного палива для закриття паливного циклу (такі країни, як Великобританія, Франція, Росія і Японія вибрали шлях так званого "закритого паливного циклу"), чи кінцеве захоронення, як це робиться в США, Канаді і Швеції, які вибрали "відкритий паливний цикл". Зберігання відпрацьованого ядерного палива спочатку здійснюється безпосередньо в реакторному відділі. Потім воно може бути переміщене в інше місце, наприклад, на спеціальні склади "сухого зберігання". В результаті переробки ВЯП кількість радіоактивних відходів зростає приблизно в 189 разів. Це відбувається тому, що у процесі переробки застосовуються хімічні речовини, обладнання та інші необхідні матеріали, які потім теж стають РАВ. Згідно зі статистикою МАГАТЕ, до 2000 року відпрацьованого палива у світі накопилось не менше 200 000 т. До середини 21 століття ця цифра зросте до 450 000 т.

Ядерна індустрія вже біля 50 років займається розробкою технології, яка дозволила б безпечно утилізувати ядерні відходи, однак всі спроби створити таку технологію не досягли бажаного результату. Найбезпечніший спосіб поводження з такими відходами полягає у зберіганні використаного палива у сховищах біля реакторів. Водночас багато сховищ є дуже ненадійними, як з точки зору можливих витоків радіації, так і з точки зору фізичного захисту.

Старші покоління реакторів використовують в якості палива металічний уран (а не його оксид) і газове охолодження. Протягом останніх років ці реактори були модернізовані таким чином, щоб витримка паливних елементів в їх басейнах не здійснювалась тривалий час. Все це ілюструє діаграма "закритого паливного циклу" на рисунку 16.3. В закритому паливному циклі для легководних реакторів паливо проходить такий же шлях. Починаючи з уранових родовищ та заводів, уран проходить всі стадії переробки і збагачення для виготовлення реакторного палива.

Після видалення палива з реактора, паливні стержні проходять обробку на переробних заводах, де вони дрібняться і розчиняються в кислоті. Після спеціальної хімічної обробки з відпрацьованого палива виділяють два цінних продукти: плутоній і невикористаний уран. Приблизно 3% палива при цьому залишається в якості високоактивних відходів. Після бітумування (чи склування) ці високорадіоактивні матеріали підлягають тривалому захороненню.

Приблизно 96% урану, який використовується в реакторі, залишається у відпрацьованому паливі (в реакторі витрачається не більше 1% U-235). Інша

частина палива перетворюється в теплоту і радіоактивні продукти розпаду, а певна частина в плутоній та інші актиноїди. Тому переробка відпрацьованого ядерного палива може мати певні економічні переваги при відновленні невикористаного урану і плутонію, який був вироблений в реакторі. Це також зменшує об'єм високорадіоактивних і небезпечних відходів, які необхідно належним чином зберігати, що також має певну економічну доцільність.

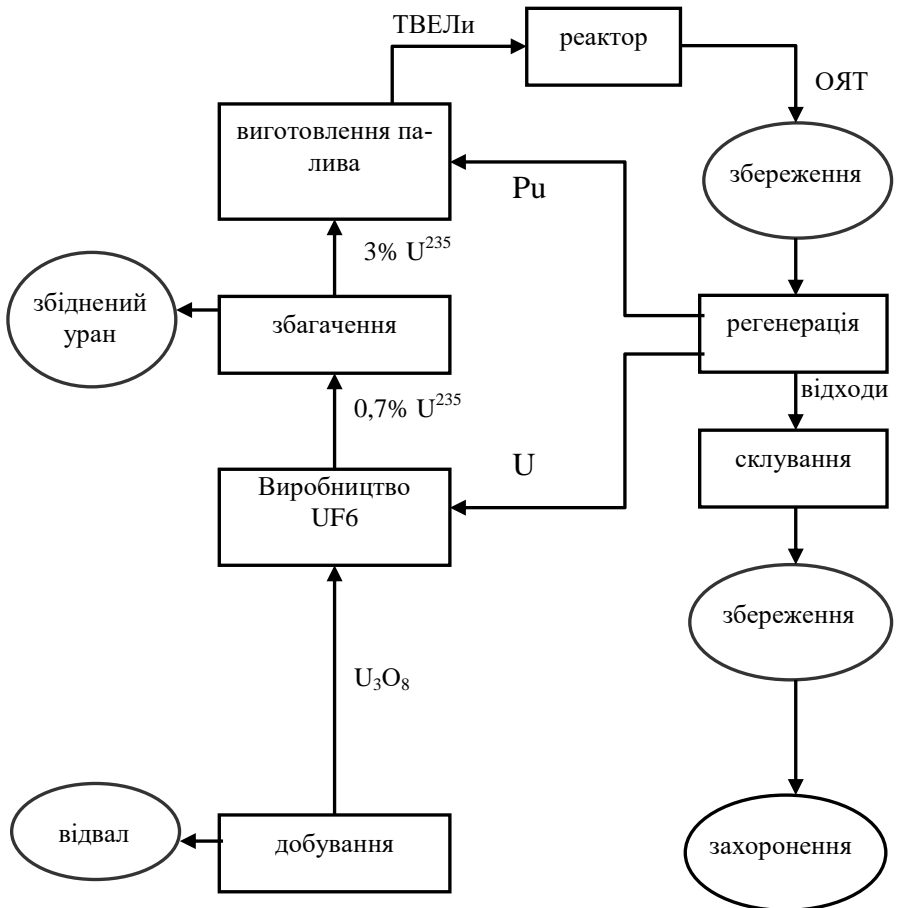


Рисунок 16.3. Закритий паливний цикл

У відпрацьованому ядерному паливі міститься приблизно 1% плутонію. Це дуже добре ядерне паливо, яке не вимагає ніякого збагачення, воно може бути змішаним зі збідненим ураном (так зване змішане оксидне паливо чи МОХ-паливо) і надходить у вигляді свіжих паливних зборок для завантаження в реактори.

Відновлений уран може повертатися на додаткове збагачення, чи поставлятися у вигляді свіжого палива для діючих реакторів. Закритий паливний цикл, таким чином, є ефективнішою системою максимального використання урану без його додаткового добування на родовищах (в енергетичних одиницях економія складає приблизно 30 %) і саме тому промисловість зацікавив такий підхід. Однак, такі схеми переробки відпрацьованого ядерного палива не отримали широкого поширення в значній мірі через порівняно низькі ціни на уран з одного боку і високу вартість переробки використаного палива з іншого.

Франція, Германия, Великобританія, Росія і Японія продовжують розвиток технологій закритого паливного циклу для оксидних палив, а в Європі більше 35 реакторів здатні частково використовувати МОХ-паливо (від 20 до 50%), що містить до 7 % придатного для реакторів плутонію.

**Виведення із ладу реакторів.** Ні один реактор у світі ще повністю не демонтований. Спеціалісти деяких країн пропонують перевозити реактори разом з відпрацьованим паливом у спеціальні могильники. Інші спеціалісти пропонують не переміщати реактори, а будувати над ними саркофаги, або захоронити реактори у глибоких геологічних формаціях.

Всього у світі працює 436 реакторів загальною потужністю 351 тис. МВт. Протягом найближчого десятиліття близько 350 реакторів відпрацює свій ресурс, пізніше вони повинні бути виведені з ладу. Однак на сьогоднішній момент, через 40 років після того, як перший реактор почав виробляти електроенергію, ще не існує дешевої та безпечної технології для демонтажу реакторів.

### ***Загальна характеристика основних типів реакторів***

#### ***Реактор ВВЭР-1000***

Реактор ВВЭР-1000 – це реактор корпусного типу з водою під тиском, яка виконує функцію теплоносія і сповільнювача.

Технологічна схема енергоблоків з реакторами ВВЭР440 і ВВЭР1000 має два контури (рисунок 16.4).

Перший контур – радіоактивний. Він включає в себе реактор типу ВВЭР і циркуляційні петлі охолодження. Кожна петля містить головний циркуляційний насос (ГЦН), парогенератор і дві головні запірні засувки (ГЗЗ). На енергоблоках з реактором ВВЭР-440 міститься по 6 циркуляційних петель, на енергоблоці з реактором ВВЭР-1000 – 4 циркуляційні петлі.

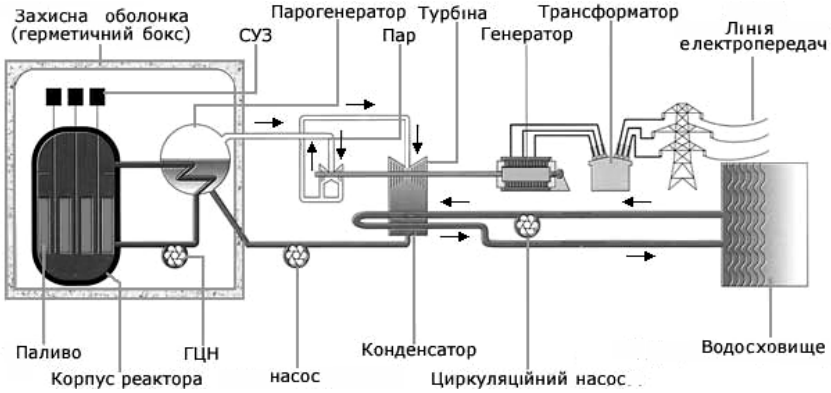


Рисунок 16.4. Технологічна схема енергоблоку (ВВЭР-440, ВВЭР-1000).

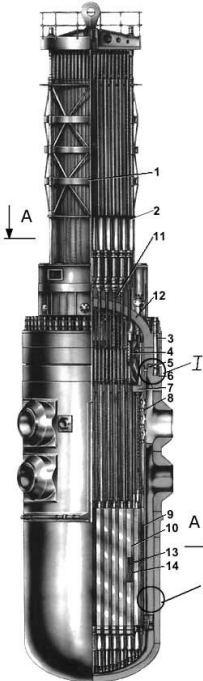


Рисунок 16.5.  
Конструкція реактора  
ВВЭР1000:

Другий контур – нерадіоактивний. Він включає парогенератори, паропроводи, парові турбіни, сепаратори-пароперегрівачі, живильні насоси і трубопроводи, деаератори і регенеративні підігрівачі. Парогенератор є спільним обладнанням для першого і другого контурів. У ньому теплова енергія, вироблена в реакторі, від першого контуру через теплообмінні трубки передається другому контуру. Насичений пар, що виробляється в парогенераторі, по паропроводу надходить на турбіну, яка призводить до обертання генератора, що виробляє електричний струм.

В системі охолодження конденсаторів турбін на АЕС застосовують градирні і водосховище-охолоджувач.

Конструкція реактора ВВЭР1000 (рисунок 16.5): 1 – верхній блок; 2 – система СУЗ (системи управління і захисту); 3 – шпилька; 4 – труба для завантаження зразків-свідків; 5 – потовщення; 6 – корпус реактора; 7 – блок захисних труб; 8 – шахта; 9 – вигорода активної зони; 10 – топливні зборки; 11 – теплоізоляція реактора; 12 – кришка реактора; 13 – регулюючі стержні; 14 – паливні стержні; 15 – фіксуючі шпонки.

Корпус реактора являє собою вертикальну циліндричну ємність високого тиску з кришкою, яка містить патрубки для входу і виходу теплоносія. Всередині корпусу закріплюється шахта, яка є опорою для активної зони і частини внутрішньокорпусних пристроїв. Вона служить для організації внутрішніх потоків теплоносія.

Активна зона реакторів зібрана з шестигранних тепловидільних зборок (ТВЗ), що містять тепловидільні елементи (ТВЕЛ) стержневого типу із серцевиною з діоксиду урану у вигляді таблеток, що знаходяться в оболонці з цирконієвого сплаву.

В якості ядерного палива застосовується спечений діоксид урану з початковим збагаченням ураном-235 в стаціонарному режимі в діапазоні від 2,4 до 4,4 % (за масою).

Реактор ВВЕР володіє важливою властивістю саморегулювання: при підвищенні температури теплоносія чи потужності реактора відбувається самовільне зменшення інтенсивності ланцюгової реакції в активній зоні, і як наслідок зменшення потужності реактора.

### *Реактор РБМК*

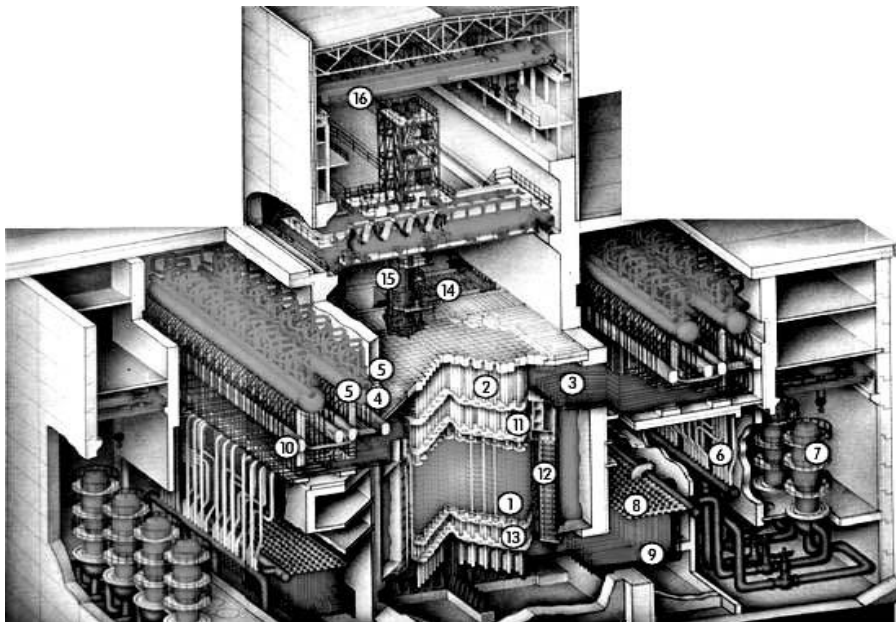


Рисунок 16.6. Вигляд реактора РБМК зверху



Конструкція реактора РБМК (рисунок 16.6): 1 – реактор; 2 – тракти технологічних каналів; 3 – пароводяні комунікації; 4 – барабан-генератор; 5 – парові колектори; 6 – опускін трубопроводи; 7 – головні циркуляційні насоси; 8 – роздаткові групові колектори; 9 – водяні комунікації; 10 – система ТВЕЛ; 11 – верхній біологічний захист; 12 – боковий біологічний захист; 13 – нижній біологічний захист; 14 – басейн витримки; 15 – завантажувально-розвантажувальний пристрій; 16 – мостовий кран.

Реактор розміщують в залізобетонній шахті. Маса реактора передається на бетон через металоконструкції, які служать одночасно захистом від радіаційних випромінювань і разом з кожухом реактора утворюють герметичну порожнину – реакторний простір. Всередині реакторного простору розміщена графітова кладка циліндричної форми, що складається із зібраних в колони блоків з вертикальними отворами для встановлення каналів у центрі. Для запобігання окисленню графіту і покращення передачі тепла від графіту до теплоносія реакторний простір заповнений азотно-гелієвою сумішшю.

В якості палива в реакторах РБМК використовують діоксид урану U-235. В природному урані міститься 0,8% ізотопу U-235. Для зменшення розмірів реактора вміст U-235 у паливі попередньо підвищується до 2,0 чи 2,4% на збагачувальних комбінатах.

Тепловидільний елемент (ТВЕЛ) являє собою цирконієву трубку з поміщеними в неї таблетками діоксиду урану. Дві з'єднаних послідовно тепловидільних зборки утворюють паливну касету, яка встановлюється в технологічний канал. Кількість технологічних каналів в реакторі – 1661. Вода подається в канали знизу, омиває ТВЕЛ і нагрівається, причому частина її при цьому перетворюється в пар. Пароводяна суміш відводиться з верхньої частини каналу. Для регулювання витрат води на вході в кожний канал передбачено запірно-регулюючі клапани.

Управління реактором здійснюється рівномірно розподіленими по реактору 211 стержнями, що містять поглинаючий нейтрони елемент – бор. Стержні мають власний водяний контур охолодження з температурою 40–70°C. Використання стержнів різної конструкції забезпечує можливість регулювання енерговиділення по всьому об'єму реактора і його швидке заглушення при необхідності. Біологічний захист забезпечує дозволена санітарними нормами радіаційну обстановку у всіх приміщеннях навколо реактора під час його роботи. В біологічному захисті застосовані вуглецева сталь, залізобетон, серпентинітова галька, пісок, вода.

### ***Реактор БН-600***

БН-600 – реактор на швидких нейтронах з потужністю 600 МВт.

Теплова схема блоку триконтурна: в першому і другому контурах теплоносієм є натрій, в третьому – вода і пар. Відвід тепла від активної зони здійснюється трьома незалежними петлями циркуляції.

Використання натрієвого теплоносія обумовило застосування ряду спеціальних систем: електрообігрів обладнання і трубопроводів, електромагнітних насосів, фільтр-пасток очистки натрію, діагностики протоку води в натрій, відмивання обладнання і ТВЗ від натрію, інертного захисного газу аргону тощо.

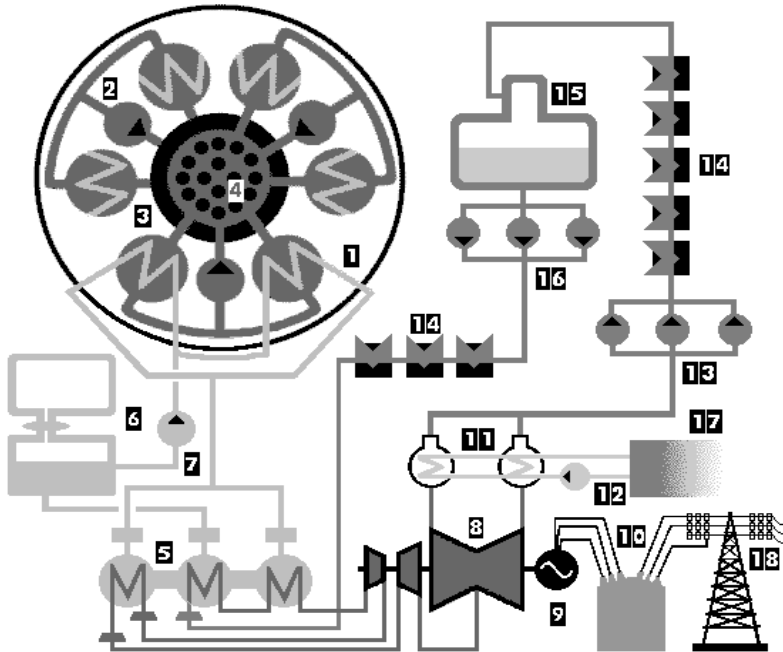


Рисунок 16.7. Теплова схема енергоблоку:

1 – реактор; 2 – головний циркуляційний насос 1 контуру; 3 – проміжний теплообмінник; 4 – тепловидільні зборки; 5 – парогенератор; 6 – буферна і збірна ємності; 7 – головний циркуляційний насос 2 контуру; 8 – турбоустановка; 9 – генератор; 10 – трансформатор; 11 – конденсатори; 12 – циркуляційні насоси; 13 – конденсатні насоси; 14 – підігрівачі; 15 – деаератор; 16 – живильні насоси; 17 – ставок-охолоджувач; 18 – подання електроенергії споживачу.

Конструкція реактора БН-600 (рисунок 16.8): 1 – шахта; 2 – корпус; 3 – головний циркуляційний насос 1 контуру; 4 – електродвигун насоса; 5 – велика поворотна пробка; 6 – радіаційний захист; 7 – теплообмінник "натрій-натрій"; 8 – центральна поворотна колона з механізмами СУЗ; 9 – активна зона.

Корпус реактора являє собою бак циліндричної форми з еліптичним дном і конічною верхньою кришкою з 11 горловинами – для поворотної пробки, насосів першого контуру, проміжних теплообмінників, елеваторів системи перевантаження тепловидільних зборок (ТВЗ). Циліндрична частина корпусу з'єднана з днищем. Опорний пояс реактора утворює з системою радіальних ребер три зливні камери для натрію, що виходить з теплообмінників. На опорному поясі змонтовано все внутрішнє обладнання.

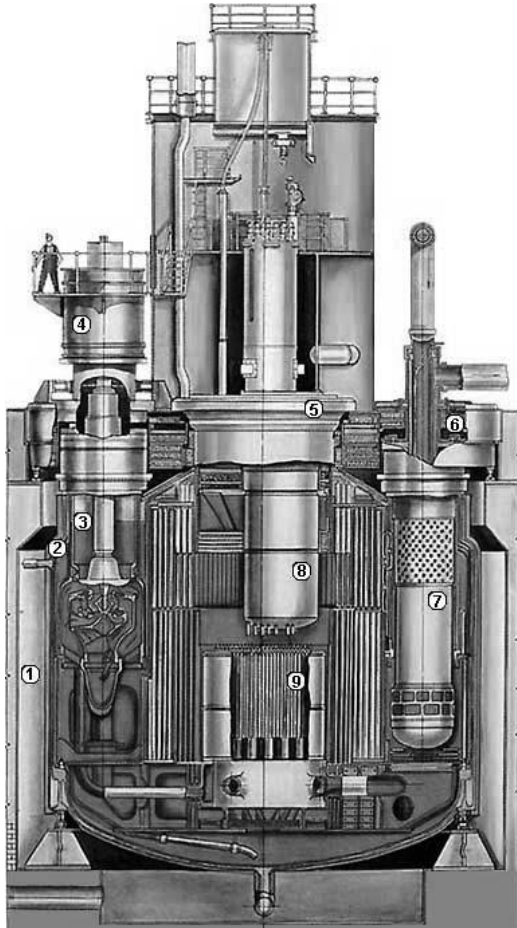


Рисунок 16.8. Конструкція реактора БН-600

Реактор розміщений в бетонній шахті діаметром 15 м. Конструкційний матеріал реактора – неіржавіюча сталь. Корпус реактора поміщено в страхувальний кожух, який виключає можливість витікання натрію з реактора навіть при розривах його корпусу.

Активна зона збирається з шестигранних ТВЗ касетного типу. Тепловидільна зборка складається з ТВЕЛів, кожуху, головки для захвату ТВЗ при перевантаженні і хвостовика, за допомогою якого ТВЗ встановлюється в гніздо напірного колектора і підтримується вертикально. У хвостовику ТВЗ і в напірному колекторі виконані дросельні пристрої, що забезпечують необхідний розподіл витрати теплоносія через ТВЗ. ТВЕЛи заповнені по довжині активної зони втулками зі збагаченого оксиду урану і оксиду плутонію, а вище і нижче активної зони розміщені торцеві екрани з брикетів оксидів "відвального" урану. Газові простори над рівнем натрію в реакторі заповнені аргонном.

### *Реактори нового покоління*

Сьогоднішні ядерні реакторні технології набагато кращі за ті, що традиційно застосовуються на багатьох атомних електростанціях, що працюють у світі, а перші реактори нового покоління знаходяться в експлуатації в Японії.

Виробники реакторів у Північній Америці, Японії та Європі мають на сьогодні дев'ять проектів нових ядерних реакторів, які вводяться в експлуатацію чи знаходяться в завершальній стадії проектування. Є ряд проектів, що знаходяться в стадії науково-дослідних розробок. Конструкції цих реакторів передбачають значно безпечніші умови їх роботи, виключають будь-яку можливість витоку радіоактивних матеріалів. Нові електростанції, що працюють на таких реакторах, будуть надійнішими і простішими в експлуатації, доступнішими для оглядів, обслуговування і поточного ремонту, значно економічнішими.

Реактори нового покоління:

- мають стандартизовані проекти для кожного типу, спрощену процедуру ліцензування, що зменшує їх вартість та терміни будівництва;
- мають простіші конструкції, що спрощують їх управління і виключають вплив помилок персоналу;
- мають більшу доступність і триваліші терміни служби;
- економічніші і конкурентоспроможні;
- виключають можливість розплаву активної зони реактора;
- забезпечують ефективніше використання палива і зменшують кількість відходів.

Основна відмінність більшості нових реакторів від тих, що експлуатуються сьогодні, полягає у використанні "пасивних" систем безпеки (так званих "систем природної безпеки"), які ґрунтуються на дії сил тяжіння, теплової

конвекції і т.д., і не вимагають ніякого активного втручання персоналу у випадку будь-яких збоїв.

Нові проекти можна поділити на дві категорії: еволюційну і експериментальну. Еволюційні проекти є в основному новими моделями існуючих реакторів, що довели свої хороші експлуатаційні характеристики. Експериментальні проекти значно відрізняються від тих, що використовуються на діючих електростанціях і вимагають більшої кількості випробувань і перевірок перед їх масштабним впровадженням.

Міністерство енергетики США і підприємства ядерної промисловості розробили три типи нових реакторів. Два з них великі (1300 МВт) "еволюційні" проекти, які будують на досвіді легко-водних реакторів, що експлуатуються в США, Японії і Західній Європі. Перший являє собою модернізований киплячий реактор ABWR (два таких реактори знаходяться у промисловій експлуатації в Японії). Другий – модернізований герметичний водний реактор (System 80+). Два реактори System 80+ знаходяться в стадії будівництва в Південній Кореї.

Інша новаторська розробка США – реактор меншої потужності AP-600 (приблизно 600 МВт), має систему природної безпеки. Комісія з ядерного регулювання США дала сертифікат на цей проект у 1999 р. Така сертифікація здійснюється вперше, а сам сертифікат діє протягом 15 років. Сертифікати підтверджують, що проекти повністю задовольняють вимогам безпеки, і експлуатація цих об'єктів є законною протягом строку їх дії.

Другий американський проект – газотурбінний гелієвий модульний реактор, є розвитком давнішого проекту. Реактор цього типу використовує паливо у вигляді гранул, покритих шаром спеціальної кераміки, що дозволяє експлуатувати його при високих температурах. В якості теплоносія застосовується гелій, який безпосередньо керується газовою турбіною. Потужність кожного блоку складає 250–285 МВт. Інертна природа теплоносія і стійкість палива до плавлення робить концепцію такого реактора надзвичайно привабливою. Даний проект розробляється у межах міжнародного співробітництва з Росією і може використовуватися для спалювання збройного плутонію.

Модульний реактор в Північній Африці також має газотурбінний генератор прямого циклу, пройшов експертизу в Німеччині. Модулі будуть мати потужність по 115 МВт кожний і тепловий к.к.д. приблизно 45 %. До складу паливних гранул, покритих кремнієвим карбідом, входить графітовий сповільнювач, що містить діоксид урану. Реактор має систему природної безпеки, а витрати на його будівництво і експлуатацію не будуть дуже значними. Масштабна (зменшена вдвічі) модель такого реактора працює в Москві, а прототип створений в 2001 році.

В Японії, перші два реактора ABWR вже запущені в експлуатацію. Робота над проектом такого реактора потужністю 1400 МВт дасть основу для розвитку Японських PWR реакторів наступного покоління.

В Канаді реактори CANDU-9 (925–1300 МВт) є продовженням існуючих проєктів і мають гнучкі вимоги до палива. В якості палива можуть використовувати природний уран, слабо-збагачений уран, відновлений уран від переробки вичерпаного палива в PWR реакторах, змішане оксидне (U і Pu) паливо, здатні на пряме використання вичерпаного палива PWR реакторів, торію і збройного плутонію. В якості палива можуть також використовуватися актиніди, відокремлені від повторно оброблених відходів LWR реакторів. Проєкт реактора CANDU-9 був завершений в 1997 році.

В Європі при спільній участі французьких і німецьких підприємств розробляється великий (до 1750 МВт) Європейський водяний реактор високого тиску.

В Росії розроблені два нових проєкти. Найбільший з них – ВВЕР-1000 (модель V-392, водо-водяний енергетичний реактор), який є розвитком проєкту PWR реакторів з пасивними системами безпеки. Менша версія – ВВЕР-640 (модель V-407) із західними системами контролю і управління. Розробляються також малі плаваючі атомні електростанції.

### *Об'єкти ядерно-паливного циклу України*

Енергоблоки АЕС України виробляють понад 79 432 млн.кВт електроенергії, що складає близько 44,9% від загального її виробництва в Україні. За кількістю ядерних енергетичних установок Україна посідає 8 місце в світі і 5 в Європі. Запорізька АЕС є найпотужнішою атомною електростанцією в Європі.

В Україні існує 5 АЕС з загальним числом енергоблоків – 20, які мають різні конструктивні особливості та знаходяться на різних стадіях життєвого циклу:

- Рівненська АЕС – два енергоблоки з ВВЕР-440 та один з ВВЕР-1000;
- Хмельницька АЕС – один енергоблок з ВВЕР-1000;
- Південноукраїнська АЕС – три енергоблоки з ВВЕР-1000;
- Запорізька АЕС – шість енергоблоків з ВВЕР-1000;
- Чорнобильська АЕС – три енергоблоки з РБМК-1000.

В 1997 році в експлуатації знаходилось 14 енергоблоків АЕС, загальною потужністю 12,8 млн. кВт. Основу реакторного парку України складають водо-водяні реактори типу ВВЕР-1000 (11 шт.), реактори ВВЕР-440 (2 шт.) та уран-графітові каналні реактори типу РБМК-1000 (1 шт.).

Чотири енергоблоки з реакторами ВВЕР-1000 знаходяться на різних стадіях будівництва. Роботи по будівництву проводяться тільки на 2-му енергоблоці Хмельницької АЕС та 4-му Рівненської АЕС, на інших двох енергоблоках (3, 4 Хмельницької АЕС) спорудження зупинено.

Перший блок ЧАЕС був зупинений і переведений в режим технічного обслуговування 30 листопада 1996 р., а 22 грудня 1997 р. було прийнято рі-

шення про дострокове зняття його з експлуатації. У грудні 2000 року Чорнобильська АЕС була повністю закрита.

В Україні розташовано два дослідницьких реактори: ВВР-М – в м. Києві, (Київський інститут ядерних досліджень НАН) та ДР-100 – в м. Севастополі (Севастопольський інститут ядерної енергії і промисловості).

Україна має шість регіональних підприємств Державного об'єднання "Радон" по поводженню з радіоактивними відходами, які приймають на збереження радіоактивні відходи від усіх галузей народного господарства (крім ядерної енергетики). Ці підприємства, як і АЕС, не мають повного технологічного циклу переробки відходів у форму, безпечну для зберігання і захоронення.

У 30-кілометровій зоні Чорнобильської АЕС зберігається в тимчасових, непристосованих сховищах велика кількість радіоактивних відходів, які утворились внаслідок аварії на 4-му енергоблоці. Головним джерелом небезпеки залишається об'єкт "Укриття", в якому зосереджені радіоактивні та ядерні матеріали, сумарна активність яких складає 20 млн. кюрі.

Підприємства по видобутку та переробці уранової руди знаходяться у Дніпропетровській, Миколаївській та Кіровоградській областях і належать до виробничого об'єднання "Східний гірничо-збагачувальний комбінат".

Видобування уранової руди в Україні, головним чином, провадиться на трьох виробничих майданчиках: Жовтоводському, Кіровоградському та Смолінському родовищах. У 1996 р. Виробничому об'єднанню "СхідГЗК" передане для промислового використання Новокосянтинівське родовище. Девлатівське та Братське родовища (Дніпропетровська та Миколаївська області) вже кілька років не експлуатуються і там продовжуються рекультивацийні роботи, після закінчення яких, землі будуть передані у господарське використання.

Україна належить до країн з розвиненим використанням ядерних технологій та джерел іонізуючих випромінювань по усіх напрямках господарчої, медичної і наукової діяльності. За неповними даними, в областях України на теперішній час є 2086 потенційних заявників (без медичних установ), що повинні отримати дозвіл на здійснення діяльності з джерелами іонізуючих випромінювань. У зв'язку з економічною кризою деякі підприємства припинили свою діяльність, в т.ч. і з джерелами іонізуючого випромінювання. Це спричинило необхідність нагального вирішення проблем запобігання несанкціонованому обігу джерел іонізуючих випромінювань та їх втратам, що може призвести до опромінення людей і забруднення навколишнього середовища.

## 16.2. Радіоактивні відходи, їх класифікація

Сучасний стан проблеми радіоактивних відходів сягає своїми коренями в минуле. На зорі ядерної ери перед урядами, як ми їх тепер називаємо, “ядерних держав” постало завдання в найкоротший термін, не зважаючи ні на фінансові витрати, ні на витрати “людського матеріалу”, створити атомну зброю.

У технічному плані всі зусилля були спрямовані на одержання цільового продукту – матеріалів, що діляться. Неминуче виникаючи при їхньому виробництві радіоактивні відходи видаляли з технологічного ланцюжка двома способами – або їх розбавляли до “безпечної” концентрації і зливали в ставки, озера і ріки, або складували в спеціально побудованих ємностях, залишаючи рішення питання про те, що з ними робити, на майбутнє.

Гонка ядерних озброєнь загострила проблему радіоактивних відходів. У результаті випробувань ядерної зброї з’явилися значні по площі забруднені штучними радіонуклідами території. Інтенсифікація видобутку урану дала мільйони тонн відвалів, що містять підвищені в порівнянні з природними концентрації природних радіонуклідів і продуктів радіоактивного розпаду урану, торію і радію.

Припинення ядерних випробувань і обмеження ядерних озброєнь привело до того, що науковий і промисловий потенціали, накопичені при розробці і виробництві атомної зброї, були частково перенесені в мирну галузь. Народилася і стала розвиватися нова галузь енергетики – атомна енергетика. І з’явилися нові проблеми. Як забезпечити безпеку експлуатації існуючих АЕС? Що робити з відпрацьованим паливом АЕС – складувати і захоронити, тобто розглядати його як радіоактивні відходи, чи вважати його потенційним джерелом енергії, що підлягає переробці? Що робити з ядерними реакторами АЕС і іншими ядерними установками, що відслужили свій проектний термін?

Брудна спадщина – запаси збройового і реакторного плутонію, заражені радіонуклідами спорудження і території, радіоактивні відходи, що зберігаються на поверхні землі й у приземних спорудах, використані радіонуклідні джерела іонізуючих випромінювань – у даний час настільки велика, що ні розширення, ні скорочення в майбутньому виробництва електроенергії на атомних електростанціях не позначиться помітно на масштабі проблеми радіоактивних відходів. Більше того, навіть закриття атомної енергетики не позбавить людство від необхідності протягом майбутніх сторіч вкладати гроші й інтелектуальні зусилля у вирішення цієї проблеми. Навпаки, як це не парадоксально звучить, розвиток атомної енергетики і пов’язаний з цим прогрес в області технології безпечного поводження з радіоактивними відходами можуть зменшити її гостроту.

Основними виробниками радіоактивних відходів і місцями їх концентрації на сьогодні в Україні є:



- АЕС (відпрацьоване ядерне паливо та експлуатаційні радіоактивні відходи);
- урановидобувна і переробна промисловість (накопичено 65,5 млн.т радіоактивних відходів);
- медичні, наукові, промислові та інші підприємства і організації;
- Українське державне об'єднання "Радон" (накопичено близько 5000 м<sup>3</sup> радіоактивних відходів);
- зона відчуження Чорнобильської АЕС (більш ніж 1,1 млрд. м<sup>3</sup> радіоактивних відходів).

85-90% радіоактивних відходів України є низько- і середньоактивними. Головними осередками накопичення найбільшої кількості високорадіоактивних відходів в Україні є атомні станції, на яких здійснюється їх часткова первинна переробка та тимчасове зберігання.

Розумний підхід до вирішення проблеми радіоактивних відходів, в першу чергу, полягає у об'єктивній інформованості суспільства про її існування. Розвиток атомної промисловості за зрозуміли причин відбувався у режимі повної секретності. Тільки у останні роки уряди ядерних країн стали "відкривати" відповідні документи. Оскільки відкриття цих документів відбувається не в повному об'ємі, приймаючи до уваги економічні аспекти атомної промисловості та її значення для національної безпеки країни, недолік інформації породжував і породжує різні здогадки і надає широку можливість для різних спекуляцій, насамперед, екологічних.

**Радіоактивні відходи (РАВ)** – матеріальні об'єкти і субстанції, активність радіонуклідів або радіоактивне забруднення яких перевищує рівні, встановлені діючими нормативами, за умови, що використання цих об'єктів і субстанцій не передбачається.

Відповідно до цього загального визначення РАВ розглядаються як особливий вид радіоактивних матеріалів (у будь-якому агрегатному стані), відносно яких:

- встановлено, що ні зараз, і ніколи в майбутньому вони не можуть бути використані, або
- ще немає остаточного рішення відносно того, яким чином ці матеріали можуть бути використані в рамках сучасних або створених у майбутньому технологічних процесів, а також
- вміст радіонуклідів у цих відходах перевищує встановлені "Основними Санітарними правилами забезпечення протирадіаційного захисту України" (ОСПУ) рівні видалення цих радіонуклідів із сфери санітарного нагляду.

За агрегатним станом РАВ поділяються на:

- **рідкі радіоактивні відходи** – технологічні розчини (органічні та неорганічні рідини), пульпи і шлами, що не підлягають подальшому викорис-

танню і у яких питома активність радіонуклідів більше ніж у 10 разів перевищує значення рівнів втручання при надходженні з водою, встановлені діючими “Нормами радіаційної безпеки України, доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97 / Д-2000)”;

- **тверді радіоактивні відходи** – радіонуклідні джерела, що відпрацювали свій ресурс, не призначені для подальшого використання матеріали, вироби, обладнання, біологічні об’єкти, ґрунт; прилади і апарати, матеріали і обладнання, які контактували з радіоактивними розчинами в технологічному процесі, а також затверділі рідкі радіоактивні відходи, у яких питома активність радіонуклідів більша значень, встановлених НРБУ-97 / Д-2000, а при невідомому радіонуклідному складі питома активність більше:
  - 100 кБк/кг – для джерел бета-випромінювання;
  - 10 кБк/кг – для джерел альфа-випромінювання;
  - 1,0 кБк/кг – для трансуранових радіонуклідів.
- **газоподібні радіоактивні відходи** – радіоактивні гази та аерозолі, що не підлягають використанню, які утворюються при промислових процесах з об’ємною активністю, яка перевищує допустиму об’ємну активність, встановлену НРБУ-97 / Д-2000.

Радіоактивні відходи відповідно до ОСП-72/87 поділяються за питоною активністю на три категорії – низькоактивні (НАВ), середньоактивні (САВ) та високоактивні (ВАВ) (таблиця 16.2, 16.3, 16.4).

Організації, підприємства й установи, що виконують роботи з поводження з радіоактивними відходами, зобов’язані:

- забезпечувати проектування, розміщення, спорудження, експлуатацію й зняття з експлуатації устаткування, тимчасового зберігання й кондиціонування власних радіоактивних відходів;
- вести власний облік радіоактивних відходів;
- домагатися дотримання діючих стандартів, норм і правил ядерної й радіаційної безпеки;
- забезпечувати радіоекологічний моніторинг і охорону радіоактивних відходів на всіх етапах поводження з ними;
- забезпечувати впровадження сучасних технологій і технічних рішень, на які є позитивний висновок державної екологічної експертизи.

Власник або керівник підприємства, на якому виконуються роботи з поводження з радіоактивними відходами, є відповідальною особою за радіаційну безпеку всього персоналу.

Таблиця 16.2. Класифікація твердих радіоактивних відходів

Категорія відходів	Питома активність, Бк/кг		
	Бета-випромінюючі радіонукліди	Альфа-випромінюючі радіонукліди (за виключенням трансуранових)	Трансуранові радіонукліди
Низькоактивні	$7,2 \cdot 10^4 - 10^6$	$7,2 \cdot 10^3 - 10^5$	$< 10^3$
Середньоактивні	$10^6 - 10^9$	$10^5 - 10^8$	$10^3 - 10^7$
Високоактивні	$> 10^9$	$> 10^8$	$> 10^7$

Таблиця 16.3. Класифікація рідких радіоактивних відходів

Категорія	Питома активність, Бк/л	Практика поводження з відходами
Низькоактивні	$< 3,7 \cdot 10^5$	Підлягають очищенню і скидаються в навколишнє середовище
Середньоактивні	$3,7 \cdot 10^5 - 3,7 \cdot 10^{10}$	Підлягають очищенню і скидаються в навколишнє середовище
Високоактивні	$\geq 3,7 \cdot 10^{10}$	Спрямовуються на збереження, а після переробки – на поховання

Таблиця 16.4. Класифікація пилогазоподібних радіоактивних відходів

Категорія	Питома активність, Бк/м <sup>3</sup>	Практика поводження з відходами
Низькоактивні	$< 3,7$	Підлягають очищенню і скидаються в навколишнє середовище
Середньоактивні	$3,7 - 3,7 \cdot 10^4$	Підлягають очищенню і скидаються в навколишнє середовище
Високоактивні	$> 3,7 \cdot 10^4$	Спрямовуються на збереження, а після переробки – на поховання

Усі радіоактивні відходи повинні передаватися організаціями - виробниками відходів у спеціальній тарі, що відповідає вимогам затверджених норм для відповідних типів відходів. Дрібні відходи підлягають кондиціонуванню до форми, зручної для перевезення, відповідно до норм і положень з транспортування ядерних матеріалів і радіоактивних речовин. Зазначені положення передбачають порядок перевезення РАВ, права й обов'язки відправника, перевізника, одержувача, правила безпеки, вимоги до пакування й транспортних засобів, правила на випадок ДТП при транспортуванні зазначених матеріалів, попередження й ліквідації можливих радіаційних наслідків.

Рішення про створення могильника, поховання або іншого об'єкта, призначеного для зберігання або переробки радіоактивних відходів, ухвалюється Верховною Радою або Кабінетом Міністрів України. Із цього моменту й до початку проектної-дослідницьких робіт Державне об'єднання з поводження з радіоактивними відходами зобов'язано вислати повідомлення відповідному органу виконавчої влади з обґрунтуванням необхідності створення такого об'єкта.

Кожна пропозиція, що стосується вибору майданчика, повинна супроводжуватися екологічною оцінкою з детальним її обґрунтуванням, визначенням можливого збитку внаслідок виконання запланованих робіт, оцінку регіонального й локального впливу від розташування могильника на даному майданчику.

З метою інформування населення даного району проводиться суспільне обговорення проекту будівництва об'єкта, а висловлені побажання й пропозиції враховуються при доробці проекту. Державне об'єднання зобов'язане подати на розгляд й узгодження з населенням вичерпну інформацію щодо обраного майданчика.

Проведення в дію сховища дозволяється лише після остаточного завершення будівництва всього комплексу зовнішніх і підземних споруд, передбачених проектом, що підтверджується актом Державної комісії про прийняття його в експлуатацію. Дозволом на експлуатацію є ліцензія на експлуатацію й санітарний паспорт, видані у встановленому порядку.

Остаточне поховання затверділих відходів може проводитись у стабільних геологічних формаціях (глибоких гранітних або соляних шахтах). При цьому всередині приміщень тривалий час необхідно підтримувати певні кліматичні умови (постійність температури, тиску і відносної вологості). Але і це не гарантує усунення міграції радіонуклідів через кілька тисяч років, тому що серед похованих відходів є довгоживучі радіонукліди з періодами піврозпаду в мільйон і більше років. На такий тривалий період не можна забезпечити їх надійну ізоляцію.

Етап переробки радіоактивних відходів на радіохімічному заводі є найбільш радіаційно небезпечним у ядерному паливному циклі. Велика частина радіонуклідів, що надходить в атмосферу, розсіюється на незначних відстанях від заводу. У результаті вже у 20 км від радіохімічного підприємства доза зменшується в 10 разів. Однак деякі довгоживучі нукліди, у першу чергу  $^{14}\text{C}$ ,  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{129}\text{I}$ , спричиняють глобальне забруднення біосфери. Це зумовлено їх досить високим ступенем міграції, яка призводить до розсіювання цих радіонуклідів на величезних відстанях за відносно короткий час.

Для розпаду продуктів поділу у відходах до прийнятого рівня порівняно з радіаційними характеристиками уранової руди необхідно до 600 років. Найбільшу небезпеку серед продуктів поділу при витримуванні відходів

упродовж 10–600 років являють собою  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , а за умови тривалого терміну (1000 і більше років) – технецій-99, йод-129, цирконій-93. Однак, починаючи з 300–400 років, головну небезпеку становлять уже не продукти поділу, а актиноїди, що містяться у відходах: америцій-241 та 243, протактиній-231, плутоній-239. Через наявність трансуранових елементів необхідна надійна ізоляція відходів високої питомої активності на тривалий час.

На цей час у глобальному масштабі рівень іонізуючого випромінювання від відходів атомної промисловості невисокий. Однак надалі із збільшенням кількості відпрацьованого палива можуть виникнути серйозні проблеми із забезпеченням повної локалізації та ізоляції радіоактивних відходів і охороною навколишнього середовища, тобто із знаходженням оптимальних варіантів поховання відходів.

### 16.3. Поводження з радіоактивними відходами та їх утилізація

**Накопичення РАВ.** Нині в Україні накопичено 65,5 млн т радіоактивних відходів в урановидобувній і переробній промисловості; 70 тис. м<sup>3</sup> залишків ядерного палива на сховищах атомних електростанцій; 1,1 млрд м<sup>3</sup> радіоактивно забруднених відходів (залишків реактора і техніки, знятий шар ґрунту тощо) у зоні відчуження Чорнобильської АЕС. Великі обсяги радіоактивних відходів (понад 5 тис. м<sup>3</sup>) зберігаються також у сховищах Української державної асоціації „Радон”. Близько 85-90% усіх накопичених радіоактивних відходів є низько- та середньоактивними.

Головними місцями накопичення радіоактивних відходів є атомні станції, на яких здійснюються їх первинна переробка та тимчасове зберігання. На АЕС не існує повного циклу первинної переробки відходів відповідно до вимог норм, правил та стандартів з ядерної та радіаційної безпеки, що призводить до нераціонального використання сховищ та збільшує ризик радіаційних аварій. У 30-кілометровій зоні Чорнобильської АЕС зберігається в тимчасових, не пристосованих для зберігання сховищах велика кількість радіоактивних відходів, серед яких є відходи ядерної енергетики.

Головним джерелом небезпеки у 30-кілометровій зоні Чорнобильської АЕС залишається об'єкт "Укриття", в якому зосереджені небезпечні радіоактивні речовини та ядерні матеріали, радіоактивність яких близько 20 млн Кі.

У шести областях України розташовані регіональні підприємства УкрДО "Радон" з переробки та зберігання радіоактивних відходів, які приймають на зберігання радіоактивні відходи від усіх галузей народного господарства. Ці підприємства також не мають установок для первинної переробки відходів.

В Україні розвинута урановидобувна галузь з такими головними урановими родовищами: Вагутинським, Мічурінським, Жовторіченським, Красно-

оскільським і Сурським. Уранові руди з цих рудників збагачуються та переробляються на Східному гірничозбагачувальному комбінаті у Жовтих Водах, а також на Дніпропетровському і Дніпродзержинському переробних заводах.

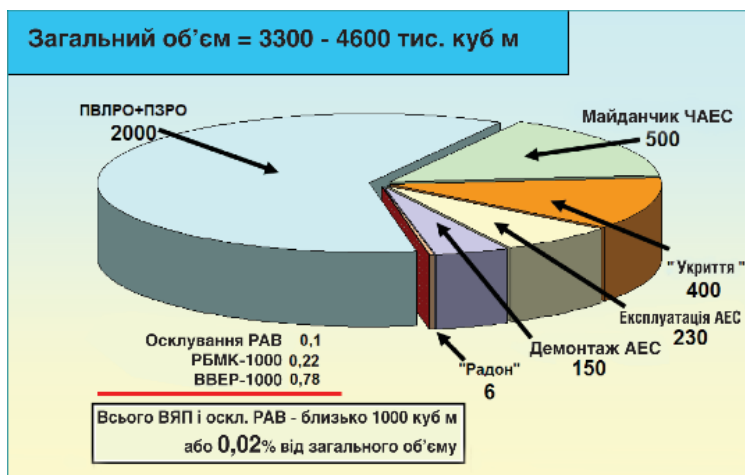


Рис. 16.9. Оціночні дані щодо накопичених обсягів РАВ в Україні з урахуванням джерел їх утворення

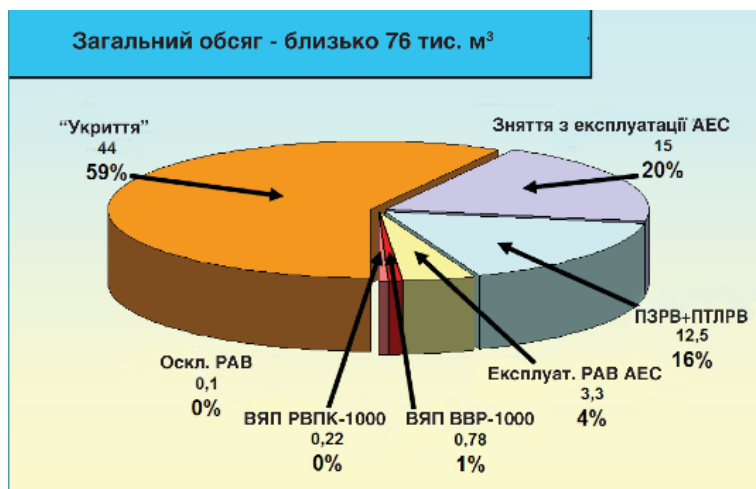


Рис. 16.10 Дані про оцінку обсягів довгоіснуючих РАВ в Україні

Для природного середовища та людей головну небезпеку становлять великі за своїми обсягами хвостосховища та зосереджені в них радіоактивні матеріали.

Україна належить до країн з дуже розвинутим використанням джерел іонізуючого випромінювання (ДІВ) у багатьох сферах господарства і наукової діяльності. На даний час існує близько 8 тисяч підприємств та організацій (тільки по місту Києву їх близько 400), які використовують понад 100 тисяч ДІВ.

В Україні діяльність щодо поводження з РАВ підпадає під дію низки законодавчих актів, а саме законів України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку», «Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання», «Про видобування і переробку уранових руд», «Про поводження з радіоактивними відходами», «Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами».

У процесі виробничої діяльності ЯПЦ України утворюються різні види РАВ (рис. 16.9, 16.10), їх номенклатура розміщена в табл. 16.4.

Таблиця 16.4 Номенклатура РАВ України за видами технологій атомної енергетики і позатехнологічних джерел

Виробництво і процеси	Види радіоактивних відходів	
	Рідкі РАВ	Тверді РАВ
1. Підприємства ЯПЦ:		
1.1. Видобуток і збагачення уранової руди	Шахтні води, маточні розчини	Відходи споживання, хвости після вилуговання
1.2. Збагачення урану і виготовлення тепловиділяючих елементів і зборок	Маточні розчини та промислові води	Відходи споживання, залишки від переробки
1.3. Виробництво електричної і теплової енергії на атомних станціях	Промислові води, контурні води, розчини дезактивації, регенератори, пульпа	Фільтри, обладнання, одяг, ізоляційні матеріали, обладнання першого контуру
1.4. Радіохімічні технології на перероблюючих підприємствах ЯПЦ	Промислові води, води санпропускників і спецралень, розчини дезактивації, регенератори, однохвостовий розчин, пульпа	Фільтри, обладнання, одяг, оболонки твелів

1.5. Вивід об'єктів атомної промисловості з експлуатації, утилізація блоків і конструкцій	Води санпропускників і спецралень, промислові води, контурні води, розчини дезактивації, регенератори, пульпа	Одяг, засоби індивідуального захисту, обладнання, ізоляція, кабельна продукція, будівельне сміття, облицювання, обладнання першого контуру, деталі реактора
2. Реабілітація територій, забруднених в результаті експлуатації об'єктів і аварійних ситуацій		
2.1. Території, які радіоактивно забруднені в результаті аварій (США – зона біля АЕС «ТриМайл-Айленд», Україна – зона відчуження ЧАЕС тощо)	Вода і мулові відкладення водойм-охолоджувачів і накопичувачів; забруднені ґрунти і підземні води, води басейнів витримки, гідроокиснювальні пульпи басейнів-сховищ	Радіоактивно забруднений ґрунт, тверді РАВ, відходи дезактивації сховищ

Підводячи підсумок, необхідно підкреслити, що актуальність проблеми РАВ з кожним роком буде наростати. Обґрунтовується це прогнозними оцінками МАГАТЕ, згідно з якими в найближчі роки потрібно буде знімати з експлуатації більше 65 ядерних реакторів АЕС і 260 ядерних пристроїв, що використовуються в наукових сферах, термін експлуатації яких (30 років) прямує до завершення.

#### **Державне об'єднання з поводження з радіоактивними відходами**

Українське державне об'єднання з поводження з радіоактивними відходами «Радон» утворено Постановою Ради Міністрів УРСР від 21 грудня 1990 року і знаходиться в сфері управління Міністерства з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. З 2006 року організаційно-правовою формою Об'єднання є корпорація. Метою діяльності Об'єднання є забезпечення реалізації інтересів держави, пов'язаних із поводженням з радіоактивними та іншими техногенними відходами, а також задоволення потреб населення, установ та підприємств будь-якої форми власності в послугах у галузі поводження з радіоактивними та іншими техногенними відходами.

Основним напрямом діяльності центральної служби радіаційної безпеки (ЦСРБ) УкрДО "Радон" є контроль за здійсненням заходів, що забезпечують безпеку умови праці та охорону навколишнього природного середовища при поводженні з РАВ на спецпідприємствах об'єднання.



ЦСРБ укомплектовано досвідченими спеціалістами в галузі радіаційної безпеки, сучасними приладами радіаційного контролю. Лабораторія Центральної служби акредитована в системі УкрСЕПРО.

Для вирішення цих проблем УкрДО "Радон" об'єднало в своєму складі вісім спеціалізованих підприємств.

1. Державне спеціалізоване підприємство Центр переробки та захоронення техногенних відходів "Техноцентр" (м. Чорнобиль) здійснює науково-дослідницьку, проектну, технологічну, експериментальну і виробничу діяльність, спрямовану на переробку, зберігання та захоронення РАВ, є замовником будівництва єдиного центру щодо захоронення радіоактивних відходів (комплекс виробництв „Вектор”), крім того, є головним підприємством Об'єднання, яке здійснює управління його поточною діяльністю.

2. П'ять державних міжобласних спеціалізованих комбінатів (ДМСК). Спеціалізовані комбінати розташовані в різних містах України і працюють за регіональним принципом:

Київський ДМСК - Хмельницька, Вінницька, Житомирська, Київська, Чернігівська області;

Дніпропетровський ДМСК – Кіровоградська, Дніпропетровська, Запорізька, Донецька, Луганська області;

Львівський ДМСК – Львівська, Закарпатська, Волинська, Рівненська, Тернопільська, Івано-Франківська області;

Одеський ДМСК – Республіка Крим, Одеська, Миколаївська, Херсонська області;

Харківський ДМСК – Харківська, Сумська, Полтавська області;  
Донецький ДСК.

3. Один державний спеціалізований комбінат (ДСК).

4. Науково-технічний центр із дезактивації та комплексного поводження з радіоактивними відходами, речовинами та джерелами іонізуючого випромінювання (НТЦ КПРВ) (м.Жовті Води). Окрім того, НТЦ забезпечує проведення комплексних досліджень фізико-механічних, хімічних та радіаційно-захисних властивостей нових композиційних матеріалів.

Станом на грудень 2007 року спецкомбінатами прийняте на збереження в цілому 171 тис. кг низько- і середньоактивних радіаційних відходів.

Головними завданнями спеціалізованих комбінатів є поводження з радіоактивними відходами різних видів, які утворилися в результаті діяльності людини у промисловості, науці, медицині шляхом їх збирання, транспортування, переробки, локалізації і дезактивації спеціального і цивільного одягу, забрудненого радіонуклідами, і в разі потреби ліквідації радіаційних аварій на території України. Окрім того, спеціалізовані комбінати проводять радіаційну розвідку та забезпечення системи радіологічного моніторингу навколишнього природного середовища у своїх регіонах.

Спеціалісти ЦСРБ постійно проводять індивідуальний дозиметричний контроль зовнішнього та внутрішнього опромінення персоналу на спецпідприємствах об'єднання, надають організаційно-методичну та технічну допомогу службам радіаційної безпеки і спецпідприємств, беруть участь у ліквідації радіаційних аварій.

Фахівці УкрДО "Радон" брали безпосередню участь у ліквідації понад 165 радіаційних аварій та аварійних ситуацій.

На сьогодні об'єднання виконує такі роботи:

- ліквідацію радіаційних аварій на території України;
- моніторинг навколишнього природного середовища;
- попереднє сортування відходів та підготовку їх до транспортування спеціальними видами транспорту;
- транспортування радіоактивних відходів;
- повний цикл робіт із перезахоронення РАВ з аварійних об'єктів України;
- проектування стаціонарних та пересувних установок для цементування широкого класу радіоактивних відходів;
- вибір ефективних матричних матеріалів для іммобілізації радіоактивних відходів;
- розроблення технологічних процесів та виконання робіт із кондиціонування джерел з використанням металевих і полімербетонних матеріалів;
- переатестацію закритих радіонуклідних ДІВ, які вичерпали призначений термін служби;
- розроблення системи контролю за зберіганням та переміщенням РАВ і ДІВ у межах сховища РАВ;
- розроблення нетрадиційних способів захоронення РАВ у геологічних формаціях
- створення та експлуатація об'єктів і споруд для переробки, тимчасового зберігання, захоронення РАВ та інших техногенних відходів (ТВ);
- проектування та виготовлення обладнання і транспортних засобів, призначених для поводження з РАВ та іншими ТВ;
- розроблення засобів контролю, діагностики та захисту в сфері поводження з РАВ та іншими ТВ;
- проведення випробувань в умовах дослідно-промислового виробництва нового обладнання і технологій поводження з РАВ та іншими ТВ.

На даному етапі на спецпідприємствах вводиться в дію комплект типової технологічної документації з тимчасового зберігання РАВ для подальшого захоронення в центральному сховищі України. Для цього розпочато будівництво підприємства з переробки і захоронення радіоактивних відходів низької і середньої активності в зоні Чорнобильської АЕС — комплексу "Вектор".

Усі низько- та середньоактивні відходи, що містять короткоіснуючі радіонукліди, заплановано захоронювати у сховищах комплексу виробництв «Вектор», перша черга якого введена в експлуатацію в 2009 році. При цьому буде здійснюватися вивезення накопичених відходів з атомних електростанцій, сховищ спецкомбінатів ДК «УкрДО «Радон», зони відчуження Чорнобильської АЕС та інших об'єктів з метою мінімізації місць зберігання або захоронення радіоактивних відходів.

Міжобласні спецкомбінати об'єднання змінили технологію поводження з відходами - які тепер не захоронюються, а лише тимчасово зберігаються з подальшим вивезенням їх до сховищ комплексу виробництв «Вектор». Тривале зберігання високоактивних та довгоіснуючих відходів передбачено здійснювати у сховища другої черги комплексу виробництв «Вектор», де вони будуть зберігатися впродовж 50-100 років з подальшим вивезенням їх до геологічного сховища.

Згідно із Законом України «Про поводження з радіоактивними відходами» низько- і середньорадіоактивні відходи АЕС повинні захоронюватися в приповерхневих сховищах. В чорнобильській зоні завершене будівництво першого такого сховища «Вектор». Ще більш складна ситуація зі зберіганням високоактивних відходів, які згідно із Законом повинні захоронюватися у сховищах, які споруджуються в глибоких геологічних формаціях. В Україні таких поки що немає і в недалекому майбутньому не передбачається.

Державною програмою поводження з радіоактивними відходами, яка кожні три роки, починаючи з 1996 року, переглядалася та затверджувалися Кабінетом Міністрів України (Постанови КМУ №480 від 26.04.96, №542 від 05.04.99 та №2015 від 25.12.2002), було задекларовано почати роботи зі створення геологічного сховища РАВ. У вересні 2008 р. прийнято Закон України «Про загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з РАВ», яким також передбачено створення геологічного сховища. Проте до цього часу не зроблено жодної конкретної дії. Роботи з вибору майданчика для розміщення сховища РАВ геологічного типу, обґрунтування безпеки, проектування, будівництва, ліцензування і т. ін., як свідчить міжнародний досвід, є складним і тривалим. Для створення такого об'єкта необхідні скоординовані зусилля багатьох різнопрофільних установ та організацій. Першим кроком на шляху створення геологічного сховища має бути створення або призначення юридичної особи, на яку покладаються функції замовника на створення геологічного сховища.

Досвід та практика свідчать, що нині в світі при спорудженні геологічного сховища головною перешкодою стають не інженерні або наукові проблеми і навіть не економічні чинники, а отримання згоди населення на створення і розміщення такого сховища.

### **Утилізація РАВ**

У світі накопичено більш 200 тис. тонн відпрацьованого ядерного палива. Щорічно до них додається ще 10–12 тис. тонн – від АЕС, медичних закладів, пром підприємств, дослідних центрів та ін. установ, пов'язаних із застосуванням радіоактивних матеріалів.

На території України накопичене більше 5 млрд т токсичних відходів, які покривають площу у 164 тис.га. Зберігається порядку 32 тис. куб. м низькоактивних, 1,7 тис. куб. м середньоактивних і 166 куб. м високоактивних твердих радіаційних відходів, а також понад 19 тис. куб. м рідкого відпрацьованого радіоактивного матеріалу. Згідно зі статтею 53 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» перевезення на територію України радіоактивних відходів з територій інших держав забороняється, крім тих, що утворилися внаслідок послуг, які було надано Україні іншою державою і на які поширюється дія контрактної угоди між ними щодо повернення таких відходів в Україну.

Згідно з експертними оцінками на сьогоднішній день поховання одного кубометра низькоактивних відходів становить \$2-6 тис., середньоактивних – \$10–70 тис., високоактивних – \$0,4–1,4 млн. Україна посідає четверте місце в Європі щодо обсягів таких відходів. Як здійснювати їх утилізацію - головна проблема, що постала на сьогоднішній день.

Технічною метою будь-якої програми по утилізації радіоактивних відходів є найбільш повна їх ізоляція від середовища існування людини на той час, протягом якого вони, як вважається, будуть залишатися небезпечними. У залежності від обраних критеріїв, відповідні періоди для високоактивних відходів ймовірно розтягнуться на сотні тисяч чи навіть мільйони років.

Одна з розповсюджених точок зору полягає в тому, що задачі з охорони здоров'я людини і навколишнього середовища протягом тривалого часу повинні вирішуватись у рамках певних обмежень, що накладаються вимогами по нерозповсюдженню ядерної зброї. Технології, що призводять (чи можуть бути легко змінені, після чого стануть призводити) до виділення матеріалів, придатних для виробництва зброї, такі як трансмутація відходів у прискорювачі, повинні бути відкинута. Навіть якщо ці технології мають на меті справитися з ядерними відходами, оскільки з їх розробками пов'язана загроза поширення небезпеки.

Країни з розвинутою ядерною енергетикою дотримуються різних концепцій поводження з відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП) та РАВ:

- **Стабілізація** – спеціальна переробка ВЯП з подальшою фіксацією радіонуклідів у нерозчинних матрицях, пристосованих для тривалого зберігання. Такі принципи поводження з РАВ прийняті у Великобританії, Франції та Японії.

- **Захоронення** – якщо ВЯП не піддається обробці й відповідно всі високорадіоактивні ізотопи залишаються в ньому. У цьому випадку поводження з ВЯП аналогічне технології поводження з високоактивними відходами (щодо ВЯП таке остаточне видалення називається «прямим» остаточним захороненням). При цьому передбачена певна витримка ВЯП і його подальше поховання в глибоких геологічних формаціях. Такий шлях розглядають США, Фінляндія, Швеція.

- **Відкладене рішення** – довгострокове зберігання ВЯП, що дозволяє прийняти рішення про їх подальше використання через певний час у разі позитивних передумов (наявність ефективних технологій, економічні фактори). Такий шлях обрали Аргентина, Данія, Іспанія, Канада, Литва, Німеччина, Норвегія, Південна Корея, Польща, Словаччина, Угорщина, Чехія, Хорватія. Україна також прийняла рішення про такий шлях поводження з ВЯП.

- **Переробка ОВЯП для видобутку з нього компонентів і речовин**, використання яких економічно доцільне. Однак для цього необхідна відповідна інфраструктура виробничих потужностей і відповідні кошти. Цей шлях реалізується в Росії. Виходячи з викладеного, видно, що проблема стратегії поводження з відпрацьованим ядерним паливом АЕС і високоактивними відходами залишається дискусійною. Багато фахівців вважають, що ВЯП не можна розглядати в якості радіоактивних відходів, а слід використовувати в майбутньому як енергетичну сировину для реакторів інших типів, які поки не знаходять комерційного застосування.

У даний час досить гостро стоїть проблема вибору місць поховання РАВ. Всесвітня організація з питань ядерної енергії (Global Nuclear Energy Partnership) проаналізувала ряд можливостей: захоронення РАВ на дні океану; їх переміщення в космос; вивіз РАВ на віддалені безлюдні острови; будівництво могильників у крижаних товщах Антарктиди або Гренландії; будівництво підземних сховищ в стабільних геологічних формаціях. Останньому варіанту в даний час віддається найбільша перевага. Пропонуються альтернативні підходи, в яких відходи АЕС захоронюються в уранових шахтах, тобто повертаються туди, звідки раніше видобували уран. Досвід Норвегії та Швеції вказує на доцільність захоронення РАВ в могильниках геологічного типу (в корінних скельних породах або «стабільних геологічних формаціях»).

Розрізняють також:

- **Збереження радіоактивних відходів** – частина технологічного процесу поводження з РАВ, яка передбачає розміщення РАВ у межах інженерної споруди, що відвертає проникнення радіоактивних речовин у довкілля в кількостях, що перевищують встановлені для даного об'єкту значення допустимих газо-аерозольних викидів і водних скидів. Збереження РАВ поділяється на їх зберігання та захоронення.

**Зберігання** – вид тимчасового збереження РАВ. При цьому тимчасовий характер зумовлено тим, що або проектною технологією передбачене зберігання РАВ протягом певного терміну, або необхідність тимчасового збереження РАВ виникла при ліквідації (мінімізації) наслідків аварії.

**Захоронення радіоактивних відходів** – розміщення РАВ у об'єкті, призначеному для поводження з радіоактивними відходами без намірів їх використання.

**Захоронення глибинне** (у стабільних геологічних формаціях) – вид захоронення РАВ, що використовує систему інженерних і природних бар'єрів, що розміщується на глибині сотень метрів від поверхні землі, з метою тривалої ізоляції РАВ від потраплянь їх у біосферу.

**Захоронення поверхнєве (приповерхнєве)** – вид захоронення РАВ у спорудах, які розташовані на поверхні або у поверхневих шарах землі, коли товща захисного покриття становить декілька метрів, або захоронення у печерах на глибині декількох десятків метрів від поверхні.

### **Утилізація газоподібних радіоактивних відходів**

Пилогазоподібні викиди, що відносяться до низькоактивних радіоактивних відходів (переважно вентиляційні викиди), викидаються у навколишнє середовище через труби і розсіюються. При цьому висота труби й умови викидання повинні гарантувати дотримання допустимих об'ємних концентрацій ( $ДК_6$ ) на місцевості в зоні спостереження і поза нею.

$ДК_6$  розраховують як відношення МРН радіоактивної речовини до об'єму води або повітря, із яких воно надходить до організму людини протягом року. Для категорії Б об'єм повітря –  $7,3 \cdot 10^6$  л/рік, води – 800 л/рік. Значення МНР і  $ДК_6$  деяких радіоактивних речовин наведено в таблиці 16.5.

Дозволяється видаляти вентиляційне повітря без очищення, якщо його об'ємна активність на виході не перевищує допустимої величини для повітря робочих приміщень, а сумарний викид за рік не створює умов для перевищення межі дози, встановленої НРБУ-97.

Для очищення пилогазових викидів від радіоактивних аерозолів застосовують пиловловники. Для уловлювання високодисперсних часток широко застосовуються фільтри.

При обробці високоактивних пилогазових відходів необхідно підвищувати концентрацію в них радіонуклідів і відправляти на збереження та поховання. Цей спосіб обробки придатний і для радіонуклідів, що мають великі періоди напіврозпаду. Для звільнення вентиляційних викидів від радіоактивних інертних (ізотопи криптону, ксенону, а також аргон-41) газів застосовують адсорбційні колони або газгольдери. Якщо необхідне обмежене (ефективність 0,8–0,9) очищення викидів від радіоактивних інертних газів, то використовують газгольдери.

Таблиця 16.5. Значення МНР і ДК<sub>6</sub> деяких радіоактивних речовин

Радіонуклід, період напів- розпаду	МНР в організм, Бк/рік		ДК <sub>6</sub> радіонукліду, Бк/л	
	через органи дихання	через органи травлення	в атмосфері	у воді
Тритій <sup>3</sup> T 12,35 років	$7,4 \cdot 10^7$	$1,1 \cdot 10^8$	11,1	$1,48 \cdot 10^5$
Вуглець <sup>14</sup> C 5730 років	$3,22 \cdot 10^7$	$2,4 \cdot 10^7$	4,44	$3,03 \cdot 10^3$
Кобальт <sup>60</sup> Co 5,271 років	$8,14 \cdot 10^4$	–	$1,11 \cdot 10^{-2}$	–
Стронцій <sup>89</sup> Sr 50,5 діб	$2,55 \cdot 10^5$	$3,55 \cdot 10^5$	$3,48 \cdot 10^{-2}$	$4,44 \cdot 10^2$
Стронцій <sup>90</sup> Sr 28,6 років	$1,07 \cdot 10^4$	$1,18 \cdot 10^4$	$1,48 \cdot 10^{-3}$	1,48
Цирконій <sup>95</sup> Zr 63,98 діб	$2,96 \cdot 10^5$	–	$4,07 \cdot 10^{-2}$	–
Ніобій <sup>95</sup> Nb 35,15 діб	$9,25 \cdot 10^5$	–	$1,26 \cdot 10^{-1}$	–
Йод <sup>131</sup> I 8,04 діб	$3,7 \cdot 10^4$	$2,96 \cdot 10^4$	$5,55 \cdot 10^{-3}$	37
Цезій <sup>134</sup> Cs 2,07 роки	$1,18 \cdot 10^5$	–	$1,63 \cdot 10^{-2}$	–
Радій <sup>226</sup> Ra 1600 років	$2,29 \cdot 10^2$	–	$3,15 \cdot 10^{-5}$	–
Уран <sup>238</sup> U $4,468 \cdot 10^9$ років	$0,67 \cdot 10^2$	$1,74 \cdot 10^4$	$8,14 \cdot 10^{-5}$	

Принцип роботи газгольдера базується на тому, що короткоживучі радіонукліди (період напіврозпаду  $T_{1/2}$  <sup>41</sup>Ag – 1,82 год., <sup>77</sup>Kr – 1,14 год., <sup>88</sup>Kr – 2,77 год.) за час перебування в ньому знижують свою активність за рахунок радіоактивного розпаду. Розрахунок газгольдера починають із визначення часу перебування газу в газгольдері, тобто часу витримки за формулою

$$A_k = A_n \exp(-0,693\tau / T_{1/2}),$$

де  $A_k$  і  $A_n$  – кінцева і початкова активності речовин.

У розрахунках задається відношення  $A_n / A_k$ , а час витримки знаходять за формулою

$$\tau = 2,3 \frac{A_n}{A_k} \frac{T_{1/2}}{0,693}$$

За об'ємною витратою  $Q$  радіоактивних інертних газів, що надходять у газгольдер, визначають: об'єм газгольдера  $V_T = Q \cdot \tau$ , довжину і площу поперечного перетину визначають з конструктивних міркувань. Адсорбційні колони застосовують для високоефективного (понад 0,99) очищення викидів радіоактивних інертних газів.

Газ, який очищається, подають для охолодження до теплообмінника, а потім до сепаратора вологи і аерозольного фільтра. Після фільтру газ надходить у цеолітові колони для глибокого сушіння до вмісту вологи, що відповідає вмісту насичення водяної пари при температурі адсорбції. Оскільки процес сушіння відбувається з виділення тепла, то після колон газ спочатку подається до теплообмінника, а потім до вугільного адсорбера. Рух газу в установці забезпечує повітрорудка, регулювання витрати в цеолітових колонах досягається вентилями. Осушувальні цеолітові колони працюють періодично: в одній відбувається сушіння газу, в іншій – регенерація гарячим повітрям, що нагрівається в електрокалорифері 6 із перед фільтром.

### ***Утилізація рідких радіоактивних відходів***

Рідкі радіоактивні відходи поділяються за технологічним походженням, по основному виду забруднення – радіоактивності (низько-, середньо- і високоактивні) і за насиченістю солями. Поводження з рідкими відходами має багаторічну історію.

У господарсько-побутову каналізацію допускається скидання радіоактивних стічних вод із концентрацією, що перевищує  $ДК_6$  для води не більше ніж у 10 разів, за умови, що в колекторі даного підприємства забезпечується їх десятикратне розведення нерадіоактивними стічними водами, а сумарне скидання радіоактивних речовин у водойму не перевищуватиме встановленого  $ДК_6$ . Допустимі скиди рідких радіоактивних відходів у поверхневі водойми встановлюються за погодженням з органами Мінекобезпеки.

Забороняється скидання рідких радіоактивних відходів усіх категорій у криниці, свердловини, поглинальні ями, поля зрошення і фільтрації, системи підземного зрошення, а також у ставки, озера і водоймища, призначені для розведення риби і водоплавної птиці.

При неможливості розведення, а також при малих кількостях (менше 200 л/добу) рідкі РАВ повинні збиратися в спеціальні ємності і скеровуватись на пункт поховання радіоактивних відходів. В закладах і на підприємствах. Де щодоби утворюється більше 200 л РАВ із концентрацією, що перевищує  $10 ДК_6$  для води, необхідно влаштовувати спеціальну каналізацію з очисними спорудами. Система спеціальної каналізації повинна передбачати дезактивацію стічних вод і при можливості їх повторне використання в технологічних цілях.



Для очищення низькоактивних і середньоактивних скидних вод від радіонуклідів застосовують різноманітні методи (упарювання, іонний обмін, хімічні методи). Відпрацьовані методики очистки і концентрування з подальшим затвердінням і тоді бітумуванням чи цементуванням. Для середньоактивних (з трансурановими елементами) і високоактивних відходів застосовується технологія включення радіонуклідів у скло – і мінералоподібні матриці, з використанням плазмохімічної переробки.

Деякі з рідких РАВ зберігаються в металевих і бетонних ємностях, деякі – у поверхневих басейнах і водоймах, і значний об'єм знаходиться у підземних пластових колекторах. Існує навіть така форма зберігання рідких РАВ, як судна і плаваючі ємності, які буксують. Очищення радіоактивних вод від радіонуклідів у багатьох випадках є самостійною задачею і потребує вирішення.

Спрощені системи очищення скидних вод застосовують на установках для опромінення гуми, нафтопродуктів, фторопластів, деревини тощо, де в якості опромінювача застосовують  $^{60}\text{Co}$ , який зберігають у воді. Освітлення води від мікродисперсної суспензії проводять на механічних фільтрах, що мають целюлозно-тканинну насадку, а дезактивація вод досягається іонообмінними фільтрами із синтетичних смол.

Очищення води у системах охолодження прискорювачів плазмових і магнітних установок полягає у її дезактивації та відділенні від продуктів корозії. Ця задача вирішується включенням у схему установки доочищувача, що складається з механічних фільтрів (тришарова тканина, що фільтрує, сульфитна целюлоза, активоване вугілля) і фільтрів фінішного очищення. Фільтроцикл цієї установки триває звичайно 1,5–2 роки.

Проблема поводження з рідкими радіоактивними відходами постійно актуальна для АЕС. Об'єм відпрацьованих відходів залежить від типу реактору: РБМК – 100 тис. м<sup>3</sup> рідких відходів на рік, ВВЕР – 40–135 тис. м<sup>3</sup>. Всього в рік на АЕС утворюється близько 1,7 млн. м<sup>3</sup> рідких відходів. Середньо- та високоактивних рідкі РАВ на АЕС концентруються методом упарювання і зберігаються у вигляді концентратів, пульпи, іонообмінних смол і фільтроматеріалів у ємностях із неіржавіючої сталі і залізобетону. Частина пульпи середнього рівня активності цементується і бітумується. Об'єми низькоактивних рідких РАВ настільки великі, що здійснювати будь-яку обробку чи очистку просто неможливо. Практикується консервація і ліквідація радіоактивних басейнів і водойм шляхом заповнення бетонними блоками, засипки скельним ґрунтом, щебенем чи глиною.

Для прикладу розглянемо технологію поводження з рідкими РАВ на Нововоронежській АЕС. Всі рідкі радіоактивні відходи, що утворюються на енергоблоках, зберігаються в ємностях з неіржавіючої сталі. За допомогою установок глибокого упарювання УГУ-500 проводиться переробка кубового залишку до сольового концентрату, який в гарячому розплавленому стані

заливається в металеві бочки, перетворюючись після охолодження в моноліт. Бочки зберігають у сховищі твердих відходів чи у поверхневих шарах землі, вище рівня ґрунтових вод. Це дозволяє зменшувати об'єми рідких радіоактивних відходів і зберігати їх у більш безпечному твердому стані.

Значна кількість рідких відходів також існує у інших областях ядерного використання: атомні підводні човни і підземні ядерні вибухи. Експлуатація і утилізація атомних підводних човнів військового і цивільного атомного флоту в Росії породила багато гострих проблем на Півночі і Далекому Сході, де немає достатніх потужностей для переробки рідких відходів. Після припинення захоронення в морях відбувається їх постійне накопичення. Останній злив рідких РАВ у Японське море ( $400 \text{ м}^3$ , активність  $0,38 \text{ Ки}$ ) був проведений у вересні 1993 р. Гострі проблеми з рідкими відходами флотів вирішуються за допомогою зарубіжних країн, включаючи фінансування їх Фінляндією, Норвегією і Японією.

Практично без уваги залишається питання з рідкими РАВ, що утворилися у порожнинах підземних ядерних вибухів. Вивчення їх дало можливість зробити висновок, що значні об'єми забруднених мас, сконцентрованих у порожнинах і поблизу, дозволяють класифікувати їх як могильники РАВ тривалого функціонування. Від їх розповзання у Росії постраждали Саха (Якутія), Астраханська та Тюменська області.

### ***Утилізація твердих радіоактивних відходів***

Основну частку загального об'єму твердих радіоактивних відходів – біля 98%, що утворюються у процесі експлуатації АЕС, складають низько- і середньоактивні відходи. На багатьох АЕС розроблена і діє технологічна схема поводження з твердими радіоактивними відходами, що передбачає:

- збір безпосередньо на місцях утворення окремо від звичайного сміття;
- сортування з урахуванням їх природи (неорганічні, органічні, біологічні), періоду напіврозпаду радіонуклідів, що знаходяться у відходах (до 15 діб і більше 15 діб) та вибухопожежобезпеки;
- переробку (пресування);
- транспортування до місць поховання здійснюють на спеціально обладнаних автомашинах із критим кузовом або цистерною (для рідких відходів). Автомашини і змінні збірники після кожного рейсу повинні бути дезактивовані;
- безпечне зберігання.

Тверді відходи відповідно до ОСП–72/87 вважаються радіоактивними, якщо їх питома активність більше:  $7,4 \cdot 10^3 \text{ Бк/кг}$  для джерел  $\alpha$ -випромінювання (для трансуранових елементів  $3,7 \cdot 10^2 \text{ Бк/кг}$ ),  $7,4 \cdot 10^4 \text{ Бк/кг}$  для джерел  $\beta$ - випромінювання,  $1 \cdot 10^7 \text{ г-екв радіо/кг}$  для джерел  $\gamma$ - випромінювання.

Якщо питома активність твердих відходів не перевищує наведених значень, то їх видаляють зі звичайним сміттям на поховання. Якщо тверді радіоактивні відходи мають підвищену питому активність і містять короткоживучі нукліди з періодом напіврозпаду менше 15 діб, то перед похованням їх необхідно витримувати в спеціальних контейнерах до необхідного зниження активності, а потім видаляти зі звичайними відходами.

Тверді радіоактивні відходи цементують, бітумують, оскловують тощо і захороняють у контейнерах із нержавіючої сталі: на десятки років – в траншеях та інших неглибоких інженерних спорудах, на сотні років – у підземних виробках, соляних пластах, на дні океанів. Потужність дози випромінювання на відстані 1 км від збірника з радіоактивними відходами повинна бути не більше 0,1 мЗв/год.

Для поховання низькоактивних відходів можна використовувати сховища у вигляді резервуарів і траншей. Небезпечними є середньо- і високоактивні відходи. Поводження з ними передбачає поховання їх в затверділому стані в підземних сховищах і шахтах на глибині 300-1000 м. Поховання високоактивних відходів у шахтах не завжди можливе, тому що відходи виділяють велику кількість теплоти, що може призвести до вибухів. Менш небезпечним є поховання відходів у морі на великих глибинах в ізольованому вигляді, що потребує попередньої обробки відходів (оскління, бетонування, поміщення у високоміцні контейнери).

Для радіоактивних відходів абсолютно безпечних способів захоронення на сьогоднішній день немає через корозійне порушення контейнерів.

Найбільш радіоактивні відходи – *відпрацьоване ядерне паливо*, що являє собою опромінене ядерне паливо, подальше використання якого в ядерному реакторі не передбачається. Об'єм опроміненого ядерного палива у світі і в Росії досить значний. У світі до 2000 р. накопичено близько 250 тис. т

опроміненого ядерного палива, а в Росії – близько 14 тис. т, а його сумарна радіоактивність – 5 млрд. Кі.

Відпрацьоване ядерне паливо перед переробкою витримують у тимчасових сховищах – басейнах витримки (як правило, з примусовим охолодженням) від кількох діб до десятків років з метою зменшення активності. Порушення режиму зберігання може мати катастрофічні наслідки.



Рисунок 16.9. Контейнери для глибинного захоронення РАВ

### *Новий спосіб захоронення відходів*

Новий спосіб захоронення високотоксичних і радіоактивних відходів запропонований на міжнародному екологічному форумі "Інвестиції в екологію – крок у майбутнє", що проходив у вересні 2001 р. у Москві. Вчені секції "Радіаційно-ядерна безпека" внесли на розгляд проект захоронення радіоактивних відходів у глибинних частинах Світового океану – океанічних жолобах.

Всього у Світовому океані нараховується 10 глибоководних жолобів, глибина яких перевищує 8 км. Сумарна протяжність їх складає 13 тисяч 820 км при ширині 70 км. Для захоронення відходів необхідна площа 39 тис. км<sup>2</sup>, та "корисна ємність", яка знаходиться нижче відмітки глибини в 6 км.

Вчені відмічають, що більша частина глибоководних жолобів просторо-во тяжіє до узбережжя материків, що полегшує задачу транспортування небезпечних вантажів. Крім того, у світі накопичений значний досвід глибоководних досліджень, занурень апаратів і розробки на глибинах, наприклад, марганцевих родовищ, тому технічна сторона проекту не складна. Також спеціалісти відмічають, що за геологічними законами поховані матеріали будуть занурюватися ще глибше, що виключає можливість їх надходження в біосферу.

Однак, вчені вважають, що необхідно ще допрацювати ряд напрямків. Так, слід вивчити умови в жолобах – температуру, тиск, хімічний склад води. Необхідна технологія створення надійних контейнерів для транспортування і занурення токсичних і радіоактивних відходів. Крім того, необхідно побудувати плавучі установки, здатні "прицільно" занурювати контейнери на дно жолобів.

Проблема безпечного видалення і поховання радіоактивних відходів ще не вирішена остаточно і потребує подальшого розвитку.

### **Контрольні запитання**

1. Дайте характеристику закритому та відкритому паливному циклам.
2. Чим відрізняються реактори нового покоління
3. Назвіть об'єкти ядерно-паливного циклу в Україні
4. Що таке радіоактивні відходи? На які види вони поділяються?
5. Де утворюються радіоактивні відходи? Які правила поведінки з ними на підприємствах, де вони утворюються?
6. Як зберігаються та утилізуються радіоактивні відходи?
7. Які функції УкрДО «Радон»?
8. Назвіть основні методи утилізації РАВ?

### Літературні джерела за темою

1. Бадев В.В., Егоров Ю.А., Казаков С.В. Охрана окружающей среды при эксплуатации АЭС. – М.: Энергоатомиздат, 1990.
2. Вероятностный анализ безопасности атомных станций (ВАБ): Учебное пособие В.В. Бегун, О.В. Горбунов, И.Н. Кашенко и др. – К.: НТУУ «КПИ», 2000. – 568 с.
3. Кочкін Б.Т. Вибір геологічних умов для поховання високорадіоактивних відходів // Дис. на соіск. д. г.-м. н. ІГЕМ РАН, М., 2002.
4. Доповідь про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні у 2008 році. – К.: ДКЯР України, 2009.
5. Корчагин П.А., Замостян А.П., Шестопалов В.М. Обращение с радиоактивными отходами /проблемы, опыт, перспективы. – К.: МЧС Украины, 2000. – 178 с.
6. Мартынов Б.В. Обращение с радиоактивными отходами. – К.: Техніка, 1993. – 107 с.
7. Международные основные нормы безопасности для защиты от ионизирующих излучений и безопасного обращения с источниками излучения /Серия по безопасности. – Вена: МАГАТЭ, 1997. – № 115. – 382 с.
8. Поярков В.О., Стрижак В.І., Широков С.В. Ядерна енергетика: за і проти. – К.: «Знання», 1993. – 93 с.
9. Закон України про поводження з радіоактивними відходами від 30.06.1995, № 255/95-ВР
10. Про стратегію розвитку ядерної енергетики в Україні Б.Є. Патон, О.С. Бакай, В.Г. Бар'яхтар, І.М. Неклюдов. – Харків: НТЦ ХФТІ, 2008. – 61 с.
11. Радиоактивные отходы Украины: состояние, проблемы, решения О.К. Авдеев, А.А. Кретинин, А.И. Леденев и др.; Под общей ред. акад. Э.В. Соболевича. – К.: Изд. дом «ДрУк», 2003. – 400 с.
12. Синев Н.М. Экономика ядерной энергетики. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – 480 с.
13. Сучасні тенденції розвитку атомної енергетики Г.В. Лисиченко, Ю.Л. Забулонов, М.М. Дивизинюк, А.В. Сапожнікова /Сб. науч. тр. СНИЯЭиП. – Вып. 11. – Севастополь, 2004. – С. 105–115.
14. Хранилища радиоактивных отходов в Украине: Монография А.А. Кретинин, О.К. Авдеев, Л.И. Бернадина и др.; Под общей ред. А.А. Сельского. – К.: Орест-А, 2008. – 147 с.
15. Ядерная энергетика: обращение с отработанным ядерным топливом и радиоактивными отходами Под ред. акад. НАН Украины И.М. Неклюдова – К.: Наук. думка, 2006. – 253 с.
16. Технологические и организационные аспекты обращения с радиоактивными отходами. МАГАТЭ, Вена, 2005, 230 с

## 17. ПРАВОВЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЯДЕРНОЇ ТА РАДІОЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

---

### 17.1. Загальна характеристика правових засад забезпечення ядерної та радіаційної (радіоекологічної) безпеки: поняття та особливості

Однією з особливостей сучасного розвитку України є отримання електричної енергії за допомогою використання ядерних реакторів. Слід зазначити, що вперше отримання електричної енергії за допомогою використання ядерних реакторів було здійснено в США у 1952 р. [24], з того часу виробництво електроенергії на атомних електростанціях (АЕС) невпинно зростає, хоча після тяжких аварій на АЕС у світі спостерігається досить обережне ставлення до цього варіанта отримання енергії, адже її використання пов'язане зі значним ризиком для життя людей. Не можна не погодитися з Г.І. Балюк, що атомна радіація є винятковим джерелом підвищеної небезпеки, що вимагає відповідної законодавчої регламентації стосовно її виробництва і використання [17].

Правове поле в зазначеній сфері формують насамперед закони України: «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» від 8 лютого 1995 р. [1], «Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання» від 14 січня 1998 р. [2], «Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії» від 11 січня 2000 р. [5], «Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами» від 17 вересня 2008 р. [3], «Про поводження з радіоактивними відходами» від 30 червня 1995 р. [4], «Про фізичний захист ядерних установок, ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел іонізуючого випромінювання» від 19 жовтня 2000 р. [6], «Про впорядкування питань, пов'язаних із забезпеченням ядерної безпеки» від 24 червня 2004 р. [7]; міжнародна конвенція «Про ядерну безпеку» від 17 червня 1994 р. [8], ратифікована Україною 17 грудня 1997 р.; постанови Кабінету Міністрів України: «Про порядок розроблення регіональних програм захисту населення від впливу іонізуючих випромінювань» від 4 червня 1999 р. [9], «Про створення Державного реєстру джерел іонізуючого випромінювання» від 4 серпня 1997 р. [10], «Деякі питання державного регулювання діяльності з використання джерел іонізуючого випромінювання» від 16 листопада 2000 р. [11]; Указ Президента України «Про затвердження Положення про Державну інспекцію ядерного регулювання України» від 6 квітня 2011 р. [12]; накази Міністерства екології та природних ресурсів України: «Про затвердження Правил забезпечення збереження ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел іонізуючого випромінювання» від 14 грудня 2000 р. [13], «Про затвердження Порядку користування Державним реєстром джерел іонізуючого випромінювання» від 18 січня 2000 р. [14].

Відповідно до ст. 1 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» від 8 лютого 1995 р. [1] ядерною безпекою є дотримання норм, правил, стандартів та умов використання ядерних матеріалів, що забезпечують радіаційну безпеку. Слід підтримати науковців, які наголошують на тому, що зазначене визначення за своїм змістом не відповідає умовам сьогодення і вимогам щодо забезпечення належної ядерної безпеки України, а також пропонують вдосконалене визначення цього поняття як такого стану розвитку суспільних відносин у сфері використання ядерної енергії, зокрема в ядерній енергетиці, при якому системою науково-технічних, економічних, організаційних, державно-правових та інших соціальних засобів регулювання забезпечується належний безпечний режим використання ядерних установок (об'єктів), ядерних матеріалів, що спонукає до безумовного дотримання вимог законодавства, норм, правил, стандартів та умов, що діють у сфері використання ядерної енергії [16]. Отже, в основі попередження радіоактивного забруднення довкілля лежить суворе дотримання режиму використання ядерної енергії, адже чітке дотримання відповідних стандартів, умов, норм та правил використання ядерної енергії є основою забезпечення ядерної безпеки, що свідчить про тісний зв'язок ядерної та радіаційної безпеки, оскільки без забезпечення першої не можна говорити про забезпечення другої.

Перш ніж перейти до особливостей правових засад ядерної та радіаційної (радіоекологічної) безпеки, з'ясуємо, що ж являє собою радіаційна безпека. Згідно із ст. 1 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» від 8 лютого 1995 р. радіаційна безпека полягає у дотриманні меж радіаційного впливу на персонал, населення та навколишнє природне середовище, встановлених нормативами, правилами та стандартами з безпеки.

Необхідно зазначити, що існує низка визначень поняття «радіаційна безпека». Так, В. Ф. Козловим радіаційна безпека визначається як комплекс заходів, спрямованих на обмеження опромінення персоналу, окремих осіб з населення і всього населення до найбільш низьких рівнів дози, що досягаються засобами, прийнятними для суспільства; на попередження виникнення ранніх наслідків опромінення і обмеження проявів віддалених наслідків до прийнятного рівня [16]. Існують й інші визначення цього поняття. Так, радіаційна безпека розглядається як система законодавчих засобів (у тому числі норм радіаційної безпеки), спрямована на обмеження можливого опромінення населення і персоналу в результаті використання джерел іонізуючого випромінювання [15]. Найбільш обґрунтованим слід вважати визначення радіаційної безпеки як складової і передумови екологічної безпеки. Так, радіаційна безпека являє собою стан розвитку суспільних відносин, за якого системою правових норм та інших державно-правових засобів забезпечується захист прав людини, зокрема її життя і здоров'я, охорона навколишнього при-

родного середовища, окремих природних об'єктів, екосистем від іонізуючого випромінювання при здійсненні діяльності у сфері використання ядерної енергії, іонізуючого випромінювання природного походження, у тому числі техногенно-підсиленого внаслідок антропогенного впливу [16]. Крім того, радіаційна безпека повинна вирішувати завдання щодо зниження рівня опромінення персоналу і населення до регламентованих меж, охорони довкілля на підставі комплекс-медико-санітарних, гігієнічних та правових заходів; створення ефективної системи радіаційного контролю, яка дасть змогу оператив-но реєструвати зміни різних параметрів радіаційної обстановки, на основі яких можна робити висновок про рівень опромінення персоналу і населення, радіоактивного забруднення об'єктів довкілля і на цій підставі вживати заходів щодо нормалізації радіаційної обстановки у випадку перевищення допустимих рівнів [16]. У цілому можна вести мову про те, що під ядерною і радіаційною безпекою мається на увазі захищеність від радіаційних (ядерних) катастроф і аварій, злочинного застосування ядерної зброї, а також від радіаційного забруднення. Тобто дозволяється лише таке поводження з радіоактивними речовинами і таке їх використання, які б унеможливили настання шкідливих наслідків (катастроф, аварій, радіаційних забруднень, опромінення людей).

Отже, особливостями правових засад ядерної та радіаційної (радіоекологічної) безпеки доцільно вважати такі:

1. Ядерна та радіаційна безпека перебувають у тісному зв'язку, без забезпечення і дотримання вимог ядерної не можна говорити про забезпечення радіаційної безпеки.

2. Радіаційна безпека є складовою і передумовою екологічної безпеки.

3. Норми, правила і стандарти з ядерної та радіаційної безпеки, дотримання яких обов'язкове, є вимогами, умовами і критеріями забезпечення безпеки при використанні ядерної енергії.

4. Забезпечення ядерної та радіаційної безпеки здійснюється і на міжнародному рівні (Міжнародна конвенція «Про ядерну безпеку» від 17 червня 1994 р.).

5. Доцільно підтримати висловлену науковцями позицію щодо факту існування ядерного ризику, який є кількісною мірою ядерної небезпеки з урахуванням її наслідків, які завжди пов'язані із заподіянням ядерної шкоди [16].

Під використанням ядерної енергії у чинному законодавстві розуміється сукупність видів діяльності, пов'язаних із використанням ядерних технологій, ядерних матеріалів, джерел іонізуючого випромінювання в науці, виробництві, медицині та інших галузях, а також з видобуванням уранових руд та поводженням із радіоактивними відходами. Отже, основними об'єктами потенційної ядерної та радіаційної небезпеки є підприємства ядерно-паливного циклу, перш за все АЕС, дослідницькі реактори, підприємства з видобутку та



переробки урану, підприємства, які використовують радіаційно небезпечні речовини і технології, а також радіоактивно забруднені внаслідок Чорнобильської катастрофи території.

Близьким до поняття радіаційної безпеки є поняття «радіаційний захист», який визначається законодавством як сукупність радіаційно-гігієнічних, проектно-конструкторських, технічних та організаційних заходів, спрямованих на забезпечення радіаційної безпеки. Зазначене визначення підкреслює підлеглисть радіаційного захисту радіаційній безпеці.

Основними принципами забезпечення радіаційної безпеки є такі: принцип нормування (обмеження допустимих рівнів індивідуальних доз опромінення громадян від усіх джерел іонізуючих випромінювань); принцип обґрунтування (заборона (обмеження) всіх видів діяльності, пов'язаних з використанням джерел іонізуючих випромінювань, при яких одержана для людини і суспільства користь не перевищує ризику ймовірної шкоди, заподіяної додатковим до природного радіаційного фону опроміненням); принцип оптимізації (підтримка на допустимо низькому й можливому рівні, з урахуванням економічних і соціальних факторів, індивідуальних доз опромінення і кількості опромінених осіб при використанні джерела іонізуючого випромінювання) [16].

## **17.2. Правові заходи забезпечення радіаційної безпеки: поняття та класифікація**

Ядерна та радіоекологічна безпека як складова екологічної безпеки забезпечується шляхом реалізації комплексу організаційних, правових, технічних, політичних, економічних, виховних та інших заходів. Зазначені заходи утворюють певний правовий механізм, який складається із системи правових засобів, спрямованих на підтримання встановлених нормами, правилами та стандартами з безпеки допустимих меж радіаційного впливу на людину та навколишнє природне середовище, забезпечення надійного захисту населення і персоналу, який здійснює обслуговування ядерних (атомних) реакторів.

Залежно від спрямованості заходи щодо забезпечення радіаційної безпеки можна поділити на попереджувальні та ліквідаційно-відновлювальні.

Мета попереджувальних заходів — попередження перевищення допустимих меж радіаційного впливу на населення та довкілля, виникнення радіаційної небезпеки в цілому.

Перш за все слід наголосити, що дотримання норм, правил і стандартів з ядерної та радіаційної безпеки як критеріїв, вимог і умов забезпечення безпеки під час використання ядерної енергії є обов'язковим на всій території України при здійсненні будь-якого виду діяльності у сфері використання ядерної енергії.

Крім того, використання ядерних установок та джерел іонізуючого випромінювання на території України базується на дозвільному принципі.

Дозвіл на кожен окремий вид діяльності надається лише одним уповноваженим на це Президентом України органом державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки.

Забороняється здійснення будь-якої діяльності, пов'язаної з використанням ядерних установок та джерел іонізуючого випромінювання, юридичними чи фізичними особами, які не мають дозволу, виданого у встановленому порядку. Доцільно наголосити, що джерелом іонізуючого випромінювання є фізичний об'єкт, крім ядерних установок, що містить радіоактивну речовину, або технічний пристрій, який створює або за певних умов може створювати іонізуюче випромінювання (ст. 1 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» від 8 лютого 1995 р. [1]). Ядерна установка і джерело іонізуючого випромінювання можуть використовуватися лише з такою метою і таким чином, як це передбачено умовами виданого дозволу. Визначені ж у дозволі умови та межі безпечного використання ядерної установки, джерела іонізуючого випромінювання повинні забезпечувати необхідний і достатній рівень ядерної та радіаційної безпеки (ст. 26 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»). Слід додати, що діяльність у сфері використання ядерної енергії провадиться на підставі ліцензій, окремих дозволів та сертифікатів відповідно до Закону України «Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії» [5] від 11 січня 2000 р. та інших законів, які надаються за наявності умов, що відповідають встановленим нормам, правилам і стандартам з ядерної та радіаційної безпеки і визначають конкретне джерело іонізуючого випромінювання, ядерну установку, об'єкт, призначений для поводження з радіоактивними відходами, вид діяльності, умови і межі безпечного використання, інші вимоги та строк дії дозволу.

Певні попереджувальні заходи щодо забезпечення радіаційної безпеки повинні здійснюватися і при розміщенні, будівництві, введенні в експлуатацію ядерних установок та об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами, яке здійснюється державними приймальними комісіями, а також закриття сховищ для захоронення. Техніко-економічне обґрунтування і проекти будівництва, реконструкції, зняття з експлуатації, матеріали, які містять обґрунтування безпеки, зміни вимог та лімітів безпеки ядерних установок та об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами, підлягають обов'язковій державній експертизі. Державну експертизу ядерної і радіаційної безпеки ядерних установок та об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами, проводить орган державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки (ст. 40 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»).

Орган державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки видає ліцензії на будівництво ядерних установок і сховищ для захоронення радіоактивних відходів лише за наявності плану заходів щодо зняття їх з експлуатації, визначення обсягу радіоактивних відходів і поводження з ними, позитивних висновків державної експертизи ядерної та радіаційної безпеки, актів інспекційного обстеження та документів про перевірку обґрунтування безпеки в рамках відповідної дозвільної процедури. Будівництво ж ядерної установки чи сховища для захоронення радіоактивних відходів без наявності ліцензії органу державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки припиняється за рішенням цього органу з відшкодуванням замовником завданих навколишньому природному середовищу збитків та відновленням колишнього його стану, а також накладанням штрафу. Ліцензія на експлуатацію ядерної установки чи об'єкта, призначеного для поводження з радіоактивними відходами, надається органом державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки після завершення будівництва відповідно до проекту та виконання робіт по введенню їх в експлуатацію. Обов'язковими умовами видачі ліцензії на експлуатацію ядерної установки є подання матеріалів обґрунтування ядерної і радіаційної безпеки, а також надання фінансових гарантій щодо відшкодування можливої ядерної шкоди.

Крім того, законодавством забороняється експлуатація ядерних установок, об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними речовинами, інших джерел іонізуючого випромінювання, а також проведення особливих робіт з використання ядерних матеріалів у будь-якій формі та під час їх виробництва, використання, перероблення, транспортування або зберігання, якщо не вжито заходів для виконання вимог до забезпечення фізичного захисту, рівень якого має відповідати міжнародним договорам, учасником яких є Україна (ст. 61 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»). Слід зазначити, що державна експертиза ядерної та радіаційної безпеки має включати експертизу фізичного захисту (ст. 15 Закону України «Про фізичний захист ядерних установок, ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел іонізуючого випромінювання» від 19 жовтня 2000 р. [6]).

На територіях, де розташовані ядерні установки та об'єкти, призначені для поводження з радіоактивними відходами, також повинна забезпечуватися радіаційна безпека. У місцях розташування ядерної установки чи об'єкта, призначених для поводження з радіоактивними відходами, може бути встановлено особливий режим території. Так, у місцях розташування ядерної установки чи об'єкта, призначеного для поводження з радіоактивними відходами, встановлюються санітарно-захисна зона і зона спостереження, на території яких повинен здійснюватися контроль за радіаційним станом (ст. 45 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»).

Крім того, у санітарно-захисній зоні забороняється розміщення жилих будинків та громадських споруд, дитячих та лікувально-оздоровчих установ, а також промислових підприємств, об'єктів громадського харчування, допоміжних та інших споруд, не пов'язаних із діяльністю ядерної установки або об'єкта, призначеного для поводження з радіоактивними відходами. Використання для народногосподарських цілей земель і водоймищ, розташованих у санітарно-захисній зоні, можливе лише з дозволу органів державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки за погодженням з експлуатуючою організацією за умови обов'язкового проведення радіологічного контролю продукції, яка виробляється. На території ядерної установки персонал, відвідувачі, їх транспортні засоби можуть бути оглянуті посадовими особами підрозділу охорони з використанням спеціальних засобів виявлення боєприпасів, зброї, радіоактивних, отруйних та наркотичних речовин, інших предметів, за допомогою яких можливе вчинення диверсійних та терористичних актів. Без дозволу експлуатуючої організації забороняються відео-, кіно-, фотозйомки інженерних та технічних засобів охорони ядерних установок. Крім того, забороняється проведення зборів, мітингів, демонстрацій та інших громадських заходів на території ядерної установки чи об'єкта, призначеного для поводження з радіоактивними відходами, та в санітарно-захисній зоні.

З метою захисту населення від впливу іонізуючого випромінювання розробляється регіональна програма захисту згідно з щорічною оцінкою стану захисту людини від впливу іонізуючого випромінювання на відповідній території, яка повинна включати певні заходи: пошук і виявлення джерел та шляхів, що спричиняють вплив іонізуючого випромінювання на людину; реалізацію заходів щодо знешкодження джерел і шляхів, що спричиняють вплив іонізуючого випромінювання на людину, та (або) захисту від цього впливу людини; впровадження пунктів радіаційного контролю продуктів харчування на ринках і в інших місцях їх масової реалізації; організацію постів індивідуальних дозиметричних вимірювань згідно з нормативами, визначеними відповідними центральними органами виконавчої влади; надання населенню безоплатних консультацій з питань захисту від впливу іонізуючого випромінювання, радіаційного контролю, дезактивації предметів побуту; прокат, ремонт, атестацію та обслуговування побутових приладів радіаційного контролю; створення умов для проведення дозиметричних обстежень, радіометричних та дезактиваційних робіт на замовлення населення (ст. 12 «Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання» від 14 січня 1998 р. [2]). Порядок розроблення регіональних програм захисту населення від впливу іонізуючих випромінювань визначається постановою Кабінету Міністрів України [9]. Відповідно до постанови Кабінету Міністрів України «Деякі питання державного регулювання діяльності з використання джерел іонізуючого випромінювання» від 16 листопада 2000 р. [11] в Україні створено реєст-

рові центри, які здійснюють збір інформації про джерела іонізуючого випромінювання, що надходить від реєстрантів (юридичних або фізичних осіб, які звертаються до Державного реєстру джерел іонізуючого випромінювання для здійснення державної реєстрації джерел іонізуючого випромінювання) у вигляді реєстраційних карток. Згідно з постановою Кабінету Міністрів України «Про створення Державного реєстру джерел іонізуючого випромінювання» від 4 серпня 1997 р. [10] державний реєстр джерел іонізуючого випромінювання, порядок користування яким було затверджено наказом Міністерства охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України і Міністерства промислової політики України «Про затвердження Порядку користування Державним реєстром джерел іонізуючого випромінювання» 18 січня 2000 р. [14], є єдиною державною системою обліку і контролю джерел іонізуючого випромінювання, які вироблені на території України або ввезені чи вивезені через державний кордон, а також власників цих джерел іонізуючого випромінювання, юридичних і фізичних осіб, за якими джерела іонізуючого випромінювання закріплені на праві повного господарського відання або оперативного управління чи перебувають у їх володінні і користуванні на інших підставах. Порядок реєстрації джерел іонізуючого випромінювання здійснюється відповідно до наказу Міністерства охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України і Міністерства охорони здоров'я України «Про затвердження Порядку реєстрації джерел іонізуючого випромінювання та форми реєстраційної картки» від 22 вересня 2000 р. Необхідно підкреслити, що відповідно до ст. 3 Закону України «Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання» від 14 січня 1998 р. [2] кожна людина, яка проживає або тимчасово перебуває на території України, має право на захист від впливу іонізуючого випромінювання. Основна доза межа індивідуального опромінення населення не повинна перевищувати 1 мілізіверта ефективної дози опромінення за рік, при цьому середньорічні ефективні дози опромінення людини, віднесеної до критичної групи, не повинні перевищувати встановлених ст 5 зазначеного Закону основних дозових меж опромінення незалежно від умов і шляхів формування цих доз.

Певні попереджувальні заходи безпеки здійснюються і стосовно суден, космічних та літальних апаратів з ядерними установками або джерелами іонізуючого випромінювання. Адміністрація порту України, до якого дозволено заходження суден та інших плавзасобів з ядерними установками або джерелами іонізуючого випромінювання, повинна мати план заходів щодо захисту персоналу порту та інших осіб, що перебувають на території та в акваторії порту, на випадок аварії з такими суднами або плавзасобами та забезпечувати у разі необхідності його реалізацію. Відповідальність за здійснення плану заходів щодо захисту населення на випадок такої аварії покладається на адміністрацію порту та місцеві органи державної влади і самоврядування. Суд-

на та інші плавзасоби з ядерними установками або джерелами іонізуючого випромінювання, що зазнають лиха, можуть заходити в будь-який визначений переліком порт України з попереднім оповіщенням адміністрації порту. Забороняється скидання радіоактивних речовин у води океанів, морів, рік і внутрішніх водойм із суден та інших плавзасобів у розмірах, що перевищують межі, встановлені нормами, правилами і стандартами з ядерної і радіаційної безпеки.

Оповіщення держав, розташованих у зоні можливого радіаційного впливу в результаті радіаційного інциденту на суднах та інших плавзасобах з ядерними установками або джерелами іонізуючого випромінювання, здійснюється відповідно до міжнародних угод та актів законодавства України. Під час проектування, будівництва та експлуатації космічних і літальних апаратів з ядерними установками або джерелами іонізуючого випромінювання на борту мають враховуватись можливі аварії таких космічних та літальних апаратів, при цьому радіаційний вплив на людей і навколишнє природне середовище не повинен перевищувати меж, встановлених нормами, правилами і стандартами з ядерної та радіаційної безпеки. У разі виникнення несправності на борту космічного або літального апарату, який є власністю України, з ядерною установкою або джерелом іонізуючого випромінювання, що може спричинити незаплановане повернення радіоактивних речовин на Землю, оповіщення заінтересованих держав та подання їм у разі необхідності допомоги здійснюються відповідно до міжнародних угод та актів законодавства України. Адже відповідно до Конвенції «Про ядерну безпеку» від 17 червня 1994 р. [8], ратифікованої Україною 17 грудня 1997 р., кожна зі сторін, що домовляються, має надавати відповідну інформацію для планування аварійного реагування з метою недопущення негативного впливу на населення відповідних держав. Оповіщення місцевих органів державної влади і самоврядування та населення, подання в разі необхідності допомоги населенню здійснюються в порядку, що визначається Кабінетом Міністрів України. Окремим напрямом забезпечення радіаційної безпеки є відповідні заходи при поводженні з радіоактивними матеріалами (джерелами іонізуючого випромінювання, ядерними матеріалами та радіоактивними відходами), дозвіл на перевезення яких надається лише за умови підтвердження сертифікатом безпеки упаковки; наявності дозволу санітарного нагляду на їх перевезення; наявності плану аварійних заходів під час перевезення; документального підтвердження того, що перевезення здійснюють особи, які мають достатні знання з радіаційного захисту; гарантування відшкодування шкоди, яка може бути завдана внаслідок аварії; гарантування, що перевезення здійснюється транспортним засобом, який відповідає вимогам даного перевезення; гарантування того, що під час їх перевезення їх приймання або передача здійснюється лише за наявності документів, оформлених у порядку, визначеному Кабінетом Міністрів

України (ст. 55 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»). Що ж до особливостей попереджувальних заходів при повожденні з радіоактивними відходами, то вони будуть розглянуті у наступних параграфах.

Ліквідаційно-відновлювальні заходи спрямовані на усунення проявів радіаційної небезпеки. Перш за все йдеться про здійснення ліквідаційних робіт. Так, наприклад, у разі витоку з суден та інших плавзасобів радіоактивних речовин вище встановлених меж капітани або керівники команд цих суден та плавзасобів зобов'язані здійснити всі залежні від них заходи для припинення або обмеження витоку радіоактивних речовин, їх розповсюдження в навколишнє природне середовище та невідкладно інформувати органи державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки, інші судна (ст. 48 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»). До зазначеної групи заходів належить і відшкодування ядерної шкоди, а також застосування до винних осіб засобів державно-правового примусу у випадку порушення ними законодавства у сфері використання ядерної енергії та радіаційної безпеки.

Заходи щодо забезпечення радіаційної безпеки можна класифікувати і залежно від виду діяльності у сфері використання ядерної енергії. Так, доцільно визначити заходи щодо забезпечення: радіаційної безпеки при повожденні з ядерними матеріалами й експлуатації ядерних установок; захисту населення, середовища його перебування, персоналу ядерних установок, джерел іонізуючого випромінювання від радіаційного впливу; при повожденні з радіоактивними відходами тощо.

### **17.3. Особливості державного регулювання безпеки використання ядерної енергії**

При розгляді зазначеного питання йдеться насамперед про забезпечення з боку держави попередження виникнення ядерного ризику. Як вже наголошувалося, сьогодні існує проблема визнання факту існування ядерного ризику і встановлення його прийняттого рівня [16]. Слід підтримати думку відповідних фахівців у зазначеній сфері щодо того, що ядерний ризик є кількісною мірою небезпеки з урахуванням її наслідків, які завжди пов'язані із заподіянням ядерної шкоди. Існує прямий зв'язок між розміром очікуваної ядерної шкоди, ступенем ймовірності прояву ядерної небезпеки і ядерним ризиком. До особливостей ядерних ризиків належать: колосальний розмір і різноманітність видів шкоди; несприйнятливність іонізуючого випромінювання органами чуттів людини; пізні виявлення шкоди; труднощі при розмежуванні ядерної і неядерної шкоди; труднощі, пов'язані з оцінкою шкоди [19].

Слід наголосити, що основи державної політики у сфері використання ядерної енергії та радіаційного захисту формує Верховна Рада України шляхом визначення її мети, головних завдань, напрямів, принципів та пріоритетів, встановлення системи відповідних кредитно-фінансових, податкових, митних та інших регуляторів, затвердження Державної програми розвитку паливно-енергетичного комплексу. Крім того, державна політика реалізується шляхом створення оптимальної системи управління у сфері використання ядерної енергії, регулювання питань ядерної та радіаційної безпеки, розробки та виконання державних програм забезпечення безпеки, включаючи реалізацію заходів щодо захисту населення, яке проживає в зоні спостереження.

Державне регулювання безпеки використання ядерної енергії полягає у забезпеченні безпеки людини, навколишнього природного середовища, ядерних установок та джерел іонізуючого випромінювання. Державне регулювання безпеки використання ядерної енергії передбачає: встановлення нормативних критеріїв і вимог, що визначають умови використання ядерних установок та джерел іонізуючого випромінювання у державі (нормування); надання дозволів на здійснення діяльності, пов'язаної з використанням ядерних установок та джерел іонізуючого випромінювання (провадження дозвільної діяльності); здійснення нагляду за дотриманням нормативних вимог та умов наданих дозволів організаціями, підприємствами та особами, які використовують ядерні установки та джерела іонізуючого випромінювання, включаючи примусові заходи (нагляд), тощо (ст. 22 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»).

Державне регулювання ядерної та радіаційної безпеки здійснюють органи виконавчої влади згідно із законодавством України. Органи державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки є незалежними від державних органів, установ і посадових осіб, діяльність яких пов'язана з використанням ядерної енергії. Вони не залежать від місцевих органів влади і самоврядування, об'єднань громадян.

Органи державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки розробляють норми, правила і стандарти з ядерної та радіаційної безпеки; несуть відповідальність за повноту, достатність та обґрунтованість своїх вимог щодо безпеки у сфері регулювання, віднесеної до їх компетенції; здійснюють експертизу безпеки ядерних установок, джерел іонізуючого випромінювання і надають відповідні дозволи; здійснюють державний нагляд за дотриманням норм, правил і стандартів з ядерної та радіаційної безпеки, а також умов дії наданих дозволів; у разі виявлення порушень застосовують адміністративні санкції до персоналу, посадових осіб підприємств, установ та організацій згідно із законодавством; оперативно повідомляють через засоби масової інформації про радіаційні аварії на території України, а також за її межами у разі можливості трансграничного перенесення радіоактивних речовин, готу-



ють звіти та огляди щодо стану ядерної та радіаційної безпеки на території України та подають їх Верховній Раді і Президенту України, іншим органам державної влади та самоврядування, громадським організаціям у встановленому законодавством України порядку; організують і проводять дослідження, спрямовані на підвищення безпеки ядерних установок, джерел іонізуючого випромінювання та вирішення проблем радіаційного захисту персоналу, населення і навколишнього природного середовища; мають право надсилати ліцензіатам, власникам чи керівникам підприємств подання про невідповідність окремих осіб займаним посадам.

Зазначені органи створюють державні інспекції, на які покладається державний нагляд за дотриманням вимог ядерної та радіаційної безпеки. Державні інспекції діють згідно з положеннями про них, що затверджуються Кабінетом Міністрів України. Державні інспектори мають право безперешкодно в будь-який час відвідувати підприємства, установи та організації, незалежно від форм власності, для перевірки дотримання законодавства про використання ядерної енергії, отримувати від ліцензіата чи власника необхідні пояснення, матеріали та інформацію з даних питань; надсилати ліцензіатам, а також їх посадовим особам, керівникам структурних підрозділів, Уряду Автономної Республіки Крим, міністерств та інших центральних органів державної виконавчої влади, місцевих Рад народних депутатів обов'язкові для виконання розпорядження (приписи) про усунення порушень і недоліків у сфері безпеки використання ядерної енергії; застосовувати у встановленому порядку фінансові санкції до підприємств, установ, організацій та підприємців за порушення законодавчих актів, норм, правил і стандартів з ядерної та радіаційної безпеки та умов наданих дозволів; обмежувати, припиняти чи зупиняти експлуатацію підприємств, установ, організацій і об'єктів у разі порушення вимог щодо ядерної та радіаційної безпеки; притягати у встановленому порядку до відповідальності осіб, винних у порушенні законодавчих та інших нормативних актів про ядерну та радіаційну безпеку тощо. Головного державного інспектора з ядерної та радіаційної безпеки України, рішення якого, прийняте у межах його компетенції, є остаточним і може бути оскаржено лише у судовому порядку, призначає Кабінет Міністрів України.

Вищий нагляд за додержанням і правильним застосуванням ядерного законодавства здійснюється Генеральним прокурором України і підпорядкованими йому прокурорами.

Слід зазначити, що відповідно до ст. 27 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» видами діяльності у сфері використання ядерної енергії є діяльність, під час якої запроваджуються додаткові джерела опромінювання, або дія опромінювання поширюється на додаткові групи людей, або змінюється система напрямів опромінювання від існуючих джерел, у зв'язку із чим підвищується доза чи ймовірність опромінювання

людей або кількість людей, які опромінюються. Такими видами діяльності, на які поширюється дія державного регулювання у сфері використання ядерної енергії, є: проектно-пошукові роботи щодо вибору майданчика для розміщення ядерної установки чи об'єкта, призначеного для поводження з радіоактивними відходами; проектування джерел іонізуючого випромінювання та ядерних установок; виготовлення та поставка джерел іонізуючого випромінювання та елементів, важливих для безпеки джерел іонізуючого випромінювання; видобування, виробництво та переробка ядерних матеріалів; будівництво, виготовлення, виробництво та зберігання, придбання і збут ядерних установок та джерел іонізуючого випромінювання; введення в експлуатацію та експлуатація ядерних установок чи об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами; використання у промисловості, сільському господарстві, медицині, освіті і наукових дослідженнях джерел іонізуючого випромінювання; зняття з експлуатації та консервація ядерних установок і закриття сховища для захоронення радіоактивних відходів; перевезення радіоактивних матеріалів; підготовка персоналу для експлуатації ядерної установки, виконання окремих видів діяльності персоналом та посадовими особами, перелік яких визначає Кабінет Міністрів України; діяльність, пов'язана із забезпеченням фізичного захисту ядерних матеріалів і ядерних установок тощо.

#### **17.4. Права громадян та їх об'єднань у сфері використання ядерної енергії та радіаційної безпеки**

Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» містить низку положень стосовно прав громадян та їх об'єднань у сфері використання ядерної енергії та радіаційної безпеки. Одним із найголовніших прав громадян та їх об'єднань у зазначеній сфері є їх право на одержання інформації у галузі використання ядерної енергії та радіаційної безпеки. Так, громадяни та їх об'єднання мають право на запит та одержання від відповідних підприємств, установ та організацій у межах їх компетенції повної та достовірної інформації щодо безпеки ядерної установки чи об'єкта, призначеного для поводження з радіоактивними відходами, будівництво яких планується або здійснюється, та тих, що експлуатуються або знімаються з експлуатації, за винятком відомостей, що становлять державну таємницю (ст. 10 Закону). Громадяни мають також право отримувати інформацію від установ державної системи контролю за радіаційною обстановкою на території України про рівні радіаційного випромінювання на території України, в місцях їх проживання чи роботи. За відмову в наданні такої інформації, умисне перекручення або приховування об'єктивних даних з питань, пов'язаних з безпекою під час використання ядерної енергії, посадові особи підприємств, уста-

нов та організацій, об'єднань громадян і засобів масової інформації несуть відповідальність згідно із законодавством. Громадяни України з пізнавальною метою мають право на відвідування у встановленому порядку ядерних установок, а також об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами. Для реалізації зазначених прав громадян органи державної влади, установи державної системи контролю за радіаційною обстановкою, підприємства, установи та організації, діяльність яких пов'язана з використанням ядерної енергії, їх посадові особи зобов'язані: періодично поширювати через засоби масової інформації офіційні відомості про радіаційну обстановку на території, де знаходяться, експлуатуються підприємства по видобуванню уранової руди, ядерні установки, об'єкти, призначені для поводження з радіоактивними відходами, джерела іонізуючого випромінювання, а також відомості щодо безпеки ядерної установки чи об'єкта, призначеного для поводження з радіоактивними відходами, будівництво яких планується або здійснюється, та тих, що експлуатуються або знімаються з експлуатації, за винятком відомостей, що становлять державну таємницю; надавати можливість громадянам України на їх вимогу безпосередньо відвідувати з пізнавальною метою у встановленому порядку ядерні установки та об'єкти, призначені для поводження з радіоактивними відходами.

Надзвичайно важливим правом є право громадян та їх об'єднань на участь у формуванні політики у сфері використання ядерної енергії та радіаційної безпеки, яке реалізується ними шляхом участі в обговоренні проектів законодавчих актів і програм у сфері використання ядерної енергії, а також на участь в обговоренні питань, пов'язаних з розміщенням, проектуванням, спорудженням, експлуатацією та зняттям з експлуатації ядерних установок, джерел іонізуючого випромінювання. З метою залучення громадян та їх об'єднань до участі у розгляді зазначених питань місцеві органи державної влади і самоврядування можуть організовувати громадські слухання з питань захисту проектів, пов'язаних з розміщенням, спорудженням, зняттям з експлуатації ядерних установок та об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами (ст. 11 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»). На громадські слухання можуть виноситися як матеріали, подані заявником, так і результати державних та громадських експертних.

Громадяни, які проживають та працюють у місцях розміщення підприємств по видобуванню уранових руд, ядерних установок і об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами, мають право на соціально-економічну компенсацію ризику від їх діяльності, зокрема: на використання частини коштів, що інвестуються в будівництво підприємства з видобування і переробки уранових руд, ядерних установок і об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами, на будівництво об'єктів соціального

призначення; створення та підтримання у справному стані спеціальної соціальної інфраструктури, у тому числі захисних споруд, що використовуються під час аварій, забезпечення препаратами стабільного йоду; пільги з оплати за спожиту електричну енергію за тарифом, що встановлюється відповідно до Закону України «Про електроенергетику» для населення, яке постійно проживає в 30-кілометровій зоні атомних електростанцій; виконання заходів з поліпшення умов проживання та праці громадян, які мешкають на означених територіях, за процедурами, встановленими Кабінетом Міністрів України.

Певні права належать і громадянам, здоров'ю і майну яких завдано шкоди внаслідок негативного впливу іонізуючого випромінювання під час використання ядерної енергії. Вони мають право на її відшкодування в повному обсязі відповідно до законодавства.

Громадянам України, особам без громадянства та іноземним громадянам, які проживають на території України, належить право укладення договору добровільного страхування особи та майна від ризику радіаційного впливу, виплати за яким проводяться незалежно від виплат по державному соціальному страхуванню, соціальному забезпеченню та в порядку відшкодування шкоди від радіаційного впливу.

Персоналу ядерних установок, джерел іонізуючого випромінювання, а також державним інспекторам з нагляду за ядерною та радіаційною безпекою безпосередньо на ядерних установках також належать певні права у сфері радіаційної безпеки. Зокрема, вони мають право на соціально-економічну компенсацію негативного впливу іонізуючого випромінювання на їхнє здоров'я відповідно до законодавства України. Крім того, соціальний захист персоналу, який працює з радіоактивними відходами, включає: обов'язкове державне медичне страхування; пільги щодо визначення пенсійного віку, скороченого робочого дня, обчислення надбавки до заробітної плати, отримання позик тощо.

Певні права належать і пацієнтам у разі медичного втручання із застосуванням джерел іонізуючого випромінювання (ст. 16 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»). Так, застосування джерел іонізуючого випромінювання у медичних цілях має бути обґрунтовано користю для пацієнта порівняно із шкодою, якої воно може завдати, а також порівняно з користю та ризиком у разі застосування альтернативних методів діагностики та лікування. Медичне втручання з використанням іонізуючого випромінювання здійснюється на загальних умовах застосування методів профілактики, діагностики та лікування, встановлених законодавством про охорону здоров'я. Доза опромінення пацієнта має бути настільки низькою, наскільки це можливо для досягнення мети медичного втручання. Регламенти медичних втручань, дозові межі опромінення пацієнтів з урахуванням особливостей конкретних медичних втручань встановлюються Міністерством

охорони здоров'я України. Види медичних втручань із використанням іонізуючого випромінювання та порядок їх застосування під час проведення обов'язкових медичних оглядів встановлюються законодавством.

За бажанням пацієнта йому надається повна інформація про дозу опромінення та про можливу шкоду для здоров'я, яка може бути заподіяна використанням іонізуючого випромінювання під час обстеження чи лікування.

### **17.5. Радіоактивні відходи: особливості режиму поводження з ними**

Особливу небезпеку для навколишнього природного середовища, життя та здоров'я людини в умовах стрімкого розвитку атомної енергетики становить забруднення радіоактивними відходами, які є матеріальними об'єктами та субстанціями, активність радіонуклідів або радіоактивне забруднення яких перевищує встановлені діючими нормами межі, за умови, що використання цих об'єктів та субстанцій не передбачається (ст. 1 Закону України «Про використання ядерної енергії і радіаційну безпеку»). До них належать відповідні радіоактивні матеріали, які утворюються в процесі використання людиною ядерної енергії і не підлягають подальшому використанню. Крім поточного забруднення радіоактивними відходами, які утворюються передусім у процесі діяльності атомних електростанцій, радіоактивне забруднення можуть викликати аварії на підприємствах атомної енергетики. Відомо, що головною причиною аварій і катастроф на ядерних реакторах, інших установках, викидів радіоактивних речовин, забруднення радіоактивними відходами місцевості і споруд, опромінення людей є невиконання або порушення відповідними посадовими особами і персоналом відповідних радіологічних об'єктів правил і норм законодавства в галузі ядерної і радіаційної безпеки. Найбільша в історії людства техногенна катастрофа відбулася на четвертому енергоблоці Чорнобильської АЕС. Ця аварія спричинила найбільш тяжкі наслідки для навколишнього природного середовища і генофонду всієї планети. Загальна площа радіоактивного забруднення по ізоляції (0,2 мР/год) становила вже в перші дні аварії близько 200 тис км<sup>2</sup>, охопивши райони України, Білорусії, а також Брянську, Калузьку, Тульську та інші області Росії. Забруднення від ЧАЕС було виявлено в Австрії, Болгарії, Румунії, Польщі, Німеччині, Туреччині, Великобританії, Бразилії та інших країнах. З ядерного реактора в навколишнє природне середовище потрапили в основному цезій-137 з періодом напіврозпаду 30 років, стронцій-90 з періодом напіврозпаду 28 років, плутоній-239 — 24 065 років, плутоній-241 — 14 років. Після аварії на ЧАЕС сумарна активність забруднення за стронцієм і цезієм становить 50 млн кюрі. Слід підкреслити, що стан спорудженого бетонного саркофага для укриття четвертого енергоблоку зараз безупинно погіршується, і тому необхідні термінові заходи для запобігання його раптовому руйнуванню, адже маса ядер-

ного палива всередині саркофага перевищує 150 т. За підрахунками спеціалістів на будівництво нового саркофага над старим знадобиться близько 1 млрд доларів США [23, 26].

Відповідно до Закону України «Про використання ядерної енергії і радіаційну безпеку» метою радіаційної безпеки при поводженні з радіоактивними відходами є захист людини і навколишнього природного середовища від неприпустимого радіаційного впливу у період, під час якого радіоактивні відходи становлять потенційну загрозу. Слід додати, що радіоактивні відходи переходять у власність держави з моменту підписання документа про їх передачу від ліцензіата, у результаті діяльності якого вони утворились. До передачі радіоактивних відходів у власність держави ліцензіат, унаслідок діяльності якого утворюються радіоактивні відходи, несе відповідальність за радіаційний захист та безпеку під час поводження з радіоактивними відходами.

Перевезення ж на територію України радіоактивних відходів з інших держав забороняється, крім тих, що утворилися внаслідок послуг, які було надано Україні іншою державою і на які поширюється дія контрактної угоди між ними щодо повернення таких відходів в Україну (ст. 53 Закону України «Про використання ядерної енергії і радіаційну безпеку»).

Відповідно до чинного законодавства поводженням з радіоактивними відходами є всі види діяльності (включаючи діяльність, пов'язану із зняттям з експлуатації), що стосуються оперування, обробки, у тому числі попередньої, кондиціонування, перевезення, зберігання чи захоронення радіоактивних відходів.

Основними принципами державної політики у сфері поводження з радіоактивними відходами відповідно до Закону України «Про поводження з радіоактивними відходами» від 30 червня 1995 р. є: пріоритет захисту життя та здоров'я персоналу, населення та навколишнього природного середовища від впливу радіоактивних відходів згідно з державними нормами радіаційної безпеки; розмежування функцій державного контролю та управління у сфері поводження з радіоактивними відходами; реалізація державної політики у сфері поводження з радіоактивними відходами шляхом розробки та виконання довгострокової загальнодержавної цільової екологічної програми поводження з радіоактивними відходами; забезпечення мінімального рівня утворення радіоактивних відходів, якого можна досягти на практиці; недопущення неконтрольованого накопичення радіоактивних відходів; забезпечення державного нагляду за поводженням з радіоактивними відходами; прийняття рішень щодо розміщення нових сховищ радіоактивних відходів за участю громадян, їх об'єднань, а також місцевих органів державної виконавчої влади і органів місцевого самоврядування; гарантування надійної ізоляції радіоактивних відходів від навколишнього природного середовища при обґрунту-

ванні безпеки сховищ радіоактивних відходів; зберігання радіоактивних відходів у виробників відходів обмежений час з подальшою передачею спеціалізованим підприємствам з поводження з радіоактивними відходами; відповідальність виробників радіоактивних відходів за безпеку під час поводження з радіоактивними відходами до передачі їх спеціалізованим підприємствам з поводження з радіоактивними відходами; заборона проведення робіт по захороненню радіоактивних відходів юридичним і фізичним особам, внаслідок діяльності яких утворюються радіоактивні відходи та які поставляють і використовують радіоактивні речовини, ядерні установки; міжнародне співробітництво у сфері поводження з радіоактивними відходами; активна науково-дослідницька діяльність у сфері поводження з радіоактивними відходами [4].

Фінансування Загальнодержавної цільової екологічної програми поводження з радіоактивними відходами здійснюється за рахунок коштів Державного фонду поводження з радіоактивними відходами, який є складовою частиною Державного бюджету України та формується за рахунок коштів, які надходять від збору за забруднення навколишнього середовища, що справляється за утворення радіоактивних відходів (включаючи накопичення) та тимчасове їх зберігання виробниками, а також інших джерел, не заборонених законодавством, благодійних та інших внесків юридичних і фізичних осіб.

Необхідно зазначити, що метою Загальнодержавної цільової програми поводження з радіоактивними відходами від 17 вересня 2008 р. [3] є зниження рівня шкідливого впливу радіоактивних відходів на навколишнє природне середовище та здоров'я людини; запобігання використанню радіоактивних відходів у злочинних цілях; створення умов для прискорення ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи; істотне зменшення ризику виникнення радіаційних аварій.

Державному регулюванню безпеки у сфері поводження з радіоактивними відходами підлягають такі види діяльності: ведення державного обліку радіоактивних відходів, Державного кадастру сховищ радіоактивних відходів, місць їх захоронення, а також місць їх тимчасового зберігання; проектно-пошукові роботи по вибору майданчиків для розміщення об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами; проектування об'єктів та транспортних засобів, призначених для поводження з радіоактивними відходами, їх випробування, виготовлення або будівництво; введення в експлуатацію, експлуатація, зняття з експлуатації об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами, закриття сховищ для захоронення та проведення регламентних робіт по забезпеченню безпеки на сховищах для захоронення після їх закриття; перевезення та складування радіоактивних відходів. Державне регулювання безпеки під час поводження з радіоактивними відходами здійснюють: Міністерство екології та природних ресурсів України; Міністерство охорони здоров'я України; Міністерство внутрішніх справ Украї-

ни; інші органи державної виконавчої влади згідно із законодавством. На здійснення діяльності у сфері поводження з радіоактивними відходами видаються дозволи (ліцензії) в порядку, встановленому законодавством (ст. 9 Закону України «Про поводження з радіоактивними відходами» від 30 червня 1995 р.).

Право на поводження з радіоактивними відходами є у юридичних та фізичних осіб, які мають виданий у встановленому порядку дозвіл органу державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки на здійснення відповідного виду діяльності (ліцензіати), які зобов'язані: забезпечувати безпеку під час проектування, вибору майданчика, будівництва, експлуатації та зняття з експлуатації споруд та обладнання, призначених для поводження з радіоактивними відходами; своєчасно здійснювати переоцінку безпеки діючих об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами, з тим щоб у разі необхідності були виконані всі практично доступні вдосконалення з метою підвищення безпеки таких об'єктів; забезпечувати розробку та реалізацію програм якості щодо безпеки поводження з радіоактивними відходами; вести власний облік радіоактивних відходів; забезпечувати фізичний захист радіоактивних відходів; забезпечувати радіаційний моніторинг місць зберігання або захоронення радіоактивних відходів; своєчасно інформувати органи державної виконавчої влади і органи місцевого самоврядування про порушення в роботі об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами; вживати заходів щодо ліквідації радіаційних аварій та їх наслідків; бути спроможними відшкодувати збитки від радіаційних аварій під час поводження з радіоактивними відходами за рахунок власних коштів або коштів страхових організацій.

Слід підкреслити, що захоронення радіоактивних відходів, тобто їх розміщення в об'єкті, призначеному для поводження з ними без наміру їх подальшого використання, можуть здійснювати лише спеціалізовані підприємства з поводження з радіоактивними відходами за наявності відповідної ліцензії, виданої у встановленому законодавством порядку.

З метою уникнення неконтрольованого накопичення радіоактивних відходів та забезпечення оперативного контролю за місцезнаходженням і переміщенням радіоактивних відходів, умовами їх зберігання та захоронення ведеться Державний облік радіоактивних відходів, який включає ведення Державного реєстру радіоактивних відходів і Державного кадастру сховищ радіоактивних відходів та переліку місць тимчасового зберігання радіоактивних відходів.

Відповідно до Закону України «Про поводження з радіоактивними відходами» зберігання та захоронення радіоактивних відходів дозволяється тільки у спеціально призначених для цього сховищах радіоактивних відходів (ст. 17). Під час їх зберігання або захоронення забезпечується надійність їх ізоля-



ції від навколишнього природного середовища системою природних та штучних бар'єрів. Радіаційна безпека сховищ радіоактивних відходів у звичайних умовах забезпечується дотриманням норм, правил і стандартів з ядерної та радіаційної безпеки, а при екстремальних природних явищах (землетруси, повені, урагани тощо) чи аварійних ситуаціях забезпечується науково обґрунтованими проектними рішеннями щодо можливих сценаріїв подій, якими буде доведено не перевищення меж, установлених нормами, правилами і стандартами ядерної та радіаційної безпеки. Довгоіснуючі радіоактивні відходи підлягають захороненню лише у твердому стані, у стабільних геологічних формаціях, з обов'язковим переведенням їх у вибухо-, пожежо-, ядерно безпечну форму, що гарантує локалізацію відходів у межах гірничого відводу надр. Кількість радіонуклідів, що підлягають захороненню, регламентується нормами, правилами і стандартами з ядерної та радіаційної безпеки.

Захоронення короткоіснуючих радіоактивних відходів у твердому стані може здійснюватись у приповерхневих і наземних сховищах радіоактивних відходів.

Відпрацьоване ядерне паливо, що не підлягає переробці, після відповідної витримки зберігається у спеціальних сховищах відпрацьованого ядерного палива, забезпечених багато бар'єрною системою ізоляції і захисту та обладнаних технічними засобами вилучення палива із цього сховища.

Протягом усього часу зберігання або захоронення радіоактивних відходів регулярно здійснюється контроль за їх станом, радіаційною обстановкою у сховищах радіоактивних відходів та навколишньому природному середовищі.

Забезпечення фізичного захисту під час поводження з радіоактивними відходами передбачає єдину систему планування, координації та контролю за комплексом організаційних та технічних заходів, спрямованих на запобігання несанкціонованому проникненню до сховищ, доступу до радіоактивних відходів та їх використання, на своєчасне виявлення та припинення будь-яких посягань на цілісність і недоторканність споруд. Забороняється діяльність, пов'язана з поводженням з радіоактивними відходами, якщо не вжито заходів щодо забезпечення фізичного захисту.

Перевезення радіоактивних відходів можуть здійснювати юридичні або фізичні особи, які мають відповідні ліцензії, видані у встановленому законодавством порядку. Перевезення радіоактивних відходів здійснюється у транспортних пакувальних комплектах відповідно до затверджених норм, правил і стандартів щодо перевезення радіоактивних відходів, якими передбачаються порядок їх перевезення; права та обов'язки вантажовідправника, перевізника та отримувача; заходи безпеки; вимоги до упаковки та транспортних засобів; заходи на випадок дорожньо-транспортних подій під час перевезення радіоактивних відходів; запобігання та заходи щодо ліквідації наслідків мож-

ливих радіаційних аварій; заходи фізичного захисту (ст. 19 Закону України «Про поводження з радіоактивними відходами»). Міністерство внутрішніх справ України розробляє комплексну систему заходів щодо попередження дорожньо-транспортних подій під час перевезення радіоактивних відходів. Умови та режим перевезення радіоактивних відходів повітряним, залізничним, водним або автомобільним транспортом погоджуються з відповідними службами Міністерства внутрішніх справ України. У разі виникнення радіаційної аварії внаслідок дорожньо-транспортної події під час перевезення радіоактивних відходів відповідальність за її ліквідацію, а також захист персоналу, населення, навколишнього природного середовища та матеріальних цінностей покладається на вантажовідправника, якщо інше не передбачено угодою про перевезення.

Експлуатація сховищ радіоактивних відходів також дозволяється після отримання ліцензії на право поводження з радіоактивними відходами відповідно до норм, правил і стандартів з ядерної та радіаційної безпеки із забезпеченням радіаційного моніторингу за станом сховищ радіоактивних відходів. Закриття (консервація) сховищ радіоактивних відходів здійснюється за рішенням органу державного управління у сфері поводження з радіоактивними відходами, погодженим з органом державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки. Припинення приймання радіоактивних відходів та консервація сховища радіоактивних відходів проводяться згідно з проектом закриття (консервації) сховищ радіоактивних відходів та нормами, правилами і стандартами радіаційної безпеки. Після закриття (консервації) сховища радіоактивних відходів забезпечується зниження можливості несанкціонованого доступу до законсервованого сховища.

Для запобігання несанкціонованому заселенню територій, проведенню робіт, що можуть призвести до руйнування захисних бар'єрів, необхідно передбачати низку заходів щодо розміщення інформації та обмежень на картах, які зберігаються у відповідних органах державної виконавчої влади та органі державного управління у сфері поводження з радіоактивними відходами; встановлення попереджувальних знаків з відповідними написами тощо.

Рішення про будівництво об'єкта, призначеного для поводження з радіоактивними відходами, відповідно до компетенції приймають Верховна Рада України або Кабінет Міністрів України.

Проектування сховищ радіоактивних відходів або об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами, здійснюється відповідно до діючих норм, правил і стандартів з використанням технологій, які були підтверджені досвідом, випробуваннями чи аналізом. Проект сховища радіоактивних відходів обов'язково повинен містити дві оцінки безпеки: під час експлуатації сховища; після закриття сховища.

Оцінка безпеки включає аналіз сценаріїв розвитку можливих надзвичайних ситуацій, їх наслідків та порівняння результатів з критеріями безпеки. У разі позитивного висновку державних експертиз на проект у встановленому законодавством порядку видається ліцензія на будівництво.

Уведення в експлуатацію сховища радіоактивних відходів або об'єкта, призначеного для поводження з радіоактивними відходами, проводиться при наявності ліцензії на експлуатацію, виданої у встановленому законодавством порядку.

Слід додати, що відповідно до наказу Міністерства екології та природних ресурсів, яким 14 грудня 2000 р. було затверджено «Правила забезпечення збереження ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел випромінювання» [13], кількість осіб, які мають право доступу до робіт з радіоактивними матеріалами, обмежується поіменним списком, затвердженим та впровадженим наказом керівника. Фізичні особи, що не мають допуску до особливих робіт, можуть перебувати у місцях, де знаходяться радіоактивні матеріали, тільки за письмовим дозволом керівника підприємства у супроводі осіб, які мають право доступу до цих матеріалів. Усі радіоактивні матеріали, що знаходяться на підприємстві, підлягають обліку та контролю відповідно до норм та правил, встановлених органами державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки, згідно з чинним законодавством України. Кожне місцезнаходження радіоактивних матеріалів захищається від випадкового або безконтрольного проникнення сторонніх осіб шляхом забезпечення фізичного захисту радіоактивних матеріалів. Приміщення, що призначені для робіт з радіоактивними матеріалами, а також сховища для радіоактивних матеріалів до початку їх експлуатації повинні бути прийняті комісією, до складу якої входять представники установ, організацій згідно з вимогами чинного законодавства України. Комісія встановлює відповідність об'єктів, що приймаються до експлуатації, вимогам чинного законодавства України. Результати роботи комісії оформлюються актом. Радіоактивні матеріали, що не перебувають у роботі, зберігаються у спеціально відведених місцях або відповідно обладнаних сховищах, які забезпечують їх збереженість та виключають протиправний доступ до них сторонніх осіб. Надійність системи фізичного захисту радіоактивних матеріалів перевіряється щорічно комісією зі складанням акта перевірки. При зберіганні легкозаймистих та вибухонебезпечних матеріалів юридичні та фізичні особи розробляють заходи, які забезпечують їх вихову та пожежну безпеку.

### **Контрольні запитання**

1. Якими нормативно-правовими актами регламентується забезпечення ядерної та радіаційної (радіоекологічної) безпеки?

2. Що слід розуміти під ядерною та радіаційною безпекою?

3. Які особливості характеризують ядерну та радіаційну (радіоекологічну) безпеку?
4. Як співвідносяться поняття «радіаційна безпека» та «радіаційний захист»?
5. Назвіть основні принципи забезпечення радіаційної безпеки?
6. Якими заходами забезпечується ядерна та радіаційна (радіоекологічна) безпека?
7. У чому полягають особливості ядерного ризику?
8. Які органи здійснюють державне регулювання ядерної та радіаційної безпеки?
9. Права громадян та їх об'єднань у сфері використання ядерної енергії та радіаційної безпеки.
10. Особливості поводження з радіоактивними відходами.

### **Літературні джерела за темою**

1. Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку [Текст] : Закон України від 08.02.1995 р. № 39/95-ВР // Відом. Верхов. Ради України. – 1995. – №12. – Ст. 81.
2. Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання [Текст] : Закон України від 14.01.1998 р. № 15/98-ВР // Відом. Верхов. Ради України. – 1998. – № 22. – Ст. 115.
3. Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами [Текст] : Закон України від 17.09.2008 р. № 516-VI // Відом. Верхов. Ради України. – 2009. – № 5. – Ст. 8.
4. Про поводження з радіоактивними відходами [Текст]: Закон України від 30.06.1995 р. № 255/95-ВР // Відом. Верхов. Ради України. – 1995. – №27. – Ст. 198.
5. Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії [Текст] : Закон України від 11.01.2000 р. № 1370-XIV // Офіц. вісн. України. – 2000. – №7. – Ст. 242.
6. Про фізичний захист ядерних установок, ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел іонізуючого випромінювання [Текст]: Закон України від 19.10.2000 р. № 2064-III // Відом. Верхов. Ради України. – 2001. – № 1. – Ст. 1.
7. Про впорядкування питань, пов'язаних із забезпеченням ядерної безпеки [Текст]: Закон України від 24.06. 2004 р. № 1868-IV // Відом. Верхов. Ради України. – 2004. – № 46. – Ст. 511.
8. Про ядерну безпеку [Електронний ресурс] : Міжнародна конвенція від 17 червня 1994 р., ратифікована Україною 17 грудня 1997 р. – Режим доступу: <http://2ak.g.a.gov.ua>

9. Про порядок розроблення регіональних програм захисту населення від впливу іонізуючих випромінювань [Текст] : постанова Кабінету Міністрів України від 04.06.1999 р. № 973 // Офіц. вісн. України. – 1999. – № 23. – С. 62.

10. Про створення Державного реєстру джерел іонізуючого випромінювання [Текст] : постанова Кабінету Міністрів України від 04.08.1997 р. № 847 // Офіц. вісн. України. – 1997. – № 32.

11. Деякі питання державного регулювання діяльності з використання джерел іонізуючого випромінювання [Текст] : постанова Кабінету Міністрів України від 16.11.2000 р. № 1718 // Офіц. вісн. України. – 2000. – № 47. – Ст. 2034.

12. Про затвердження Положення про Державну інспекцію ядерного регулювання України [Текст] : Указ Президента України від 06.04.2011 р. № 403/2011 // Офіц. вісн. України. – 2011. – № 29. – Ст. 1237.

13. Про затвердження Правил забезпечення збереження ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел іонізуючого випромінювання [Текст] : наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 14.12.2000 р. № 241 // Офіц. вісн. України. – 2001. – № 3. – Ст. 98.

14. Про затвердження Порядку користування Державним реєстром джерел іонізуючого випромінювання [Текст] : наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України від 18.01.2000 р. № 17/21 // Офіц. вісн. України. – 2000. – № 12. – Ст. 491.

15. Бабаєв, Н. С. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда [Текст] / Н. С. Бабаєв, В. Ф. Демин, Л. А. Ильин. – М. : Наука, 1981. – 346 с.

16. Балюк, Г.І. Правове забезпечення ядерної та радіаційної (радіоекологічної) безпеки [Текст] / Г.І. Балюк // Екологічне право України. Академічний курс : підруч. для вищ. навч. закл. / відп. ред. Ю. С. Шемшученко. – К. : Юрид. думка, 2008. – С. 132-162.

17. Балюк, Г. І. Правові аспекти забезпечення ядерної та радіаційної (радіоекологічної) безпеки в Україні [Текст] / Г. І. Балюк. – К. : Нац. ун-т ім. Тараса Шевченка, 1997. – 196 с.

18. Балюк, Г. І. Ядерне право України: стан і перспективи розвитку: правові аспекти радіоекології [Текст] / Галина Іванівна Балюк. – К. : Нац. ун-т ім. Тараса Шевченка, 1996. – 140 с.

19. Балюк, Г. І. Ядерний ризик: правові проблеми визначення, оцінювання та класифікації [Текст] / Г. І. Балюк // Держава і право : зб. наук. пр. Юридичні і політичні науки. – К. : Ін-т держави і права ім. В. М. Корецького НАН України ; Вид. Дім «Юрид. кн.», 1999. – Вип. 4. – С. 238-244.

20. Белозерский, Г. Н. Радиационная экология [Текст] / Г. Н. Белозерский. – М. : Академия, 2008. – 383 с.

21. Защита населения и хозяйственных объектов в чрезвычайных ситуациях. Радиационная безопасность [Текст] / В. А. Круглов, С. П. Бабовоз, В. Н. Пилипчук, А. А. Дикович, Е. В. Шейпак. – Минск : Амалфея 2003. – 367 с.

22. Корзун, В. Н. Радиация: защита населения [Текст] / В. Н. Корзун, С. И. Недоуров ; АМН Украины; Науч. центр радиац. медицины. – Киев : Наук. думка, 1995. – 112 с.

23. Миркин, Б. М. Устойчивое развитие: вводный курс [Текст] / Б. М. Миркин, Л. Г. Наумова. – М. : Унив. кн., 2006. – 312 с.

24. Правове регулювання екологічної безпеки в Україні: навч. посіб. / А.П. Гетьман, М.В. Шульга, В.Л. Бредіхіна та ін. – Х. : Право, 2012. – 296 с.

## ТЕРМІНОЛОГІЧНИЙ СЛОВНИК

Зародження і розвиток всякої науки супроводжується появою значної кількості нових, або з новим смислом термінів. Це стосується і радіобіології, як науки молоді, оскільки вона зародилася в 90-ті роки XIX століття. Тому є необхідність звернути увагу на розкриття суті та застосування термінів радіобіології. Терміни – це мова науки, знання їх суті віддзеркалює ерудицію і культуру людини. Без знання термінів майже неможливо оволодіти знанням тієї чи іншої науки.

### А

**Аварія** – порушення експлуатації об'єкту ядерно паливного циклу, при якому відбувся вихід ядерних матеріалів, радіоактивних речовин і (або) іонізуючого випромінювання за передбачені проектом об'єкту ядерно паливного циклу для нормальної експлуатації границі у кількості, що перевищує встановлені межі безпечної експлуатації.

**Аварія глобальна** – це радіаційна аварія, під вплив якої підпадає значна частина (або вся) території країни та її населення.

**Аварія комунальна** – це така радіаційна аварія, наслідки якої не обмежуються приміщеннями об'єкту і його промисловим майданчиком, а поширюються на оточуючі території, де проживає населення, яке може реально або потенційно зазнати опромінення.

**Аварія регіональна** – це така комунальна радіаційна аварія, при якій в зоні аварії опиняються території кількох населених пунктів, один чи кілька адміністративних районів і навіть областей, із загальною кількістю населення понад десять тисяч чоловік.

**Аварія транскордонна** – це така глобальна радіаційна аварія, коли зона аварії поширюється за межі державних кордонів країни, в якій вона відбулася

**Автоліз** – розпад тканин тваринного або рослинного організму під впливом ферментів, що містяться в цих живих тканинах.

**Авторадіографія (або радіографія)** – спосіб вивчення розподілу радіоактивних речовин у досліджуваному об'єкті шляхом накладання на нього чутливих до радіоактивних випромінювань фотоматеріалів (плівки, фотопаперу, фотоскла). Включає макроавторадіографію та мікроавторадіографію.

**Акумуляція** – накопичення хімічної сполуки в організмі, органах або тканинах в результаті впливу його повторних доз. Фактори, залучені в процес акумуляції, включають виборче зв'язування хімічної сполуки молекулами тканин, концентрацію жиророзчинних хімічних сполук в жирових тканинах організму, відсутність або уповільнення метаболізму і повільне виведення.

**Активация** – збудження радіоактивності в стабільному ізотопі елемента шляхом опромінення, зазвичай нейтронами.

**Активність** – величина, яка визначається відношенням кількості спонтанних перетворень ядер  $dN$  за інтервал часу  $dt$ . Одиниці активності в системі СІ – беккерель (Бк) відповідає одному розпаду радіоактивного ізотопу протягом секунди.

нди. Кюрі (Ku) – позасистемна одиниця активності радіонуклідів,  $1 \text{ Ku} = 3,7 \times 10^{10}$  актів ділення протягом секунди.  $1 \text{ Ku}$  відповідає приблизно активність  $1 \text{ г}$  радія.

**Альтернативні джерела енергії** – не шкідлива для довкілля енергетика: гідро-, геліо-, вітрові станції, біогазові установки; використання геотермальної енергії, енергії морських припливів.

**Альфа-випромінювання** – корпускулярне іонізуюче випромінювання, яке складається з альфа-часток (ядер гелію), що випромінюються при радіоактивному розпаді чи при ядерних реакціях, перетвореннях.

**Альфа-розпад** – тип спонтанного радіоактивного перетворення важких атомних ядер, що полягає у викиданні  $\alpha$ - частинки з ядра. Альфа-розпад властивий 25 природним радіоактивним ізотопам та близько 100 штучним ядрам із дефіцитом нейтронів. Альфа-розпад зазвичай супроводжується  $\gamma$ - випромінюванням.

**Альфа-частинки ( $\alpha$ )** – 1) це ядра гелію, що має заряд +2; 2) потік позитивно заряджених частинок ядер атомів гелію без електронів (два протони і два нейтрони), що складаються з чотирьох нуклонів – двох протонів та двох нейтронів, і характеризується дуже високою іонізуючою дією, і тому дуже небезпечні у разі проникнення всередину організму. Ці частки відносно великі і важкі, тому легко гальмуються. Рухаються зі швидкістю до 20000 км/сек. Їх пробіг у повітрі складає декілька сантиметрів. У момент зупинки вони викидають велику кількість енергії на одиницю площі, і тому здатні причинити великі руйнування. Вони дуже небезпечні за умови інкорпорації. Область розповсюдження їх у повітрі до 10 см, тому прості екрани, одяг та інші засоби індивідуального захисту їх майже повністю затримують.

**Анігіляція** (лат. annihilation – знищення, зникнення) - фізичне перетворення елементарних частинок і античастинок при їх взаємодії в інші частинки, наприклад, протона й антипротона в кілька мезонів, електрона і позитрона – у два фотони; 2) взаємодія електрона зі своєю античастинкою – позитроном, унаслідок чого утворюється  $\gamma$ - фотон з енергією 1,02 МеВ.

**Аніон** – іон з негативним зарядом.

**Античастина** – це частина – двійня іншій елементарній частині, що володіє тією ж масою і тим же спіном, але відрізняється від неї знаком.

**А.о.м.** – атомна одиниця маси, дорівнює  $1,667 \cdot 10^{-24}$  г.

**Аридний** – континентальний, сухий (клімат).

**Атом** (грец. **Неподільний**, термін введений в науку давньогрецькими вченими Демокритом і Левккіпом) – мікроскопічна елементарна і певною мірою невичерпна частинка хімічного елементу, що є носієм властивостей цього елементу. Атом вивчає наука “ядерна фізика”. Модель будови атома, відкрита Н. Бором у 1922 році і відповідає за схемою моделі планет, всесвіту. У будові моделі атома чітко виражена симетрія. Можна уявляти атом як позитивно заряджену сферу, в яку вкраплені негативні електрони. Модель будови атома подібна до будови со-



нячої системи, де ядро Сонце, а планети – електрони на своїх орбітах. Розміри атома – його діаметр дорівнює стомільйонній частці сантиметра.

**Атомна маса** – маса атома, виражена в атомних одиницях маси. Пишеться угорі ліворуч символу елемента  $^{238}\text{U}$ .

**Атомна електрична станція (АЕС)** – підприємство, що використовує ядерних реактор (реактори) для виробництва електричної енергії. Тепло, що виділяється в ядерному реакторі, на АЕС використовується для отримання водяної пари, яка обертає турбогенератор. Першу у світі АЕС (потужністю 5 МВт) було запущено у 1954 році в СРСР (м. Обнінськ, Калузька обл.).

**Атомне число** – порядковий номер хімічного елемента у періодичній системі Д.І. Менделєєва. Дорівнює кількості протонів в ядрі атома. Позначається  $Z$ . Пишеться внизу ліворуч символу елемента  $_{92}\text{U}$ .

**Атомне ядро** – центральна частина атома, де зосереджена основна його маса. Маса ядра в 4000 разів більша маси електронів. Діаметр ядра більше, ніж в 100 тисяч менший за діаметр атома.

**Аерозоль** – частинки твердого тіла або краплі рідини, зважені в газоподібному середовищі.

## Б

**Безпека радіаційна** – заходи, спрямовані на запобігання ураженню населення від іонізуючого опромінення. Річна норма опромінення в Україні встановлена для професіоналів (група А) 5 рентген (5 бер); для населення, як проживає поблизу АЕС (група Б) – 0,5 бер.

**Бекерель** – одиниця активності радіоактивних ізотопів. 1 Бк дорівнює одному розпаду на секунду.

**Бер** – енергія будь-якого виду випромінювання, яка поглинається 1 г тканини, при якій спостерігається той же біологічний ефект, що і при поглиненій дозі в 1 рад фотонного випромінювання або в 1 рентген гамма-променів; біологічний еквівалент рентгена, позасистемна одиниця еквівалентної дози опромінення людини іонізуючим випромінюванням (1 бер =  $1 \cdot 10^{-2} \text{Зв} = 1 \text{сЗв}$ )

**Бета-розпад** – тип спонтанного радіоактивного перетворення нестабільних атомних ядер. *Електронний  $\beta$ -розпад* полягає у викиданні з ядра електрона, який утворюється внаслідок перетворення нейтрона на протон. *Позитронний  $\beta$ -розпад* полягає у викиданні з ядра позитрона, що виникає внаслідок перетворення протона на нейтрон. Бета-розпаду зазнають 20 природних і понад 1000 штучних радіоактивних ізотопів. Ці речовини можуть бути джерелом електронів і  $\gamma$ -випромінювання.

**Бета-частинка ( $\beta$ )** – потік негативно заряджених прискорених електронів ядерного походження, що випромінюються ядром радіоактивних елементів при їх розпаді або античастинок електронів (позитронів, які позитивно заряджені). Швидкість їх руху може досягати швидкості світла. Проникаюча здатність бета-частинок менша, ніж у гама-променів, але іонізуюча дія у сотні разів більша. Їх

пробіг у повітрі складає декілька метрів. Тонкий одяг здатний зупинити потік бета-радіації, а щоб одержати опромінення, джерело бета-радіації необхідно помістити усередину організму.

**Бозон** (від прізвища фізика *Бозе*) – спільна назва фотона, глюона, мезона; це частинка з цілим значенням спіна; частинка, яка, за відповідною гіпотезою, пов'язує (об'єднує) в єдине ціле гравітаційні, електромагнітні, магнітні поля.

**Бридер** – швидкий реактор, що дає можливість більш ефективно використовувати ресурси атомного палива.

## В

**Важкі метали** – частіше до важких металів відносять ті, що є біологічно токсичними. Наприклад свинець, ртуть не мають біологічної користі і є токсичні. Іноді до важких металів відносять ті, що мають атомну масу більше 50. У такому випадку до важких металів включають всі метали, починаючи з ванадію.

**Вакуум** (лат. *пустота*) – у квантовій теорії поля, нижчий енергетичний стан квантового поля. Середнє число частинок – квантового поля – у вакуумі дорівнює нулю, але у вакуумі може відбуватися народження віртуальних частин, які впливають на фізичні процеси (давно існує гіпотеза про спонтанне, довільне народження атомів у космічному вакуумі). Вакуум немає точкових частинок з масою, але він насичений енергією, наприклад у формі електромагнітних хвиль, гравітаційних сил тощо.

**Валентні електрони** – це електрони зовнішньої оболонки атома, які визначають його валентність.

**ВВЕР** – водо-водний енергетичний реактор на АЕС. До цього типу належать всі реактори на АЕС України.

**Взаємодії (фундаментальні) в природі** – слабкі і сильні. До слабких відносять гравітаційні та електромагнітні взаємодії, а до сильних – ядерні.

**Відкриті джерела радіації** – це такі джерела, де радіоактивні речовини знаходяться у такому стані (пил, порошок, розчин), що не виключає розповсюдження його у зовнішньому середовищі; такі джерела, речовини і устрої, експлуатація яких не виключає надходження радіації до навколишнього середовища.

**Викид** – короткочасне або за певний час (годину, добу) надходження будь-яких забруднювачів у навколишнє середовище з певного джерела (промислового комплексу, підприємства тощо).

**Використання ядерної енергії** – це сукупність видів діяльності, пов'язаних з використанням ядерних технологій, ядерних матеріалів, джерел іонізуючого випромінювання в науці, виробництві, медицині та інших галузях, а також видобуванням уранових руд та поводженням з радіоактивними відходами.

**Вилуговування** – винос розчинного компонента з пористої твердої речовини що просочується водою.

**Випромінювання** – поширення енергії у просторі або речовині.

**Випромінювання електромагнітне** – електромагнітні коливання хвиль, що поширюються зі швидкістю світла. У відповідності до зростання енергії коливань

визначаютьб радіохвилі, інфрачервоне світло, видиме світло, рентгенівське та гама-випромінювання. Рентгенівське та гама-випромінювання мають іонізуючу дію. Електромагнітне випромінювання шкідливе для здоров'я людини, воно призводить до негативних соматичних ефектів.

**Випромінювання іонізуюче** – випромінювання, що призводить до іонізації середовища. До нього відносяться випромінювання рентгенівське, корпускулярне та гама-випромінювання.

**Випромінювання корпускулярне** – випромінювання, що утворюється потоком частинок. Розпад атомних ядер супроводжується випромінюванням нейтронів, протонів, альфа-, бета- частинок, дейтронів та важких іонів. Усі форми корпускулярного випромінювання викликають іонізацію речовини.

**Випромінювання космічне** – потік стабільних частинок високих енергій (від 1 до  $10^{12}$  GeV) зі Всесвіту. Розрізняють космічне випромінювання первинне (високоенергетичне, обумовлене спалахами на Сонці; галактичне випромінювання) та вторинне (результат взаємодії первинного з атмосферою).

**Випромінювання рентгенівське** – короткохвильове випромінювання електромагнітне, довжина хвиль якого становить приблизно від  $10^{-10}$  м. Рентгенівське випромінювання виникає від різкого гальмування руху електронів у речовині.

**Високоактивні відходи** – дуже радіоактивні продукти, отримані при переробці вигорілого ядерного палива після реакцій ядерного поділу та активації, які виробляють тепло в ядерному реакторі.

**Внутрішнє опромінення** – опромінювання тіла людини та окремих її органів і тканин від джерел іонізуючих випромінювань, що знаходяться у самому тілі.

**Вплив атомних електростанцій (АЕС) на навколишнє середовище** – локальний механічний на рельєф, газові й аерозольні викиди в атмосферу, забруднення ґрунтових вод хімічними і радіоактивними компонентами, зміна характеру землекористування на прилеглих територіях, зміна мікрокліматичних характеристик прилеглих районів, створення могутніх джерел тепла у вигляді градирень, вплив на флору і фауну прилеглих районів, поширення радіоактивних речовин у навколишньому просторі тощо, а також певний вплив на людину. Все це може бути постійним і контрольованим, а також аварійним (залповим) і не контрольованим. Вплив АЕС на довкілля можна розподіляти на первинний і вторинний.

**Втручання** – вид людської діяльності, що завжди спрямований на зниження та відвернення неконтрольованого та непередбачуваного опромінення або імовірності опромінення в ситуаціях:

- аварійного опромінення (гострого, короткочасного, хронічного);
- хронічного опромінення від техногенно-підсилених джерел природного походження;
- інших ситуаціях тимчасового опромінення, визначених регулюючим органом, як таких, що вимагають втручання.

**“Вхідні ворота радіації”** – це шляхи надходження (через органи дихання, травлення, шкіру) радіоактивних речовин в організм.

## Г

**Гази радіоактивні** – радон, торон, вуглець-14, тритій. Радон і торон надходять із земних порід, тритій утворюється з водні, вуглець-14 з вуглецю.

**Газо-аерозольний викид** – надходження в атмосферу радіоактивних речовин з технологічних контурів та систем вентиляції підприємства.

**Гальмівне електромагнітне випромінювання** – це електромагнітне випромінювання, що генерується під час гальмування зарядженої частинки в електричному полі.

**Гальмівне випромінювання** – фотонне випромінювання з безперервним спектром, що виникає при зменшенні кінетичної енергії заряджених часток унаслідок їх гальмування в полі ядра атома важких металів; це фотонне випромінювання з неперервним спектром, котре виникає при зміні кінетичної енергії заряджених частин.

**Гама-випромінювання ( $\gamma$ )** – короткохвильове електромагнітне випромінювання з енергією більше 250 КеВ, а також електромагнітне випромінювання радіонуклідів (незалежно від енергії), що виникає при розпаді радіоактивних ядер та елементарних частинок і при взаємодії швидких заряджених частинок з речовиною. Гама-випромінювання – потік електромагнітних хвиль; це як і радіохвилі, видиме світло, ультрафіолетові і червоні промені, а також рентгенівське випромінювання. Різні види електромагнітного випромінювання відрізняються умовами створення та певними властивостями. Гама-випромінювання – випромінювання ядерного походження. Воно вилучається ядрами атома при альфа- та бета-розпаді природних і штучних радіонуклідів у тих випадках, коли в ядрі виявляється надлишок енергії не охоплений корпускулярним випромінюванням (альфа- та бета-частинками). Цей надлишок виділяється у вигляді квантів. Швидкість розподілу їх у вакуумі дорівнює швидкості світла ( $3 \cdot 10^{10}$  см/с). Гама-промені здатні проникати через різноманітні матеріали. Вони становлять основну небезпеку для людей і тварин. Енергія гама- часток набагато більша енергії фотонів. Ці частки володіють великою проникаючою здатністю, тому гама- випромінювання є єдиним із трьох типів радіації, здатної опромінити організм зовні.

**Гама-кванти** – фотони, позбавлені маси спокою. Це означає, що фотони існують лише під час руху. Вони не мають заряду в електричному і електромагнітному полі не відхиляються, рухаються прямолінійно і рівномірно. Швидкість розподілу їх у вакуумі дорівнює швидкості світла ( $3 \cdot 10^{10}$  см/с).

**Гама-поле** – це така польова ділянка, що обладнана джерелом  $\gamma$ - випромінювання, яке створює поле випромінювання на території, де вирощуються рослини або підтримуються певні типи біоценозів. Використовуються гама- поля у дослідженнях із радіаційної генетики, а також для вивчення наслідків хронічного опромінення штучних і природних біоценозів.

**Генетична дія іонізуючої радіації** – пошкодження спадкового механізму клітини, що передається її потомству.

**Генетичний ефект** – здатність іонізуючого випромінювання діяти не тільки на даний живий організм, але і на його потомство, тобто змінювати спадковість.

**Генетично значима еквівалентна доза (ГЗД)** – доза радіації, яка викликає ті чи інші спадкові ураження у потомства опроміненого організму (те, що і вихідна доза отримана ним). Вона обумовлюється двома факторами: 1. вірогідністю того, що пацієнт потім буде мати дітей; 2. дозою опромінення гонад.

**Генотип** – сукупність усіх локалізованих в хромосомах генів організму, його спадкова матеріальна основа. Визначає норму реакції організму в мінливих умовах зовнішнього середовища.

**Гетерогенність** – неоднорідність, різноманітність.

**Гідроліз** – хімічна взаємодія речовини з водою.

**Гомогенний** – однорідний, що володіє однаковими властивостями.

**Гліколіз** – розпад вуглеводнів в тваринному організмі без участі кисню з утворенням молочної кислоти.

**Глобальне радіаційне забруднення** – радіаційне забруднення поверхні землі і Світового океану, що сформувалося за рахунок радіоактивних випадань при масовому випробуванні атомної зброї, аварій на крупних радіаційних об'єктах, наприклад, на Чорнобильський, Фукусіма-1 та інших АЕС.

**Гормезис радіаційний** - стимуляція росту і розвитку організмів рослин і тварин за умови їх опромінення в малих дозах; радіаційний гормезис – це за умови малих доз опромінення можуть індукуватися як би позитивні біологічні процеси і здійснення стимулюючої дії на організм, зростає швидкість ділення клітин, може подовжуватися тривалість життя біологічного об'єкту. Поняття “радіаційний гормезис” введено в науку в 80-ті роки ХХ століття і трактувався так, що коли великі дози радіації діють на організм негативно, то малі -позитивно. Але з часом ці погляди розділилися на діаметрально протилежні. Сьогодні вважається, що не існує таких малих доз радіації, які не можуть бути шкідливими, що до іонізуючої радіації не може бути адаптації.

**Гостре опромінення** – якщо опромінення здійснюється протягом короткого проміжку часу, за який не встигає змінитися його фізіологічний стан організму або клітини.

**Гранична доза (ГД)** – показник для осіб, які не працюють із джерелами іонізуючого випромінювання безпосередньо, але за умовами життя або праці (категорія Б) можуть бути опромінені. Розрахований на 70 років.

**Гранично допустима доза (ГДД)** – головна дозова межа для осіб, що безпосередньо працюють із джерелами іонізуючого випромінювання (категорія А). Значення особистої еквівалентної дози за рік, при якій рівномірне опромінення протягом 50 років не може викликати негативних змін в стані здоров'я, які можуть бути визначені сучасними методами.

**Гранично допустиме надходження (ГДН)** – допустимий рівень надходження радіонукліда в організм для осіб, що безпосередньо працюють із джере-

лами іонізуючого випромінюваннями. Таке надходження радіонукліда протягом року, яке за наступні 50 років створить в критичному органі дозу, що не перевищує ГДД.

**Грей (Гр)** – одиниця поглинутої дози випромінювання в системі СІ, дорівнює абсорбції енергії в 1 Джоуль на 1 кг маси речовини. 1 Гр = 1 Дж/кг.

**Гумус** – органічна речовина, що утворюється в результаті розкладання рослинних і тваринних останків.

## Д

**Дейтерій** (лат. *Deuterium* – другий) – тяжкий врдень, стабільний ізотоп водню з масовим числом 2. Ядро атома дейтерію складається з протона, нейтрона. Коли дейтерій з'єднується з киснем утворює важку воду. Відкритий дейтерій Г. Юрі у 1932 році. У природі зустрічається у вільному стані і в хімічних сполуках  $D_2O$ . Важкої води в складі звичайної води міститься 0,015%.

**Деактивація** - видалення радіоактивних речовин з окремих територій місцевості, споруд, засобів транспорту, одягу, продовольства, води, тіла тварин і людини та інших предметів, будь-якої поверхні чи середовища або зниження рівня забруднення фізичними, хімічними засобами. Деактивація – це один із видів знезараження, що включає два такі способи: – механічний (змітання щітками тощо, витрушування одягу, здування, змивання водою тощо); фізико-хімічний (передбачає застосування розчинів спеціальних препаратів і поверхнево активних речовин. Механічний спосіб деактивації є простим, доступним і здійснюється зразу після виходу із зони забруднення. Механічний і фізико-хімічний способи один одного доповнюють

**Ділення ядер** – екзоенергетическій, спонтанний (з виділенням енергії) розпад атомного ядра на два або більше число осколків.

**Депонування відходів** – складування відходів у певних місцях та за певними правилами.

**Дефектоскопія** – використання радіації для виявлення дефектів деталей тощо.

**Джерело іонізуючого випромінювання (ДІВ)** – об'єкт у будь-якому агрегатному стані, який містить радіоактивні речовини, чи технічний пристрій, що випускає, або за визначених умов може випускати іонізуюче випромінювання, на які поширюється дія санітарних норм і правил. Такими джерелами можуть бути речовини, що існують у навколишньому середовищі і виділяють радон;  $\gamma$ - випромінювальна установка для радіаційної стерилізації, яка використовується для опромінення харчових продуктів; рентгенівська установка, яка використовується з метою радіодіагностики; радіоактивні речовини, радіоактивні відходи (РАВ), ядерні матеріали; ядерна установка чи призначені для роботи з РАВ об'єкти; комплексні ядерні установки (атомна електростанція) чи безліч установок, розташованих в одному місці або на одному майданчику можуть розглядатися як єдине джерело.

**Доза** – кількість енергії або речовини, яка надійшла до організму.

**Доза еквівалентна** – величина, яка визначається як добуток поглиненої дози в окремому органі або тканині на відповідні зважуючі фактори. Одиниці вимірювання в системі СІ – зіверт (Зв):  $1 \text{ Зв} = 100 \text{ бер}$ .

**Доза ефективна** – сума добутоків еквівалентних доз в окремих органах і тканинах на відповідні зважуючі фактори. Одиниці вимірювання в системі СІ – зіверт (Зв).

**Доза колективна** – сукупна доза опромінення певної кількості людей, визначається як добуток середньої дози опромінення людини та кількості опромінених людей. Одиниця вимірювання – людино-зіверт (люд.-Зв). Використовується як головний показник ризику захворюваності населення внаслідок опромінення.

**Доза колективна еквівалентна** – сума індивідуальних еквівалентних доз опромінення певної групи населення за певний період часу, або сума добутоків середньогрупових еквівалентних доз на число осіб у відповідних групах. Що утворюють колектив, для якого вона розраховується. Одиниця вимірювання – людино-зіверт (люд.-Зв).

**Доза колективна ефективна** – сума індивідуальних ефективних доз опромінення в конкретній групі населення за певний проміжок часу, або сума добутоків середньогрупових ефективних доз на число осіб у відповідних групах, що утворюють колектив, для якого вона розраховується. Одиниця вимірювання – людино-зіверт (люд.-Зв).

**Доза поглинена (D)** – відношення середньої енергії  $dE$ , що передана іонізуючим випромінюванням речовині в елементарному об'ємі до маси  $dm$  речовини в цьому об'ємі. Одиниці вимірювання в системі СІ – грей (Гр).

$$D = dE / dm$$

**Дозиметрія іонізуючого випромінювання** – 1. галузь прикладної ядерної фізики і радіобіології, де розглядаються фізичні величини, що характеризують дію іонізуючої радіації на об'єкти живої і неживої природи, властивості іонізуючого випромінювання, хімічні взаємодії випромінювання з речовиною, а також методи і прилади вимірювання цих величин. 2. сукупність методів вимірювання дози іонізуючої радіації.

**Дозовий поріг** – межа дозового навантаження у разі перевершення якої проявляється ефект дії радіації.

**Допустимий викид** – регламентований максимальний рівень газоаерозольного викиду, при якому сумарна річна ефективна доза представника критичної групи населення за рахунок всіх радіонуклідів, присутніх у викиді, не перевищує квоту ліміту дози.

**Допустима концентрація в питній воді** – допустимий рівень, що забезпечує неперевищення ліміту дози для будь-якого з референтних віків населення.

**Допустима концентрація в повітрі** – допустимий рівень, що забезпечує неперевищення ліміту дози за будь-яких поєднань віку і типу сполуки інгальованої домішки.

**Допустиме надходження через органи травлення** – річне надходження радіонукліду через органи травлення, що забезпечує неперевищення ліміту дози для будь-якого з референтних віків населення.

**Допустиме надходження через органи дихання** – річне надходження радіонукліду через органи дихання, що забезпечує неперевищення ліміту дози для будь-яких поєднань віку та типу сполуки інгальованої домішки.

**Допустимий рівень** – похідний норматив для надходження радіонуклідів до організму людини за календарний рік, усереднених за рік потужності еквівалентної дози, концентрації радіонуклідів в повітрі, питній воді та раціоні, щільності потоку часток тощо, розрахований для референтних умов опромінення із значень лімітів доз.

**Допустимий скид** – регламентований максимальний рівень рідинного скиду, при якому сумарна річна ефективна доза представника критичної групи населення, за рахунок присутніх у скиді радіонуклідів, не перевищує квоту ліміту дози.

**Допустиме радіоактивне забруднення поверхні** – допустимий рівень, встановлений на рівні, що не допускає перевищення ліміту дози за рахунок радіоактивного забруднення поверхні робочих приміщень, обладнання, індивідуальних засобів захисту і шкіряних покривів для осіб категорії А та робочих поверхонь.

**Дочірній продукт** – речовина, що виникла внаслідок розпаду радіоактивного ядра, наприклад, радон-222 є дочірнім продуктом радію-226.

**ДПР** – дочірній продукт розпаду, стабільний або радіоактивний нуклід, що виникає при розпаді вихідного материнського радіонукліда. Іноді утворюється ланцюжок послідовних радіоактивних дочірніх продуктів.

## **Е**

**Екологічна безпека** – необхідна і достатня захищеність навколишнього середовища від шкідливого впливу атомних станцій при нормальній експлуатації та у випадку аварій. Під екологічною безпекою АС розуміють властивості АС не створювати на навколишнє середовище такого впливу за рахунок викидів чи скидів радіоактивних речовини, тепла, хімічних речовин, які могли б спричинити шкоду для флори і фауни в природних екосистемах, порушували б біологічну рівновагу, змінювали б кліматичні та інші умови, необхідні для збереження і збагачення природи.

**Екологічна шкода** – величина вартості робіт по відновленню якості навколишнього середовища.

**Експлуатація** – вся діяльність, спрямована на досягнення безпечним чином цілі, для якої була побудована атомна станція, включаючи роботу на потужності, пуск, зупинки, випробування, технічне обслуговування, ремонт і перезавантаження палива, інспектування під час експлуатації та іншу, пов'язану з цим діяльність.



**Електрон** (грец. – *стійкий*) – стабільна, негативно заряджена елементарна частинка, одна із структурних одиниць атома, відкрита Дж. Дж. Томсоном (1856-1940) у 1897 році. Електрони знаходяться на електронних орбітах атома. Маса електрона дорівнює  $9,108 \cdot 10^{-28}$  г. Його тривалість життя перевищує  $4,6 \times 10^{-26}$  років. Він має негативним елементарним електричним зарядом, у 1836 разів менша від протона. Електрони відносяться до класу лептонів. Антипод електрона – позитрон. Електрон об'єднуючись з позитроном утворюють нейтрино.

**Елементарна частинка** – найменша відома частинка фізичної матерії, може бути стійкою (фотон, нейтрино, електрон, протон та ін. З їх античастинками) і нестійкою (нейтрон та ін.). Відомо понад 300 елементарних частинок разом з античастинками. При зіткненнях елементарних частинок відбуваються перетворення їх одна в одну.

**Енергетика** – наука про закономірності процесів і явищ, пов'язаних з отриманням, перетворенням, передачею, розподілом різних видів енергії та зменшенням їх екологічного впливу.

**Енергія** – загальна кількісна міра різноманітних форм руху матерії. У фізиці розрізняють енергію механічну, теплову, електромагнітну, ядерну, гравітаційну. Енергія поєднує в одне ціле всі явища природи. Люба форма енергії є матеріальною. Енергія і матерія органічно поєднуються формулою Ейнштейна  $E = mc^2$ .

**Ефекти (детерміністичні) нестохастичні** – ефекти радіаційного впливу, що виявляються тільки при перевищенні певного дозового порогу і тяжкість наслідків яких залежить від величини отриманої дози (гостра променева хвороба, променеві опіки тощо).

**Ефекти стохастичні** – безпорогові ефекти радіаційного впливу, імовірність виникнення яких існує при будь-яких дозах іонізуючого випромінювання і зростає із збільшенням дози, тоді як відносна їх тяжкість виявлень опромінення від дози не залежить. До стохастичних ефектів належать злоякісні новоутворення (соматичні стохастичні ефекти) та генетичні зміни, що передаються нащадкам (спадкові ефекти).

### 3

**Забруднення радіаційне** – присутність радіоактивних речовин у кількостях, що перевищують затверджені Міністерством охорони здоров'я України нормативні величини в матеріалах чи на їх поверхні, на поверхні тіла людини або в іншому місці, де вони небажані або можуть зашкодити.

**Закриті джерела радіації** – будь-які джерела, що знаходяться у такому фізичному стані, при якому неможливе розповсюдження радіації у навколишньому середовищі; речовини, устрої, що в передбачених умовах їх експлуатації, виключається надходження радіації до навколишнього середовища.

**Закриття** – завершення всіх операцій у визначений час після розміщення радіоактивних відходів у сховищі для захоронення, яке включає остаточні інженерно-технічні або інші роботи, необхідні для приведення сховища до стану, безпечного протягом тривалого часу.

**Заряд ядра** атома чисельно дорівнює порядковому номеру елемента в періодичній системі Д.І. Менделєєва.

**Засоби індивідуального захисту (ЗІЗ)** – засоби, що перешкоджають надходження радіонуклідів до організму тварин і людини. ЗІЗ класифікують так: комплексні - спеціальні скафандри, ізолюючі костюми); засоби захисту тіла або дерматологічні (костюми, халати, накидки, фатуки); засоби захисту рук (рукавиці, печатки, наруканники); засоби захисту ніг (бахали, чоботи, ботинки, черевики, тапки); засоби захисту очей (окуляри, щитки лицеві); засоби захисту голови (каски, шапки, берети, косинки); засоби захисту органів дихання (протигази, респіратори, марлеві пов'язки); засоби захисту органів слуху (навушники, затички).

**Захисна оболонка** (у межах даного документа) – методи чи технічні пристрої (споруди), які запобігають розсіюванню радіоактивних речовин.

**Захисний бар'єр безпеки від радіації** – сукупність елементів будівельних та інших конструкцій, які, огороджуючи простір навколо джерела іонізуючого випромінювання, утворюють передбачену проектом межу і перешкоджають поширенню радіоактивних речовин у виробничі приміщення та навколишнє середовище в кількостях, що перевищують установлені межі.

**Захоронення радіоактивних відходів** – розміщення радіоактивних відходів в об'єкті, призначеному для поводження з радіоактивними відходами, без наміру їх подальшого використання.

**Збагачення** – процес, що приводить до збільшення частки певного ізотопу якого-небудь елемента.

**Зіверт (Зв)** – одиниця вимірювання еквівалентної дози іонізуючого випромінювання. Відповідає 1 джоулю енергії, поглинутої 1 кілограмом маси тканини.  $1 \text{ Зв} = 1 \text{ Дж/кг} = 100 \text{ бер}$ .

**Зима ядерна** – модельно прогнозоване різке і тривале похолодання, що може виникнути в разі війни із застосуванням термоядерної зброї; механізм виникнення з.я. – екранування поверхні планети від приходу сонячного випромінювання. Глобальна екологічна катастрофа, яка веде до самознищення людини.

**Знезараження** - комплексні заходи зниження забруднення, зокрема і радіонуклідного. Знезараження включає механічну і фізико-хімічну дезактиваці, дегазацію, дезинфекцію, дезинсекцію, дератизацію, санітарну обробку.

**Зовнішнє опромінення** – опромінення об'єкту від джерел іонізуючих випромінювань, які знаходяться поза цим об'єктом.

**Зона аварії** – територія, яка в залежності від масштабів аварії вимагає планування та проведення певних заходів, пов'язаних з цією подією. Межі зони аварії у кожному конкретному випадку визначаються Державними регулюючими органами (органами Державної влади України).

**Зона контрольована** – територія, в якій передбачено посилений дозиметричний контроль.

**Зона санітарно-захисна** – територія навколо радіаційно-ядерного об'єкту, де рівень опромінення людей в умовах нормальної експлуатації може перевищити ліміт дози.

**Зона спостереження** – територія, на якій можливий вплив радіоактивних скидів та викидів радіаційно-ядерного об'єкта та де здійснюється моніторинг технологічних процесів з метою забезпечення радіаційної безпеки радіаційно-ядерного об'єкта.

## I

**Ізотопне випромінювання** – випромінювання, яке складається з фотонів та частинок різних видів.

**Ізотопні індикатори (або мічені атоми)** – ізотопи, які відрізняються масою від атомів елемента, можуть використовуватись у якості індикатора (мітки) при вивченні різноманітних процесів його розподілу, переміщення і перетворення у складі різних речовин улюбих складних системах, у тому числі живих системах.

**Ізотоп радіоактивний** – радіоактивні атоми з однаковим числом протонів у ядрі, наприклад, радіоактивний ізотоп йоду – йод-125, йод-127, йод-129, йод-131, йод-132, йод-133 і т.д.

**Інгібітор** – речовина, що сповільнює протікання хімічних реакцій, уповільнює або припиняє обмін речовин.

**Індикаторний метод** – метод вивчення поведінки, перетворень та руху речовин у фізичних, хімічних та біологічних системах за допомогою мікрокількостей радіоактивних ізотопів.

**Індустріальне джерело** – джерело іонізуючого випромінювання штучного або природного походження, яке цільово використовується у виробничій, науковій, медичній та інших сферах з метою отримання матеріальної чи іншої користі на всіх етапах від видобутку до захоронення.

**Іон** – атом або група атомів з електричним зарядом.

**Іонізація** – це перетворення нейтральних атомів чи молекул на частинки, які несуть позитивний або негативний заряд.

**Іонізуюче випромінювання** – випромінювання (електромагнітне, корпускулярне), яке при взаємодії з речовиною безпосередньо або непрямо викликає іонізацію та збудження її атомів та молекул.

**Іонізуюча здатність** – це кількість пар іонів, що утворюються частинкою в одиниці об'єму, маси середовища або на одиницю довжини шляху. Проникаюча здатність радіації визначається довжиною пробігу частинки в речовині до її повного зникнення.

**Іонізуюча радіація** - випромінювання високих енергій, що викликає іонізацію атомів і молекул речовини.

## K

**Категорія А** – особи з числа персоналу, які постійно чи тимчасово працюють безпосередньо з джерелами іонізуючих випромінювань.

**Категорія Б** – особи з числа персоналу, які безпосередньо не зайняті роботою з джерелами іонізуючих випромінювань, але у зв'язку з розташуванням ро-

бочим місць в приміщеннях та на промислових майданчиках об'єктів з радіаційно-ядерними технологіями можуть отримувати додаткове опромінення.

**Категорія В** – все населення.

**Катіон** – іон з позитивним зарядом.

**Квота ліміту дози** – доля ліміту дози для категорії В, що виділена для режиму нормальної експлуатації окремого індустріального джерела.

**Керма** – відношення суми первинних кінетичних енергій  $dW_k$  всіх заряджених частинок, утворених під впливом непрямо іонізуючого випромінювання в елементарному об'ємі речовини, до маси  $dm$  речовини в цьому об'ємі. Одиниці вимірювання – грей (Гр).  $K = dW_k / dm$

**Класифікація доз опромінення** - 1) *надвисокі* (порядку  $10^{13} \dots 10^{11}$  сГр/хв); 2) *високі* (порядку  $10^6 \dots 10^2$  сГр/хв); 3) *низькі* (порядку  $10^2 \dots 10^{-1}$  сГр/хв); 4) *дуже низькі* (порядку до  $10^{-1}$  сГр/хв).

**Класифікація радіаційних уражень** - ушкодження поділяють на три групи: соматичні, соматично-стохастичні (випадкові, ймовірні), генетичні. За часом прояву ураження поділяють на гострі (ранні) і хронічні (пізні). Ранні ураження бувають тільки стохастичні.

**Колоїд** – високодисперсний стан речовини з частинками розміром від окремих молекул до 1 мкм.

**Контрзахід** – будь-яка дія, яка призводить до зменшення існуючих індивідуальних та/або колективних доз опромінення або імовірності опромінення внаслідок аварії чи ситуації хронічного опромінення та/або зменшення збитку здоров'ю, завданого самим фактом наявності аварії чи хронічного опромінення.

**Контрзаходи термінові** – контрзаходи, проведення яких має за мету відведення таких рівнів доз гострого та/або хронічного опромінення осіб з населення, які створюють загрозу виникнення клінічних радіаційних проявів.

**Контрзаходи невідкладні** – контрзаходи, реалізація яких спрямована на відвернення порогових детерміністичних ефектів.

**Контрзаходи непрямі** – контрзаходи, які не призводять до запобігання індивідуальних і колективних доз опромінення населення, але зменшують величину збитку для здоров'я, пов'язаного з аварійним опроміненням.

**Контрзаходи прямі** – контрзаходи, реалізація яких призводить до запобігання індивідуальних та/або колективних доз аварійного опромінення населення.

**Контроль дозиметричний** – система вимірювань та розрахунків, які спрямовані на оцінку доз опромінення окремих осіб або груп людей, а також радіаційного стану виробничого та навколишнього середовищ.

**Контроль індивідуальний дозиметричний** – система контролю індивідуальних доз зовнішнього та внутрішнього опромінення осіб категорій А і Б.

**Контроль радіаційно-гігієнічний** – контроль за дотриманням Норм радіаційної безпеки та усіх пов'язаних з ними регламентів, інструкцій та правил, рекомендацій тощо, включаючи контроль рівнів опромінення.

**Контрольні рівні** – радіаційно-гігієнічні регламенти першої групи, чисельні значення яких встановлюються виходячи з фактично досягнутого на даному радіаційно-ядерному об'єкті або території рівня радіаційного благополуччя.

**Корпорований радіонуклід** – радіонуклід, що надійшов до організму.

**Космічне іонізуюче випромінювання** – іонізуюче випромінювання, що безперервно падає на поверхність землі із світового простору. Його поділяють на первинне і вторинне іонізуюче випромінювання. За рівнем енергії космічне іонізуюче випромінювання поділяють на м'яке, жорстке сильно іонізуюче і нейтроне. М'який компонент випромінювання поглинається шаром свинцю 8–10 см, заліза 15–20 см; жорсткий компонент проникає через свинець, товщиною більше метра, його можна виявити під водою і під землею на глибині декількох кілометрів. Сильно іонізуюча компонента володіє великою щільністю іонізації.

**Критична група** – це частина населення, яка за своїми статевими-віковими, соціально-професійними умовами, місцем проживання та іншими ознаками отримує чи може отримувати найбільші рівні опромінення від даного джерела.

**Критична маса** – та мінімальна маса радіоактивної речовини, в якій можливе протікання самопідтримуючої ланцюгової реакції. Критична маса речовини, в якій спостерігається розпад, певною мірою залежить від геометричного об'єму речовини, щільності і кількості побічних домішок, що можуть поглинати нейтрони. Критична маса в формі кулі є найменшою, оскільки куля має найменше відношення площі поверхні до об'єму.

**Критичний орган** – орган, тканина, частина тіла, опромінення яких завдає організму найбільшої шкоди.

**Кулон на кілограм** – експозиційна доза випромінювання ( $X$ ), позначається “Кл/кг”, міжнародне позначення – “Кл/kg”.

**Кумулятивний ефект** – здатність малих доз іонізуючого випромінювання підсумовуватися і накопичуватися в організмі.

**Кюрі** – одиниця радіоактивності, що визначається як кількість будь-яких радіоактивних ядер, де проходить 37 млрд. розпадів за секунду; дорівнює  $3,7 \cdot 10^{10}$  розпадів за секунду  $1 \text{ Бк} = 1 \text{ розпад/с} = 2,703 \cdot 10^{11} \text{ Кі}$ .  $1 \text{ Кі} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ розп./с} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк}$ .

## Л

**Лантаноїди** – родина з 15 елементів з атомними номерами від 57 (лантан) до 71 (лютецій), відомі також під назвою «рідкоземельні елементи».

**Ланцюгова ядерна реакція** – реакція поділу важких атомних ядер (урану, плутонію) при якій ядро випускає 2-3 нейтрона, що викликає самопідтримний процес поділу. Реакція супроводжується виділенням величезної кількості енергії, що зумовлює її використання в атомній енергетиці. Некерована ланцюгова ядерна реакція призводить до ядерного вибуху.

**Лейкемія** – білокрів'я або *лейкоз* опухолеві системні захворювання кровоутворюючих тканин з ураженням червоного кісткового мозку, лімфатичних вузлів

і селезінки. Переважають незрілі (“молоді”) форми лейкоцитів в кістковому мозку і в крові. Протікає у формах гострого, хронічного лейкозу. Лейкоз (лейкемия, алейкемия, рак крові, білокрив’я) – клональне злоякісне захворювання кровотвірної системи. До лейкозів відносять обширну групу таких захворювань, різних за своєю етіологією.

**Летальна доза опромінення** для людини і мавпи 600 рад, морської свинки 250 рад, собаки 335 рад, миші 550–650 рад, пацюка 1800 рад, гадюки 8000–20000 рад, дріжджі 30000 рад, амеби 100000 рад, інфузорії 300000 рад. Радіочутливість вищих рослин теж різна: насіння лилії втрачає схожість при дозі опромінення 2000 рад, а насіння капусти повністю зберігає схожість після опромінення 64000 рад.

**Ліганди** – молекули або іони, безпосередньо пов’язані з центральним атомом в комплексних з’єднаннях.

**Ліміт дози** – основний радіаційно-гігієнічний норматив, метою якого є обмеження опромінення осіб категорії А, Б і В від усіх індустриальних джерел іонізуючого випромінювання в ситуаціях практичної діяльності.

## М

**МАГАТЕ (Міжнародне агентство з атомної енергетики)** – організація, створена у 1957 р. для розвитку міжнародного співробітництва в галузі цивільного використання атомної енергії.

**Магнітний момент** – векторна величина, що характеризує речовину як джерело магнітного поля. У мікрочастинок розрізняють орбітальні магнітні моменти (наприклад, у електронів в атомах) і спінові, пов’язані зі спіном частинки.

**Мала доза радіації** - є декілька визначень, наприклад: – доза опромінення і поглинання до 0,5 Гр; – доза радіації, за дії якої не спостерігається ураження; – це доза, що на два-три порядки скінша ЛД<sub>100</sub>; – доза, що не перевищує природнього фону тощо.

**Молекула** – найменша частка хімічної сполуки, яка може незалежно існувати, зберігаючи його хімічні властивості.

**Метаморфізм** – процес зміни структури під впливом температури і/або тиску.

**Масове число** – загальна кількість протонів і нейтронів в ядрі даного атома; позначення – А.

**Медичне опромінення** – це опромінення людини внаслідок обстежень чи лікування.

**Метали важкі** – метали з великою атомною масою (Pb, Zn, Hg, Cu, Ni та інші), які при антропогенному розсіюванні забруднюють навколишнє середовище і мають токсичний вплив на живі організми або цілі екосистеми. У мікро дозах (у вигляді мікроелементів) метали важкі є біологічно активні елементи, у великих – отрути.

**Монацит** – мінерал, що представляє собою фосфат рідкісноземельних елементів; спочатку використовувався для вилучення торію, в даний час служить також важливим джерелом лантаноїдів.

**Моніторинг (радіаційний) аварійний** – визначення вмісту радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища, продуктах харчування, воді, доз опромінення населення та їх прогнозування з метою забезпечення інформацією, яка потрібна для прийняття рішень щодо необхідності втручання та визначення його форми, масштабу та тривалості.

**Мутаген** – фактор навколишнього середовища, здатний викликати в організмі зміни спадкових властивостей.

**Мутація** – раптове і різке спадкоємне змінення якої-небудь ознаки організму.

## Н

**Надходження (до організму)** – проникнення радіоактивних речовин через дихальну систему, систему травлення або шкіру.

**Надходження інгаляційне** – проникнення радіоактивних речовин через органи дихання.

**Надходження пероральне** – проникнення радіоактивних речовин в систему травлення через ротову порожнину.

**Накопичення і розподіл радіонуклідів в організмі** – радіонукліди, що надходять в організм з пилом, повітрям, водою, їжею накопичуються і розподіляються в органах по різному. Деякі ізотопи розподіляються рівномірно (третій, вуглець, залізо, полоній); деякі накопичуються в кістках (стронцій, фосфор, радій); інші в м'язах (цезій, калій, рубідій); інші в залозах (йод в щитовидній залозі; рутеній, полоній, ніобій – в печінці, нирках, селезінці тощо).

**Напіврозпад** – час, протягом якого розпадається половина радіоактивного ізотопу. Є радіонукліди з напіврозпадом від секунд до мільйонів років.

**Нейтрино** – елементарні частинки, які не мають заряду і не характеризуються масою спокою, але відрізняються одна від одної спіном.

**Нейтрон** – нейтральна елементарна частинка, у вільному стані нестабільна і живе близько 880 с. Маса нейтрона майже дорівнює масі протона. Разом з протонами нейтрони утворюють атомні ядра. Розпад  $n^0 \rightarrow p^+ + e^- + \nu_e$ .

**Норми радіаційного ураження** – розрізняють такі: разові, сумарні, гранично допустимі, напівлегальні, критичні, летальні.

**Нукліди** – атоми, що характеризуються певним числом протонів та нейтронів у ядрі.

**Нуклон** – загальна назва протона і нейтрона, які є складовими частинами атомних ядер.

## О

**Об'єкт, призначений для поводження з радіоактивними відходами**, – споруда, приміщення або обладнання, призначені для оперування, обробки, в

тому числі попередньої, кондиціонування, перевезення, зберігання чи захоронення радіоактивних відходів, а також ядерна установка в процесі зняття з експлуатації після визнання її установкою для поводження з радіоактивними відходами.

**Одиниця радіоактивності** - в СІ є беккерель (Бк), що дорівнює швидкості розпадів, коли за 1 секунду розпадається одне ядро радіоактивного ізотопу, а позасистемна одиниця – кюрі (Ку), що відповідає активності родону, який перебуває у стані радіоактивної рівноваги з  $1\text{г }^{226}\text{Ra}$ .

**Опромінення** – вплив на людину іонізуючого випромінювання від джерел, що знаходяться поза організмом (зовнішнє опромінення), або від джерел, що знаходяться всередині організму (внутрішнє опромінення).

## П

**Паливна касета** – конструкція із таблеток урана і корпусу, що збирає (утримує) їх разом. Товщина цього корпусу 10-20 см і довжина – декілька метрів.

**Парадокс радіобіологічний** – це невідповідність між малими кількостями поглинутої енергії іонізуючого випромінювання і крайнім рівнем реакції біологічного об'єкта, аж до летального. Так, для людини летальна поглинута доза одноразового опромінення всього тіла гама-випромінюванням дорівнює 6 Гр (600 рад). Вся ця доза енергії, перетворена в тепло, може нагріти тіло лише на  $0,0014^\circ\text{C}$ . Радіаційний парадокс обумовлюється тим, що посередня (побічна) дія радіації на організм значно більша, ніж її пряма дія. Під посередньою (побічною) дією розуміють зміни молекул, викликані іонізацією речовини і наступними фізичними і хімічними реакціями. При цьому іонізуюча енергія перетворюється в хімічну, а остання, руйнуючи крупні органічні молекули (наприклад, ДНК), створює біологічний ефект (у т.ч., токсичний некроз клітини з наступним навантаженням на внутрішні органи організму тварин).

**Період напіврозпаду** – характеристика радіонукліду – час, протягом якого число ядер даного радіонукліду внаслідок спонтанних ядерних перетворень зменшується вдвічі.

**Поводження з радіоактивними відходами** – всі види діяльності (включаючи діяльність, пов'язану із зняттям з експлуатації), що стосуються оперування, обробки, в тому числі попередньої, кондиціонування, перевезення, зберігання чи захоронення радіоактивних відходів.

**Позитрон** – елементарна частинка з масою електрона і позитивним елементарним зарядом.

**Потужність поглиненої в повітрі дози** – потужність дози, що поглинена в одиниці об'єму повітря.

**Принцип виправданості** – принцип радіологічного захисту, який вимагає, щоб користь від вибраної людської діяльності перевищувала пов'язаний з цією діяльністю сумарний збиток для суспільства чи людини.

**Принцип неперевищення** – принцип радіологічного захисту, який вимагає обмеження (неперевищення) величин опромінення, пов'язаних з вибраною людською діяльністю, встановлених рівнів.



**Принцип оптимізації** – принцип радіологічного захисту, який вимагає, щоб користь від вибраної людської діяльності не тільки перевищувала пов'язаний з нею збиток, але й була максимальною.

**Природний радіаційний фон** – опромінення, що створюється космічними джерелами та властивими Землі радіонуклідами за виключенням техногенно-підсилених джерел природного походження. Зменшення опромінення цими джерелами завжди є недоцільним.

**Прискорювач** – пристрої для одержання заряджених частинок (електронів, протонів, атомних ядер, іонів із підвищеними енергіями), де використовуються електричні і магнітні поля, що впливають на швидкість частинок. Розрізняють прискорювачі *лінійні* (в яких траєкторії частинок близька до прямої лінії) та *циклічні* (в яких траєкторії частинок близькі до кола або спіралу).

**Променева хвороба** – захворювання людини і тварин, що виникає в наслідок дії різних видів іонізуючої радіації і характеризується симптомокомплексом. Що залежить від виду опромінення, його дози, розподілення дози в організмі, локалізації джерела опромінення. *Променева хвороба* – це загальне захворювання, що виникає після одноразового чи багаторазового опромінення. Розрізняють променевої хвороби за рівнем ураження легкі (поглинута доза 100–200 Рад), середні (поглинута доза 200–400 Рад), тяжкі (поглинута доза 400–600 Рад), і найтяжкі (поглинута доза понад 600 Рад). Протікає променева хвороба в чотири етапи: первинних реакцій, латентний, розпалу хвороби і репарації. За умови багаторазового опромінення протягом тривалого часу може розвинути хронічна форма променевої хвороби. При хронічній формі променевої хвороби уражаються всі органи і системи органів організму.

**Проникаюча здатність** – довжина пробігу частинки в речовині до її повного зникнення.

**Проникаюча радіація** – проникнення радіації до організму і її уражаюча дія, що виникає при опроміненні. Альфа- частинки за своїми властивостями володіють малою проникаючою здатністю і не представляють небезпеки доти, поки радіоактивні речовини не потраплять усередину організму через рани, продукти харчування, з повітрям і водою; тоді вони стають надзвичайно небезпечними. Бета- частинки можуть проникати у тканини організму на глибину один-два сантиметри. Великою проникаючою здатністю володіють гама-випромінювання, що поширюються зі швидкістю світла. Їх може затримати лише дуже товста свинцева чи бетонна стіна.

**Проникаюча спроможність (здатність) опромінення** – розмір пробігу, тобто шляху, пройденого іонізуючою частинкою в речовині до моменту її повного зникнення.

**Протектор** – речовина, що поглинає радіаційне випромінювання.

**Протирадіаційний захист** – сукупність нормативно-правових, проектно-конструкторських, медичних, технічних та організаційних заходів, що забезпечують радіаційну безпеку.

**Протон** – стійка елементарна частинка, важча від електрона та має позитивний заряд, що за абсолютною величиною дорівнює заряду електрона.

**Повна колективна ефективна еквівалентна доза** – колективна ефективна еквівалентна доза, яку одержать покоління людей від якого-небудь джерела радіації за весь час його подальшого існування.

**Порогова еритемна доза (ПЕД) опромінення** – доза, що є достатньою для виникнення почервоніння шкіри. Введена Л. Тейлором у двадцяті роки ХХ століття. У різних дослідників вона відрізнялась на 200–300%.

**Потужність дози** – доза випромінювання, віднесена до одиниці часу

## Р

**Рад** – одиниця поглинутої дози; відповідає поглинутій енергії 100 ерг на 1 кг речовини ( $1 \text{ Рад} = 100 \text{ ерг/кг} = 1 \cdot 10^{-2} \text{ Дж/кг} = 1 \cdot 10^{-2} \text{ Гр} = 1 \text{ сГр}$ ;  $\text{Гр} = 1 \text{ Дж/кг} = 10^4 \text{ ерг/кг} = 100 \text{ рад}$ ); доза в 1 рад означає, що у кожному грамі опроміненої речовини поглинено до 100 ерг енергії.

**Радіаційна аварія** – незапланована подія на будь-якому об'єкті з радіаційною чи радіаційно-ядерною технологією, при якій відбувається втрата контролю над джерелом випромінювання і реальне (або потенційне) опромінення людей. Усі радіаційні аварії поділяються на дві групи: а) аварії, які не супроводжуються радіоактивним забрудненням виробничих приміщень, промайданчика об'єкта та навколишнього середовища; б) аварії, в результаті яких відбувається розгерметизація закритих джерел і радіоактивне забруднення середовища виробничої діяльності та проживання людей. Аварії першої групи супроводжуються додатковим зовнішнім  $\gamma$ -, рентгенівським,  $\beta$ - і нейтронним опроміненням людей. Аварії другої групи супроводжуються додатковим зовнішнім і внутрішнім опроміненням людей.

**Радіаційна безпека** – стан радіаційно-ядерних об'єктів та навколишнього середовища, що забезпечує неперевищення основних дозових лімітів, виключення будь-якого невинного опромінення та зменшення доз опромінення персоналу і населення нижче за встановлені дозові ліміти настільки, наскільки це може бути досягнуто і економічно обґрунтовано.

**Радіаційна екологія (радіоекологія)** – розділ екології, що вивчає накопичення, міграцію, кругообіг радіонуклідів у біосфері, земній корі, Світовому океані, континентальних водах, ґрунті, повітрі, окремих природних аренах і ландшафтах та вплив радіації на довкілля, вплив іонізуючого випромінювання, зумовленого наявністю радіоактивних речовин у довкіллі, на біогеоценози. Об'єкти радіоекології – космічна радіація, радіація закритих, відкритих джерел природної радіації Землі, антропогенна радіація та її дія на довкілля. Радіоекологія як наука зародилась в 1910-1920 роки.

**Радіаційний захист** – сукупність радіаційно-гігієнічних, проектно-конструкторських, технічних та організаційних заходів, спрямованих на забезпечення радіаційної безпеки.

**Радіаційний мутагенез** – виникнення під впливом іонізуючого випромінювання і ультрафіолетових променів спадкових змін (мутацій). Під дією випромінювання виникають якісно ті ж мутації, що і без опромінення, але значно частіше. Співвідношення різних типів мутацій також може бути іншим. Радіаційний мутагенез використовується в генетичних дослідженнях у селекції промислових мікроорганізмів, сільськогосподарських і декоративних рослин. Підвищення частот шкідливих мутацій у результаті підвищення в біосфері вмісту радіоактивних ізотопів - одна з основних небезпек радіаційного забруднення біосфери.

**Радіаційний ризик** – імовірність того, що у особи внаслідок опромінення виникне певний стохастичний ефект.

**Радіаційний фактор впливу** – будь-який тип радіаційного впливу, який приводить чи може призвести до опромінення людини або радіоактивному забрудненню навколишнього середовища.

**Радіаційно-ядерний об'єкт** – будь-які речовини, пристрої та споруди, що містять чи можуть вмішувати ядерні матеріали або джерела іонізуючого випромінювання (енергетичні, промислові, дослідні, експериментальні реактори, пристрої, установки, стенди, обладнання, прилади, склади, сховища, транспортні засоби, а також електростанції, виробництва, технологічні комплекси, які використовують такі технічні засоби, у тому числі пов'язані з розробкою, виробництвом, дослідженням, випробуванням, переробкою, транспортуванням, збереженням ядерних вибухових пристроїв).

**Радіоактивна рівновага** – кількісна рівновага материнського елемента й дочірнього продукту.

**Радіоактивне забруднення біосфери** – потрапляння радіоактивних ізотопів до складу живих організмів і у середовище їх життя (атмосферу, гідросферу, ґрунт), що здійснюється в результаті ядерних вибухів, аварій на АЕС, викидів у довкілля радіоактивних відходів, розробки радіоактивних руд, у результаті використання радіоактивних речовин у військовій та науковій діяльності.

**Радіоактивні аерозолі** – аерозолі з радіоактивною дисперсійною фазою. Природні радіоактивні аерозолі містять радіоактивні ізотопи калію, полонію, торію, урану тощо. Штучні радіоактивні аерозолі утворюються, наприклад, при атомних вибухах. Вони містять осколки ділення ядра і різні радіоактивні ізотопи.

**Радіоактивні відходи (РАВ)** - продукти, що утворюються при роботах з радіоактивними речовинами, і які містять радіоактивні ізотопи вище норми радіоактивної безпеки. Для профілактики шкідливого впливу на організм людини і оточуючого середовища трерді і рідкі радіоактивні відходи після відповідної обробки заховоряються в спеціальних збірниках у підземних сховищах.

**Радіоактивні води** - природні води, що містять підвищену кількість радіоактивних речовин. У підземних водах найчастіше присутні ізотопи радію-226, урану-238, радону-222. Радіоактивні води використовуються в лікувальних цілях і як пошукова ознака радіоактивних елементів.

**Радіоактивні елементи** – хімічні елементи, всі ізотопи яких є радіоактивними. У періодичній таблиці елементів ці елементи починаються з технецію-98.

**Радіоактивні препарати** – у медичній практиці це речовини, що містять радіоактивні ізотопи і застосовуються для медико-біологічних досліджень, діагностики і лікування.

**Радіоактивні речовини (РР)** – це речовини, до складу яких входять радіоактивні ізотопи; речовини, які здатні випромінювати енергію методом радіоактивного розщеплення.

**Радіоактивні руди** – руди, що містять мінерали (ураніт, торит, торионіт тощо) радіоактивних елементів, наприклад, урану-238, урану-235, торію-232.

**Радіоактивність** – властивість радіонуклідів спонтанно перетворюватися в атоми інших елементів (нукліди чи радіонукліди) внаслідок переходу ядра з одного енергетичного стану в інший, що супроводжується іонізуючим випромінюванням.

**Радіобіологія** – наука, яка вивчає дію іонізуючого випромінювання на живі організми та їх угруповання. Це наука про дію всіх видів іонізуючого випромінювання на організми та їх сукупності. Радіобіологія займається пошуками різних заходів і засобів захисту організму від випромінювання і методів та шляхів його післярадіаційного відновлення від ураження. Вона займається прогнозуванням небезпечних для людини підвищених рівнів радіації, пошуками нових галузей використання іонізуючого випромінювання у медицині, сільському господарстві, мікробіології, промисловості переробки продуктів харчування і кормів для тварин тощо. Радіобіологія займається проблемами поліпшення довкілля. Радіобіологічні дослідження часто мають мультидисциплінарний характер, бо вони охоплюють явища й процеси, які відбуваються на різних рівнях організації біологічних систем: радіаційно-хімічні перетворення речовин, перебіг біохімічних, молекулярно-біологічних і клітинних процесів, складні реакції організмів, біоценозів, популяцій і біосфери в цілому. Мультидисциплінарність радіобіології зумовлює широту її методологічної основи.

**Радіогенний** – хімічний елемент радіаційного походження.

**Радіонуклід** – радіоактивні атоми з даним масовим числом і атомним номером. Радіонукліди одного й того ж хімічного елемента називаються його радіоактивними ізотопами.

**Радіопротектори** – речовини, які при введенні в організм зменшують уражувальну дію іонізуючого випромінювання, підвищують стійкість організму до радіації.

**Радіорезистентність** – стійкість до дії іонізуючої радіації.

**Радіосенсибілізація** – зростання чутливості організму до іонізуючої радіації. Речовини і фактори, що здійснюють радіо сенсибілізацію, називають радіо сенсибілізаторами. Радіо сенсибілізатори розрізняють фізичні, хімічні, біологічні.

**Радіотерапія** – використання радіації як лікувального заходу.

**Радіочутливість** – чутливість організмів до дії іонізуючого опромінення. Вона може бути високою, середньою, низькою. Розрізняють рівні радіочутливості: атомний, молекулярний, клітинний, тканинний, органів, організму, виду. Характеризується радіочутливість дозою опромінення – напівлетальна ( гине 50%

опромінених організмів), критична ( гине 70%) та летальна ( гине 100% опромієних організмів). Радіочутливість найчастіше оцінюється за летальною дозою поглинутої радіації. Розрізняють рівні радіочутливості мікро та макрорівні, тобто на рівні молекул, органоїд, клітин, тканин, систем органів, організму.

**Радикали** – уламки молекул, що можуть існувати самостійно лише короткі проміжки часу. Вони вступають у зв'язки з якою-небудь іншою молекулою або іншими радикалами.

**Реверсія** – прояви у організмів властивостей і ознак, характерних для їх далеких предків.

**Рентген (Р)** – позасистемна одиниця експозиційної дози, рентгенівського та гама-випромінювань, що визначається іонізуючою дією їх на повітря. Дозі в 1 Р відповідає утворення  $2,083 \cdot 10^9$  пар іонів в  $1 \text{ см}^3$  повітря.

**Рентгенівське випромінювання** – електромагнітне випромінювання, складене з гальмівного та характеристичного випромінювання; випромінювання, що утворюється при гальмуванні швидких електронів в електричному полі ядра атомів речовини, або при перебудові електронних оболонок атомів при іонізації і збудженні атомів і молекул. При різних переходах атомів і молекул зі збудженого стану до стану спокою може здійснюватися випромінювання світла (інфрачервоні, ультрафіолетові промені).

**Референтна людина** – серія вік-залежних математичних моделей організму людини (математичних фантомів), що застосовується з метою радіаційно-гігієнічного нормування опромінення.

**Референтний вік** – це інтервал часу між моментом надходження радіонуклідів до організму та віком 70 років.

**Ризик** – кількісна міра (імовірність) завдати шкоду внаслідок певних подій, в тому числі внаслідок опромінення. Визначається кількістю випадків на певну кількість населення.

**Рівень виправданості** – величина відвернутої дози така, що користь для здоров'я від введеного контрзаходу виявиться менше величини завданого цим втручанням збитку.

**Рівень втручання** – рівень відвернутої дози опромінення, при перевищенні якої потрібно застосовувати конкретний контрзахід у випадку аварійного чи хронічного опромінення.

**Рівень дії** – величина, похідна від рівнів втручання, яка виражається у термінах таких показників радіаційної обстановки, які можуть бути вимірні: потужність поглинутої дози в повітрі на відкритій місцевості, об'ємна активність радіонуклідів в повітрі, концентрації їх в продуктах харчування, щільність випадіння радіонуклідів на ґрунт тощо.

**Рідинний скид** – надходження зі стічними водами в навколишнє середовище радіоактивних речовин, що утворилися чи застосовуються на підприємстві.

**Річна ефективна доза** – сума ефективної дози зовнішнього опромінення на протязі року та очікуваної ефективної дози внутрішнього опромінення, що сформована надходженням радіонуклідів на протязі одного року.

**Річна еквівалентна доза в органі або тканині** – сума еквівалентної дози в органі зовнішнього опромінення на протязі року та очікуваної еквівалентної дози внутрішнього опромінення в органі, що сформована надходженням радіонуклідів на протязі одного року.

**Річне надходження радіонукліду** – активність радіонукліду, що надійшла до організму на протязі одного року.

**Робоче місце** – місце постійного чи тимчасового перебування персоналу у процесі трудової діяльності, пов'язаної з джерелами іонізуючих випромінювань. Якщо робота з джерелами іонізуючих випромінювань здійснюється в різних ділянках приміщення, то робочим місцем вважається все приміщення.

## С

**Сенсибілізатор** – конкретний фактор, що підвищує чутливість біологічної системи до його дії, наприклад, чутливість до радіації підвищує кісень, залізо, ртуть тощо. Сенсибілізатори поділяють на фізичні, хімічні і біологічні.

**Сенсибілізація** (лат. sensibilis – чутливий) - підвищення чутливості біологічної системи до певного фактора зовнішнього середовища; процес, внаслідок якого підвищується чутливість тваринного організму щодо повторної дії на нього подразних чужорідних речовин. З сенсибілізацією пов'язані алергічні захворювання, дія деяких отрут.

**Світловий удар** – періодичне короткочасове опромінення рослин сильним світлом.

**Синдром радіаційного ураження** - uszkodження окремих клітин, тканин, складних інтегрованих систем організму прямою дією іонізуючого опромінення та ряду побічних процесів, які супроводжуються зниженням властивих для них фізіологічних функцій. Розрізняють синдром I, II, III рівнів. Синдром I-го рівня спричинений інактивацією клітин кровотворної тканини кісткового мозку (кістково-мозковий) та меристеми у рослин. Синдром II-го рівня спричинений uszkodженням клітин епітелію травного тракту (гастроінтестинальний). Синдром III-го рівня розвивається внаслідок uszkodження клітин центральної нервової системи

**Синергізм радіаційний** – підсилення радіаційного ураження іншими не сприятливими факторами (наприклад, куріння).

**Середньорічна еквівалентна рівноважна активність радону** – усереднене за рік значення об'ємної активності радону в рівновазі з його дочірніми продуктами розпаду, які мали б таку саму потенційну альфа- енергію на одиницю об'єму, як їх існуюча суміш.

**Спеціалізоване підприємство по поводженню з радіоактивними відходами** – підприємство (об'єднання), яке здійснює на основі ліцензії збирання радіоактивних відходів, їх переробку, перевезення, зберігання та (або) захоронення.

**Спеціальний розщеплювний матеріал** – плутоній-239; уран-233; уран, збагачений ізотопами 235 і 233; будь-який матеріал, що містить одну або кілька із зазначених речовин.

**Спін** – рух електрона навколо своєї осі.

**Сповільнювач** – матеріал, який використовується в активній зоні ядерного реактора для зменшення енергії (швидкості) нейтронів, що утворюються в результаті поділу атомних ядер.

**Стала Планка** – константа пропорційності, або універсальна стала Планка дорівнює  $6,626 \cdot 10^{-34}$  Дж · с.

**Стохастичні (ймовірні) ефекти** – не пов'язані з дозовим порогом, випадкові, імовірні ефекти, обумовлені малими дозами, певною мірою пов'язані з теорією мішені; ті радіобіологічні реакції, які не мають дозового порога (аберації хромосом, формування точкових мутацій, втрата проліферативної активності у результаті опромінення, що супроводжуються патологічними процесами в клітині та організмі). Для прояву стохастичних ефектів іноді потрібні досить тривалі проміжки часу після опромінення. Стохастичні ефекти поділяють на такі: соматико-стохастичні (лейкози, пухлини); генетичні (домінантні і рецесивні, хромосомні аберації); тератогенні (морфологічні, розумові). Всі радіобіологічні ефекти протікають у декілька етапів, наприклад, фізичний, хімічний, біологічний, і на різних рівнях.

## Т

**ТВЗ** – тепловиділяюча збірка, що включає паливну касету і її кріплення. ТВЗ знаходиться в активній зоні реактора.

**Тверді радіоактивні відходи** – вироби, деталі машин та механізмів, матеріали, біологічні об'єкти, відпрацьовані радіоактивні джерела.

**Теплоносій** – рідина або газ (метал), що виносять тепло з активної зони атомного реактора.

**Термоядерне паливо** – ізотопи, які використовують для одержання вибуху в результаті реакції синтезу їх атомних ядер. В якості термоядерного палива використовують ізотопи водню – дейтерій і тритій.

**Техногенно-підсилені джерела природного походження** – джерела іонізуючого випромінювання природного походження, які в результаті господарської та виробничої діяльності людини були піддані концентруванню або збільшилися їх доступність, внаслідок чого утворилося додаткове до природного радіаційного фону опромінення.

**Трансуранові елементи** – хімічні радіоактивні елементи, розташовані в періодичній системі Д.І.Менделєєва після урану, тобто з атомними номерами вищими за 92: уран, нептуній, плутоній, кюрій, америцій. Відомо 14 трансуранових елементи, вони синтезовані за допомогою ядерних реакцій і в природі не зустрічаються.

**Тритій** – у вільному виді це радіоактивний газ, ізотоп водню з масовим числом 3. Ядро тритію складається з протона і двох нейтронів. Період напіврозпаду 12,26 років. Тритій відкрили Резерфорд, Оліфа ат. Партек у 1934 році. Тритій використовується для термоядерних реакцій і як ізотопний індикатор.

**Тропапауза** – перехідний шар атмосфери, що відокремлює тропосферу від стратосфери.

## У

**Ураження комбіноване при ядерному вибуху** - одночасне ураження ударною хвилею, світловим випромінюванням і проникаючою радіацією. Кожна із складових комбінованого ураження ускладнює і підсилює наслідки ураження.

**Ураження проникаючою радіацією** – суть полягає в іонізації атомів і молекул, що входять до складу тканин і органів організму, в результаті чого розвивається променева хвороба.

**Ураження світлове при ядерному вибуху** – ураження, що обумовлює опіки шкіри, слизових оболонок, ураження очей. Розрізняють чотири ступені опіків.

**Ураження ударною хвилею** – майже в усіх випадках безпосереднє і опосередковане (пряме і непряме) травмування.

**Уран** – радіоактивний метал, сріблястого кольору з голубуватим відтінком, володіє високою хімічною активністю. У природі зустрічається лише у вигляді сполук. Вміст урану в рудах не перевищує 1%. У якості ядерного пального використовується уран-238. Основні ізотопи урану уран-333, -234, -235, - 239. Уран характеризується альфа-розпадом. Період напівростаду урану-238 дорівнює  $4,51 \cdot 10^9$ .

**Утилізація відходів** – залучення відходів у нові технологічні цикли чи використання їх в корисних цілях.

**УФ-випромінювання** або ультрафіолет – невидиме оком людини електромагнітне випромінювання, що посідає спектральну область між видимим і рентгенівським випромінюваннями в межах довжин хвиль 10-400 нм.

## Ф

**Фаг** – вірус, що вражає бактерії.

**Фактор розподілу дози** – зміни біологічної ефективності опромінення зумовлені нерівномірним розподілом по тканинах організму поглинутих радіонуклідів.

**Фонове опромінення** – опромінення від джерел, що створюють природний радіаційний фон.

**Фотоефект** – випромінювання електронів речовиною під дією світла.

**Фотон** – елементарна частинка, квант електромагнітного випромінювання (у вузькому розумінні – світла). Фотони називають також квантами (квант світла, гама-квант тощо). Фотон – квазічастинка, введена в науку російським вченим І. Томом.

**Фотоелектрони** – електрони, які виникають унаслідок фотоелектричного ефекту, вилучаючись з орбіт атома.

**Фотоелектричне поглинання** – процес, при якому енергія падаючого фотона повністю поглинається атомом, з якого в наслідок цього вилітає електрон з



енергією, що відрізняється від енергії падаючого фотона на значення енергії зв'язку. За умови фотонів порядку атомних енергій зв'язку фотоэффект є головним механізмом поглинання  $\gamma$ -випромінювання атомами.

**Фотонне випромінювання** – потік електромагнітних хвиль, що поширюється у вакуумі з швидкістю 300000 км/сек. Це гама- і рентгенівське випромінювання. Фотонне випромінювання розрізняється умовами утворення і властивостями: довжиною хвилі й енергією. До фотонного випромінювання належить й ультрафіолетове випромінювання – найбільш короткохвильова частина спектра сонячного світла (довжиною хвилі  $400 \times 10^{-9}$  м).

**Фотосинтетично активна радіація (ФАР)** - мінімальна кількість сонячної радіації за якої починає здійснюватися фотосинтез, становить біля 0,17 МДж.

**Фундаментальні взаємодії в природі** - слабкі і сильні. До слабких відносять гравітаційні та електромагнітні взаємодії, а до сильних – ядерні.

## X

**Характеристичне випромінювання** – фотонне випромінювання з дискретним спектром, яке виникає при зміні енергетичного стану атома.

**Хімічний** – хімічного походження.

**Хронічне опромінення** – якщо об'єкт зазнає дії іонізуючого випромінювання протягом усього життя.

## III

**Шар повного поглинання** – товщина будь-якої речовини, що забезпечує вдвічі захист від проникаючої радіації.

**Швидкі ядра** – генеровані потоки ядер з допомогою прискорювачів практично всіх хімічних елементів.

**Штучне джерело іонізуючого випромінювання** – джерело випромінювання, створене людиною: ядерні вибухи, реактори АЕС, прискорювачі заряджених частинок, рентгенівські апарати, апарати засобів зв'язку високої напруги тощо.

**Шкода** – термін, що застосовується для означення несприятливих ефектів для здоров'я людини, що клінічно спостерігаються – стохастичні та детерміністичні ефекти опромінення.

## III

**Щільність забруднення ґрунту цезієм-137** – вміст (радіоактивність) цезію-137 в  $1 \text{ м}^2$ . Вимірюється в  $\text{кБк}/\text{м}^2$ . До Чорнобильської катастрофи, як результат випробувань ядерної зброї в атмосфері, щільність забруднення ґрунту цезієм-137 в Україні була близько  $4 \text{ кБк}/\text{м}^2$ . Після катастрофи радіоактивно забрудненими вважаються території з щільністю забруднення ґрунту цезієм-137 понад  $40 \text{ кБк}/\text{м}^2$  (населення відселялося при щільності забруднення ґрунту вище  $555 \text{ кБк}/\text{м}^2$ ).

**Щільність потоку** – характеризує рівень радіоактивної забрудненості поверхні, вимірюється в часточках, що випускаються за 1 хвилину з  $1 \text{ см}^2$  поверхні.

## Я

**Ядерна безпека** – дотримання норм, правил, стандартів та умов використання ядерних матеріалів, що забезпечують радіаційну безпеку.

**Ядерна зброя** – атомна, ядерна, термоядерна, воднева, нейтронна. Перша атомна бомба була випробувана 16 липня 1945 року в пустелі Аламогордо (США). Особливість нейтронної зброї полягає в тому, що вона вражає органічні речовини, а неорганічні залишаються майже неуразженими.

**Ядерна установка** – будь-який ядерний реактор, за винятком реактора, яким обладнаний засіб морського або повітряного транспорту з метою використання його як джерела енергії для приведення в рух цього засобу транспорту або з будь-якою іншою метою, будь-який завод, що використовує ядерне паливо для виробництва ядерного матеріалу, або будь-який завод, на якому обробляється ядерний матеріал, включаючи будь-який завод, на якому переробляється опромінене ядерне паливо, та будь-яке місце, де зберігається (складований) ядерний матеріал, за винятком місця складування, пов'язаного з перевезенням такого матеріалу, за умови, що декілька ядерних установок одного оператора, розташовані в одному місці, розглядаються як єдина ядерна установка.

**Ядерна шкода** – втрата життя, будь-які uszkodження, завдані здоров'ю людини, або будь-яка втрата майна, або шкода, заподіяна майну, або будь-яка інша втрата чи шкода, що є результатом небезпечних властивостей ядерного матеріалу на ядерній установці або ядерного матеріалу, який надходить з ядерної установки чи надсилається до неї, крім шкоди, заподіяної самій установці або транспортному засобу, яким здійснювалося перевезення.

**Ядерний інцидент** – будь-яка подія або ряд подій одного й того ж походження, що завдають ядерної шкоди.

**Ядерний магнетон** – одиниця вимірювання магнітного моменту у фізиці атому, атомного ядра і елементарних частинок. Магнітний момент обумовлений рухом електронів в атомі та їх спіном, вимірюється в магнетонах Бора.

**Ядерний матеріал** – ядерне паливо, за винятком природного урану і збідненого урану, яке може виділяти енергію шляхом самопідтримуваного ланцюгового процесу ядерного поділу поза ядерним реактором самостійно або у комбінації з яким-небудь іншим матеріалом, та радіоактивні продукти і відходи, за винятком невеликої кількості радіоактивних продуктів, радіоактивних відходів та ядерного палива, що встановлюються нормами, правилами і стандартами з ядерної та радіаційної безпеки.

**Ядерний синтез** – утворення одного атомного ядра з двох легких ядер з виділенням енергії, наприклад:  ${}^2\text{H} + {}^3\text{H} = {}^4\text{He} + {}^1_0\text{n} + 17,6 \text{ MeV}$ .

**Ядерний фотоефект** – при нагріванні гама-квантами ядро атома одержує надлишок енергії без зміни свого уклонного складу, але перетворюється в ядро, що готове до ядерної реакції викинути із себе нуклон, головним чином нейрон.

**Ядро** – позитивно заряджена центральна частина атома, що складається з протонів і нейтронів.

## ЗМІСТ

ВСТУП	3
1. РАДІОЕКОЛОГІЯ ЯК НАУКА: ІСТОРІЯ ТА СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ	5
1.1. Визначення науки, об'єкти та предмет її дослідження	5
1.2. Історія розвитку радіоекології	6
1.3. Розвиток радіоекології в Україні	9
1.4. Проблеми та сучасні завдання радіоекології	12
Контрольні запитання	13
Літературні джерела за темою	13
2. ОСНОВНІ ЗАКОНОМІРНОСТІ РАДІОАКТИВНИХ ПЕРЕТВОРЕНЬ. ВЛАСТИВОСТІ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ	15
2.1. Будова атома. Поняття радіоактивності. Одиниці радіоактивності	15
2.2. Типи ядерних перетворень. Взаємодія ІВ з речовинами. Види ІВ та їх характеристика	17
2.3. Поглинена й експозиційна дози випромінювання	22
2.4. Відносна біологічна ефективність іонізуючого випромінювання	23
2.5. Потужність дози та одиниці її вимірювання	24
2.6. Закон радіоактивного розпаду	25
Контрольні запитання	26
Літературні джерела за темою	26
Розділ 3. ДЖЕРЕЛА ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ І ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА РАДІОАКТИВНИМИ РЕЧОВИНАМИ	27
3.1. Класифікація джерел іонізуючого випромінювання. Природний радіаційний фон	27
3.2. Природні джерела іонізуючого випромінювання	27
3.3. Штучні джерела іонізуючих випромінювань та їх характеристика	38
Контрольні запитання	46
Літературні джерела за темою	47
4. РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ В УКРАЇНІ	48
4.1. Джерела природної і техногенної радіації	48
4.2. Радіоактивне забруднення довкілля	48
4.3. Радіоактивне забруднення водних екосистем	51
4.4. Стан радіоактивного забруднення зони відчуження	52
4.5. Чорнобильська катастрофа та її екологічні наслідки	55
Контрольні запитання	63
Літературні джерела за темою	63

5. ХАРАКТЕРИСТИКА ЯДЕРНИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ. ВИМІРЮ- ВАННЯ АКТИВНОСТІ і РОЗРАХУНОК ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ	65
5.1. Спектри ядерних випромінювань	65
5.2. Загальна характеристика детекторів ядерних випромінювань	70
5.3. Види детекторів ядерного випромінювання	73
5.4. Класифікація спектрометрів ядерного випромінювання	76
5.5. Методи визначення бета-активності об'єктів радіометричного контролю	78
5.6. Апаратура для дозиметрії і радіометрії	80
5.7. Методи вимірювання і розрахунку доз зовнішнього опромінення	92
5.8. Методи оцінок і розрахунку доз внутрішнього опромінення	100
5.9. Дози опромінення персоналу та населення після аварії на ЧАЕС	117
5.10. Дози медичного опромінення	122
5.11. Дози опромінення від підприємств ЯПЦ, ТЕС та сховищ РАВ	125
5.12. Оцінка і прогнозування дозових навантажень на тварин і рослини	127
5.13. Формування і сучасні рівні опромінення населення в Україні та світі	129
5.14. Рівні допустимого опромінення. Поняття ризику	131
Контрольні запитання	138
Літературні джерела за темою	138
6. ОСОБЛИВОСТІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТА МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ	140
6.1. Загальні закономірності міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі	140
6.2. Розповсюдження радіонуклідів в атмосфері	146
6.3. Розповсюдження радіонуклідів у водних екосистемах. Накопичення радіонуклідів гідро біонтами	148
6.4. Поведінка радіоактивних речовин в підземних водах	154
6.5. Міграція радіоактивних речовин у ґрунті	156
6.6. Особливості міграції радіонуклідів в лісових біоценозах	163
6.7. Радіоактивне забруднення рослин і тварин	165
6.8. Надходження радіонуклідів до організму людини	174
Контрольні запитання	178
Літературні джерела за темою	178
7. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ	180
7.1. Джерела і шляхи надходження радіонуклідів природного і техногенного походження до водойми	180
7.2. Розподіл радіонуклідів у морській екосистемі	183

7.3. Поведінка радіонуклідів у прісноводних екосистемах	185
7.4. Дозові навантаження на водні організми та ефекти радіаційного впливу	196
7.5. Радіоекологічні наслідки аварії на Чорнобильській АЕС для водних екосистем	199
Контрольні запитання	206
Літературні джерела за темою	206
8. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ В АГРОЦЕНОЗАХ	208
8.1. Надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини	208
8.2. Радіоекологія зрошуваного землеробства	212
8.3. Радіоекологія сільськогосподарських тварин	214
Контрольні запитання	218
Літературні джерела за темою	219
9. ВПЛИВ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ НА ЛІСОВІ ЕКОСИСТЕМИ	220
9.1. Ландшафтні та фітоценотичні особливості радіоактивного забрудненні екосистем	221
9.2. Джерела опромінення лісу	225
9.3. Розподіл джерел випромінювання в лісі при радіоактивних випаданнях	226
9.4. Дози опромінення організмів, що живуть у різних ярусах лісу, при радіоактивних випаданнях	228
9.5. Роль екологічних факторів в опроміненні організмів у природних умовах	230
9.6. Вплив $\gamma$ -випромінювання на лісовий біогеоценоз. Хронічне опромінення лісу	230
9.7. Вплив радіоактивного забруднення на рослини під пологом лісу	213
9.8. Вплив опромінення на фауну в лісовій екосистемі	234
9.9. Вплив іонізуючих випромінювань на тваринний світ відкритих ландшафтів	237
Контрольні запитання	241
Літературні джерела за темою	242
10. РАДІОЕКОЛОГІЯ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТИВ	243
10.1. Закономірності осадження радіонуклідів з атмосфери на поверхню території населених пунктів	243
10.2. Інші шляхи надходження радіонуклідів в екосистему населених пунктів	245
10.3. Радіоекологія урбанізованих територій	247
Контрольні запитання	251
Літературні джерела за темою	252

11. РАДІОЄМНІСТЬ ЕКОСИСТЕМ	253
11.1. Радіоемність агроекосистем	254
11.2. Радіоемність лісової екосистеми	256
11.3. Радіоемність прісноводних екосистем	257
11.4. Радіоемність морської екосистеми.	267
11.5. Радіоемність міської екосистеми	268
Контрольні запитання	272
Літературні джерела за темою	273
12. БІОЛОГІЧНА ДІЯ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ	275
12.1. Пряма і опосередкована дія іонізуючого випромінювання	275
12.2. Теоретичні уявлення про механізм біологічної дії іонізуючого випромінювання	277
12.3. Особливості біологічної дії радіоактивних речовин	283
12.4. Віддалені наслідки біологічної дії радіоактивних речовин	295
12.5. Дія малих доз іонізуючого випромінювання	298
12.6. Генетичні ефекти опромінення в малих дозах	301
Контрольні запитання	302
Літературні джерела за темою	302
13. ПРОТИПРОМЕНЕВИЙ ЗАХИСТ ОРГАНІЗМУ	304
13.1. Фізичний захист	304
13.2. Хімічний та біологічний захист	305
13.3. Механізми біологічного протипроменевого захисту	306
13.4. Основні класи хімічних сполук радіозахисного впливу	311
13.5. Препарати рослинного походження, які володіють радіозахисним впливом	312
Контрольні запитання	317
Літературні джерела за темою	318
14. НОРМУВАННЯ В ОБЛАСТІ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ	319
14.1. Концепції, принципи і критерії екологічного нормування іонізуючого випромінювання	319
14.2. Нормативна база України з ядерної та радіаційної безпеки	321
14.3. Принципи та норми радіаційної безпеки. Сучасні норми радіаційної безпеки на Україні	324
14.4. Медико-біологічні аспекти і гігієнічне нормування радіаційного фактору	327
14.5 Удосконалення нормування техногенної радіації	331
Контрольні запитання	333
Літературні джерела за темою	333

15 РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ	334
15.1 Основні положення радіоекологічного моніторингу	334
15.2. Напрями радіоекологічного моніторингу	337
15.3. Методи радіаційного контролю	340
15.4. Радіоекологічне картографування і прогнозування	342
Контрольні запитання	344
Літературні джерела за темою	344
16. ОБ'ЄКТИ ЯДЕРНО-ПАЛИВНОГО ЦИКЛУ	345
16.1. Загальна характеристика об'єктів ядерно-паливного циклу	345
16.2. Радіоактивні відходи, їх класифікація	360
16.3. Поводження з радіоактивними відходами та їх утилізація	365
Контрольні запитання	380
Літературні джерела за темою	381
17. ПРАВОВЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЯДЕРНОЇ ТА РАДІОЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ	382
17.1. Загальна характеристика правових засад забезпечення ядерної та радіоекологічної безпеки: поняття та особливості	382
17.2. Правові заходи забезпечення радіаційної безпеки: поняття та класифікація	385
17.3. Особливості державного регулювання безпеки використання ядерної енергії	391
17.4. Права громадян та їх об'єднань у сфері використання ядерної енергії та радіаційної безпеки	394
17.5. Радіоактивні відходи: особливості режиму поведження з ними	397
Контрольні питання	403
Літературні джерела за темою	404
ТЕРМІНОЛОГІЧНИЙ СЛОВНИЧОК	407
ЗМІСТ	435

## НАВЧАЛЬНЕ ВИДАННЯ

**ШАПОРСЬВ Валерій Павлович**  
**МАСІКЕВИЧ Юрій Григорович**  
**МОЇСЄЄВ Віктор Федорович**  
**БАЙРАЧНИЙ Володимир Борисович**  
**ОМЕЛЬЧЕНКО Наталія Миколаївна**  
**МАНОЙЛО Євгенія Володимирівна**  
**БАБЕНКО Володимир Миколайович**  
**ПІТАК Інна В'ячеславівна**  
**ЧЕРКАШИНА Марина Костянтинівна**

## РАДІОЕКОЛОГІЯ

В авторській редакції

План 2017 р.