



НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ АГРАРНИХ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ АГРОЕКОЛОГІЇ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

Прикладна радіоекологія з основами радіобіології

Г.М. Чоботько
О.С. Дем'янюк
Л.А. Райчук
І.К. Швиденко



КИЇВ
2025

Національна академія аграрних наук України
Інститут агроекології і природокористування

Г.М. Чоботько
О.С. Дем'янюк
Л.А. Райчук
І.К. Швиденко

ПРИКЛАДНА РАДІОЕКОЛОГІЯ З ОСНОВАМИ РАДІОБІОЛОГІЇ

Затверджено Вченою радою Інституту агроекології і природокористування НААН як підручник для здобувачів освітнього ступеня «Доктор філософії» напрямів підготовки Н1 Агрономія, Е2 Екологія, а також для студентів вищих навчальних закладів природничих та міждисциплінарних спеціальностей. Протокол № 8 від 15 липня 2025 р.

Київ 2025

УДК 57.043:63:37.022

DOI: 10.32782/978-617-8598-41-9

Рекомендовано до видання вченою радою Інституту агроекології і природокористування
НААН (протокол № 8 від 15 липня 2025 р.)

Р е ц е н з е н т и

І.Т. Матасар, доктор медичних наук, професор, академік НАН ВО України, заслужений діяч науки і техніки України, завідувач лабораторії гігієни харчування та безпеки їжі ІЕР ДУ «Національний центр радіаційної медицини, гематології та онкології» НАМН України

Л.І. Григор'єва, доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри екології Чорноморського національного університету ім. П. Могили

Л.Д. Романчук, доктор сільськогосподарських наук, професор, професор кафедри екології та природоохоронних технологій Державного університету «Житомирська політехніка»

С.Ф. Разанов, доктор сільськогосподарських наук, професор, професор кафедри лісового та садово-паркового господарства Вінницького національного аграрного університету

Чоботько Г.М., Дем'янюк О.С., Райчук Л.А., Швиденко І.К.

Прикладна радіоекологія з основами радіобіології: підручник; за наук.
ред. д. б. н., професора Г.М. Чоботька. – Київ: НУБіП України, 2025. – 350 с.

ISBN 978-617-8598-41-9

У підручнику розглянуто основні концепції, проблеми та питання сучасної радіоекології та радіобіології, включаючи джерела іонізуючого випромінювання, їх вплив на довкілля, систему якості та радіаційного контролю. Описано міграцію радіонуклідів у повітрі, воді, ґрунті, методи прогнозування радіаційного забруднення, стохастичні та детерміністичні ефекти, радіомодифікацію, радіосенсибілізацію та радіопротекцію. Також висвітлено основи радіометрії, відбору проб, радіаційної безпеки, природокористування та сільського господарства в умовах радіаційного забруднення.

Підручник призначений для докторантів спеціальностей Н1 Агрономія, Е2 Екологія та суміжних галузей, студентів, викладачів і науковців природничих та міждисциплінарних напрямів.

УДК 57.043:63:37.022

DOI: 10.32782/978-617-8598-41-9

ISBN 978-617-8598-41-9

© Г.М. Чоботько, О.С. Дем'янюк,
Л.А. Райчук, І.К. Швиденко, 2025

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ	6
ПЕРЕДМОВА	8
РОЗДІЛ 1. ВСТУП ДО РАДІОЕКОЛОГІЇ	10
1.1. Предмет та завдання радіоекології: історія виникнення та розвитку галузі науки	10
1.2. Фізичні основи радіоактивності. Одиниці вимірювання радіо-активності	10
1.3. Радіонукліди в навколишньому середовищі	20
РОЗДІЛ 2. ОСНОВИ РАДІОБІОЛОГІЇ ТА РАДІОТОКСИКОЛОГІЇ	31
2.1. Дія радіації на живі організми	31
2.2. Основи дозиметрії	41
2.3. Протипроменевий радіаційний захист. Дезактивація	44
РОЗДІЛ 3. ОСНОВНІ КОНЦЕПЦІЇ ТЕОРЕТИЧНОЇ РАДІОБІОЛОГІЇ	57
3.1. Принципи моделювання та класифікація моделей радіобіологічних ефектів	57
3.2. Фізичні моделі	58
3.3. Молекулярно-генетичні моделі	62
3.4. Моделі інактивації клітин	63
3.5. Системні моделі радіобіологічних ефектів	64
3.6. Системна відповідь клітини на променеве ушкодження	65
РОЗДІЛ 4. ОСОБЛИВОСТІ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ РАДІОЕКОЛОГІЇ	71
4.1. Джерела радіоактивного забруднення довкілля в сільськогосподарському виробництві	71
4.2. Міграція радіонуклідів у навколишньому середовищі та об'єктах сільськогосподарського виробництва	73
4.3. Надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини та організм сільськогосподарських тварин	76
4.4. Особливості променевого ураження організму інкорпорованими радіоактивними речовинами	81
РОЗДІЛ 5. ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ НА ОРНИХ ЗЕМЛЯХ, У ЛУЧНИХ ЦЕНОЗАХ ТА ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ	85
5.1. Ґрунт як ланка-джерело радіоактивного забруднення	85
5.2. Міграція радіонуклідів у лучних ценозах	97
5.3. Поведінка радіонуклідів у лісових екосистемах	100

РОЗДІЛ 6. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ ...	116
6.1. Джерела і шляхи надходження радіонуклідів у водойми	116
6.2. Поведінка радіонуклідів у водних екосистемах	119
6.3. Вода і радіонукліди: гідрологічні та гідрохімічні чинники міграції....	121
6.4. Роль донних відкладень у розподілі радіонуклідів	125
6.5. Вплив фізико-хімічних чинників середовища на поведінку радіонуклідів у компонентах водних екосистем	128
РОЗДІЛ 7. ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ДІЇ ВИПРОМІНЮВАННЯ НА БІОЛОГІЧНІ ОБ’ЄКТИ	133
7.1. Роль умов опромінення в дії іонізуючої радіації на організм	133
7.2. Найважливіші реакції організму людини на дію іонізуючої радіації	135
7.3. Іонізуюче випромінювання і спадковість людини	143
РОЗДІЛ 8. ОСНОВИ РАДІОБІОЛОГІЇ ЛЮДИНИ	150
8.1. Віддалені наслідки дії випромінювань на людину	150
8.2. Класифікація та оцінка ефективності радіозахисної дії	153
8.3. Використання іонізуючих випромінювань у медицині	158
РОЗДІЛ 9. ВИРОБНИЦТВО ПРОДУКТІВ ХАРЧУВАННЯ НА ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ ТЕРИТОРІЯХ	169
9.1. Основні принципи організації ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами територіях	169
9.2. Зниження надходження радіонуклідів у продукцію сільського господарства	174
9.3. Очищення продукції сільського господарства від радіонуклідів технологічною переробкою	187
9.4. Використання іонізуючих випромінювань у сільському господарстві	191
РОЗДІЛ 10. ВЕДЕННЯ ЛІСОВОГО ГОСПОДАРСТВА В УМОВАХ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ	206
10.1. Сучасний стан радіоактивного забруднення лісових насаджень України	206
10.2. Радіоактивне забруднення ягідних, лікарських та кормових рослин, їстівних грибів, мисливської фауни та деревини	209
10.3. Радіоекологічний моніторинг лісових екосистем	215
10.4. Прогнозування радіоактивного забруднення компонентів і перспективи реабілітації лісових екосистем	218
РОЗДІЛ 11. ДОЗИМЕТРИЧНИЙ І РАДІОМЕТРИЧНИЙ КОНТРОЛІ НА ПІДПРИЄМСТВАХ	223

11.1. Основні методи реєстрації іонізуючого випромінювання, типи детекторів і їх характеристика	223
11.2. Класифікація дозиметричних приладів, їх будова та призначення	228
11.3. Радіометрія іонізуючого випромінювання	232
11.4. Методи визначення активності	234
РОЗДІЛ 12. РАДІОЄМНІСТЬ ЕКОСИСТЕМ	236
12.1. Радіоємність агроєкосистем	236
12.2. Радіоємність лісової екосистеми	239
12.3. Радіоємність прісноводних екосистем	241
12.4. Радіоємність морської екосистеми	248
РОЗДІЛ 13. УРБОРАДІОЕКОЛОГІЯ	255
13.1. Закономірності осадження радіонуклідів з атмосфери на територію поселення	255
13.2. Інші шляхи надходження радіонуклідів у екосистему населених пунктів	258
13.3. Радіоекологія урбанізованих територій	259
13.4. Радіоємність урбоєкосистеми	263
РОЗДІЛ 14. АТОМНІ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ УКРАЇНИ	268
14.1. Атомна енергетика України	268
14.2. Запорізька АЕС	278
14.3. Південноукраїнська АЕС	280
14.4. Рівненська АЕС	282
14.5. Хмельницька АЕС	285
14.6. Російський ядерний тероризм, його наслідки і потенційні загрози ..	286
РОЗДІЛ 15. ГІРНИЧОДОБУВНІ ТА ПЕРЕРОБНІ ПІДПРИЄМСТВА	302
15.1. Видобуток та переробка урану. Радіаційна ситуація у м. Кривий Ріг та в районі розташування уранодобувних шахт	302
15.2. Радіаційна ситуація в м. Жовті Води	310
15.3. Радіаційна ситуація в м. Кам'янське та районі розташування Придніпровського хімічного заводу	316
15.4. Радіаційна ситуація в Кіровоградській області та м. Кропивницькому	325
ГЛОСАРІЙ.....	330
ЛІТЕРАТУРА.....	338

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ

АЕС – атомна електростанція;
АФК – активні форми кисню;
ВБЕ – відносна біологічна ефективність;
ВВЕР – корпусний реактор з водою під тиском;
ГІС – геоінформаційні системи;
ГПК – ґрунтово-поглинальний комплекс;
ГНЦ – головний циркулярний насос;
Гр – грей, одиниця вимірювання поглиненої дози іонізуючого випромінювання ($1 \text{ Гр} = 1 \text{ Дж/кг}$);
сГр – сантигрей, одиниця вимірювання поглиненої дози іонізуючого випромінювання ($1 \text{ сГр} = 0,01 \text{ Гр}$);
ДЛГ – державне лісове господарство;
ДНК – дезоксирибонуклеїнова кислота;
ДР – допустимі рівні;
ІРГ – інертні радіоактивні гази;
ІВ – іонізуюче випромінювання;
ЄС – Європейський Союз;
ЗАЕС – Запорізька атомна електростанція;
ЗБ(О)В – зона безумовного (обов'язкового) відселення;
ЗВ – зона відчуження;
ІВ – іонізуюче випромінювання;
КЗ – коефіцієнт захисту;
ККП – коефіцієнт кисневого підсилення;
 K_n – коефіцієнт накопичення елемента (радіонукліда) з ґрунту в рослинність;
КОП – коефіцієнт очищення продукції;
 $K_{\Pi} \text{ (TF)}$ – коефіцієнт переходу елемента (радіонукліда) з ґрунту в рослинність;
ЛВЛ – лічильник випромінювання людини;
ЛГ – лісове господарство;
ЛПЕ – лінійна передача енергії;
МАГАТЕ – Міжнародне агентство з атомної енергетики;
НРБУ – Норми радіаційної безпеки України;
ПАЕС – Південноукраїнська атомна електростанція;
ППОЛ – продукти перекисного окислення ліпідів;
РАВ – радіоактивні відходи;
РАЕС – Рівненська атомна електростанція;

РБМК – водо-графітовий каналний реактор;
РН – радіонукліди;
РНК – рибонуклеїнова кислота;
РР – радіоактивні речовини;
СКК – стовбурові кровотворні клітини;
СЛГ – спеціалізоване лісове господарство;
ТВЕЛ – тепловидільний елемент;
ТВЗ – тепловиділяюча збірка;
ТК – технологічний канал;
ТРО – тромбопоетин – це гормон, який регулює виробництво тромбоцитів;
ТУЕ – трансуранові елементи;
ТУМ – тип умов місцезростання;
ХАЕС – Хмельницька атомна електростанція;
ЧАЕС – Чорнобильська атомна електростанція;
ФЕК – фотоелектрокалориметри;
ФЕМ – фотоелектричний множник;
ФЗД – фактор зміни дози;
ШРН – штучні радіонукліди;
ЯПЦ – ядерний паливний цикл;
GM- GM-cSf – гранулоцитарно-макрофагальний колонієстимулюючий фактор – це глікопротеїн, який стимулює виробництво лейкоцитів;
IL (IL-1, IL-3, IL-6) – інтерлейкіни – це група цитокінів, які регулюють імунну відповідь;
PWR – Pressurized Water Reactor, корпусний реактор з водою під тиском, аналогічний реактору ВВЕР.
SCf – фактор стовбурових клітин (Stem Cell Factor) - це цитокін, який впливає на гемопоез;
TNF α – фактор некрозу пухлин альфа – це цитокін, який бере участь у системному запаленні;

Відкриття явища радіоактивного розпаду та всебічне дослідження поведінки радіонуклідів у навколишньому середовищі, а також реакції біологічних систем різного рівня організації на іонізуюче випромінювання стали теоретичною основою для виникнення радіоекології та радіобіології. Найважливішими передумовами їх інтенсивного розвитку в XX столітті стали наукові пошуки, пов'язані з діяльністю підприємств ядерно-паливного циклу (у тому числі оборонного призначення), атомне бомбардування Хіросіми та Нагасакі в 1945 році, наземні випробування ядерної зброї, що призвели до проблеми глобального підвищення радіаційного фону, а також низка масштабних радіаційних аварій, серед яких катастрофи на Чорнобильській та Фукусімській АЕС.

До аварії на Чорнобильській АЕС вчені-радіоекологи та радіобіологи вже накопичили значний масив даних, що дозволяв отримати системне уявлення про поведінку радіонуклідів у різних екосистемах, а також про процеси, які відбуваються в опромінених живих організмах — від взаємодії іонізуючого випромінювання з речовиною до формування віддалених ефектів опромінення. Проте Чорнобильська катастрофа стала новим потужним поштовхом для розвитку радіоекології, радіобіології та суміжних з ними наук. За роки, що минули після аварії, було опубліковано велику кількість вітчизняних та іноземних монографій, навчальних посібників, довідників, словників і наукових статей, не кажучи вже про численні популярні та науково-популярні видання. Аварія на Фукусімській АЕС у 2011 році нагадала світові, що людству ще належить багато чому навчитися, і підкреслила необхідність врахування минулих помилок.

Здавалося б, уроки минулого повинні були навчити людство обережнішого ставлення до ядерної енергії. Однак події 2022 року в Україні, коли російські війська грубо порушили всі можливі правила поведінки з об'єктами ядерного паливного циклу, нагадали про важливість радіаційної безпеки та необхідність підвищення обізнаності населення, особливо фахівців-екологів, у питаннях радіоекології та радіобіології. Російська агресія проти України не лише завдала значної шкоди екології, але й створила серйозні радіоекологічні ризики. Окупація та обстріли територій, пов'язаних з ядерною інфраструктурою, зокрема, Запорізької АЕС, стали прикладом ядерного тероризму, що загрожує не лише Україні, але й усьому світу. Ці події підкреслюють актуальність розуміння радіоекологічних наслідків війни та необхідність розробки нових підходів до забезпечення радіаційної безпеки.

Україна є ядерною державою, яка за кількістю ядерних реакторів посідає дев'яте місце у світі та п'яте в Європі. За запасами урану наша країна входить до першої десятки світових лідерів і є однією з провідних у Європі. Тому для України, зважаючи на історичний досвід вирішення радіологічних проблем, наявність висококваліфікованих фахівців у галузі радіоекології та радіобіології є надзвичайно важливою. Це питання набуває особливої актуальності в умовах сучасних викликів, пов'язаних із війною та її наслідками для навколишнього середовища.

При підготовці цього підручника було зроблено спробу створити системне уявлення про поведінку радіонуклідів у довкіллі та механізми дії іонізуючого випромінювання на біологічні об'єкти різного рівня організації. У роботі враховано досягнення провідних вчених-радіоекологів та радіобіологів, а також результати власних досліджень. У підручнику відображено найважливіші радіоекологічні та радіобіологічні принципи, закони та закономірності, а також враховано звіти та новітні матеріали Міжнародного агентства з атомної енергії (МАГАТЕ).

Підручник призначений для докторантів спеціальностей Н1 Агрономія, Е2 Екологія та суміжних галузей, рекомендується студентам навчальних закладів IV рівня акредитації, викладачам і науковцям природничих наук та міждисциплінарних напрямів, а також читачам, що прагнуть глибшого розуміння сучасних викликів, пов'язаних із радіаційною безпекою для пошуку ефективних шляхів подолання загроз, зумовлених атомною агресією і її наслідками для екології України.

1. ВСТУП ДО РАДІОЕКОЛОГІЇ

1.1. ПРЕДМЕТ ТА ЗАВДАННЯ РАДІОЕКОЛОГІЇ: ІСТОРІЯ ВИНИКНЕННЯ ТА РОЗВИТКУ ГАЛУЗІ НАУКИ

Дисципліна «*Радіоекологія*» вивчає міграцію радіонуклідів у довкіллі, їх вплив на біосферу та розробляє методи зменшення їх включення в біологічний кругообіг. Зокрема, вона пропонує способи зменшення накопичення радіонуклідів у рослинах, тваринах і продуктах, а також системи виробництва на забруднених територіях із мінімальним впливом на людину. В розвитку радіоекології виділяють чотири етапи.

Сільськогосподарська радіоекологія виникла на другому етапі у 1940-50-ті роки 20-го століття на стику сільськогосподарської радіобіології, екології та зосереджена на об'єктах аграрного виробництва, аналізуючи концентрацію і міграцію радіонуклідів у харчових ланцюгах та розробляючи заходи для дезактивації угідь, водойм та запобігання потраплянню радіонуклідів у рослини, тварини й людину. Її завдання включають вивчення шляхів потрапляння і накопичення радіонуклідів у сільськогосподарських організмах, їх впливу на них, а також розробку заходів для зменшення забруднення аграрної продукції. Серед видатних радіоекологів України є А.І. Даниленко, П.А. Власюк, Д.М. Гродзинський, Б.С. Прістер, І.М. Гудков та ін.

1.2. ФІЗИЧНІ ОСНОВИ РАДІОАКТИВНОСТІ. ОДИНИЦІ ВИМІРЮВАННЯ РАДІОАКТИВНОСТІ

Фізичні основи радіоактивності. Уся Земля складається з хімічних елементів та корпускулярного і фотонного випромінювання. У природі існує 94 хімічних елементи, що за нормальної температури та тиску набувають форми 2 рідин, 11 газів та 81 твердої речовини. Крім того, оголошено про відкриття 15 трансуранових елементів (номери з 95 по 109 періодичної таблиці Д.І. Менделєєва). Сучасні дослідження спрямовані на вивчення фізики ядерного розпаду, створення нових трансуранових елементів і дослідження властивостей елементів за межами таблиці Менделєєва, таких як Og (оганесон). Це розширює уявлення про будову матерії і взаємодії на мікроскопічному рівні. Ідеї про атомну будову речовини вперше висунули давні греки, які вважали атом неподільною частинкою. У сучасній науці атом розглядається як структура, що складається з позитивно

Розділ 1. Вступ до радіоекології

зарядженого ядра і негативно заряджених електронів, які обертаються навколо нього (**рис. 1.1**). Кількість електронів дорівнює заряду ядра, тому атоми є електронейтральними. Атомний номер, що відповідає заряду ядра, визначає місце елемента в періодичній таблиці та його хімічні властивості. Символ атома записується у вигляді ${}^A_ZX$, де A – масове число (сума протонів і нейтронів), Z – атомний номер, а X – символ елемента.

Атом має надзвичайно малий розмір, близько 10^{-8} см у діаметрі, причому основна маса зосереджена в ядрі, яке в сотні тисяч разів менше самого атома. Щільність речовини в ядрі сягає 10^{14} г/см³.

Електрони утримуються біля ядра силами електромагнітної взаємодії. Маса електрона становить $9,1095 \times 10^{-31}$ кг, що в 1840 разів менше маси атома водню, а його заряд дорівнює елементарному $1,6022 \times 10^{-19}$ Кл.

У ядерній фізиці масу вимірюють в **атомних одиницях маси (а.о.м.)**, а енергію – в електронвольтах (еВ). **Електронвольт** – енергія, отримана електроном при проходженні в електричному полі з різницею потенціалів в 1 вольт. Одна а.о.м. дорівнює 1/12 маси ізотопу вуглецю ^{12}C , що становить $1,66056 \times 10^{-27}$ кг. Використовується також енергетичний еквівалент маси, згідно з формулою Альберта Ейнштейна $E=mc^2$, де c – швидкість світла в вакуумі. Для електрона цей еквівалент дорівнює $0,511 \text{ MeV}$, а для 1 а.о.м. – $931,5 \text{ MeV}$ ($1 \text{ MeV} = 1,6022 \text{ Дж}$).

Чим більший заряд ядра, тим складніше структура електронних оболонок атома, які включають до семи енергетичних рівнів, позначених літерами латинського алфавіту K, L, M, N, O, P, Q у порядку віддалення від ядра. Максимальна кількість електронів у кожному шарі визначена K – до 2, L – до 8, M – до 18, N – до 32 і т.д. Зовнішні електрони, які найслабше утримуються ядром, беруть участь у хімічних реакціях і визначають хімічні властивості атома.

При отриманні додаткової енергії електрони можуть переходити між енергетичними рівнями, залишаючись у межах атома. Такі атоми стають **збудженими**, зберігаючи електронейтральність, але накопичуючи надлишкову енергію. Повернення до початкового стану супроводжується вивільненням енергії у формі порцій енергії – **квантів**. Наприклад, перехід електронів на внутрішні оболонки породжує **рентгенівське випромінювання**, яке має унікальні спектральні характеристики для кожного елемента й використовується для хімічної ідентифікації.

Якщо ж енергія, що діє на електрон, перевищує енергію його зв'язку з ядром, електрон залишає атом, утворюючи **іон**. Атом, що втратив електрон, стає **позитивним іоном**, а той, що приєднав додатковий електрон, – **негативним іоном**. Цей процес називається **іонізацією**, у результаті якої утворюється пара

іонів. Згодом вільний електрон може зайняти місце в позитивному іоні, що називається *рекомбінацією* і супроводжується виділенням енергії, рівної витратам на іонізацію.

Ядро атома складається з елементарних частинок: протонів і нейтронів

Рентгенівське випромінювання – це електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі в діапазоні від 0,01 до 10 нм (частоти від 3×10^{16} до 3×10^{19} Гц), що лежить у спектрі між ультрафіолетовим і γ -випромінюванням. Воно утворюється при гальмуванні високоенергетичних заряджених частинок (гальмівне рентгенівське випромінювання) або під час переходу електронів між внутрішніми енергетичними рівнями атомів (характеристичне рентгенівське випромінювання).

(рис. 1.2), які разом називають **нуклонами**. Протони мають позитивний заряд, що за величиною дорівнює заряду електрона, але протилежний за знаком. Маса спокою протона становить $m_p \approx 1836,15 m_e$, де m_e – маса електрона. Нейтрони не мають електричного заряду, а їх маса трохи більша – $m_n \approx 1838,68 m_e$. Кожен атом також називають **нуклідом**. Ядро нукліда, що має масове число A , складається з Z протонів $N = A - Z$ нейтронів. Нукліди, які мають однакову кількість протонів (Z), називають **ізотопами**. Ізотопи хімічно ідентичні, однак вони різняться за масою та ядерними властивостями. Усі хімічні елементи мають ізотопи. Найменше відомих ізотопів має водень (3), а найбільше – ксенон і цезій (36). Загалом відомо близько 1300 ізотопів, із яких 250 є стабільними, а решта – радіоактивні.

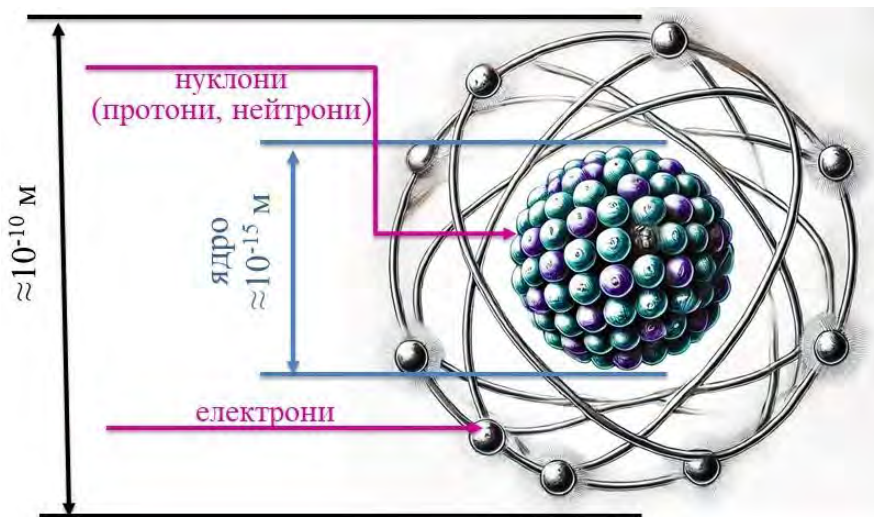


Рис. 1.2. Будова атома

Джерело: авторська графіка

Усередині ядра між нуклонами діють ядерні, електромагнітні та гравітаційні сили. Гравітаційні сили через малу масу частинок можна ігнорувати.

Електромагнітна взаємодія відбувається через обмін фотонами – безмасовими частинками

електромагнітного поля, які діють на будь-яких відстанях. Ядерні сили, або сильна взаємодія, діють на коротких відстанях (приблизно 10^{-15} фм) і є дуже потужними. Ця взаємодія здійснюється через обмін особливими частинками – π -мезонами, маса яких у 300 разів перевищує масу електрона.

Розділ 1. Вступ до радіоекології

Маса ядра завжди менша за суму мас його протонів і нейтронів. Ця різниця, еквівалентна енергії, що утримує нуклони разом, називається **енергією зв'язку** ($E_{зв}$). Вона також відповідає **надлишку маси** Δm , що є різницею між сумою мас нейтронів і протонів та реальною масою ядра $m_{(A,Z)}$.

Утворення ядер при об'єднанні нуклонів (**синтез**) супроводжується втраченою частини маси, яка перетворюється на енергію зв'язку та виділяється у вигляді тепла. Ці процеси відбуваються на Сонці та інших зірках. Подібне відбувається і при поділі важкого ядра на два легші, що також супроводжується виділенням енергії..

Відношення енергії зв'язку ядра до масового числа називається **енергією зв'язку, що припадає на один нуклон** $E=E_{зв}/A$. Енергія зв'язку на один нуклон має такі значення: для дейтерію (${}^2_1\text{H}$) – 2,6 МеВ, тритію (${}^3_1\text{T}$) – 2,78 МеВ, гелію (${}^3_2\text{He}$) – 2,6 МеВ. Далі величина E поступово зростає до 8,8 МеВ при $A=50$, а потім стабілізується і досягає постійного значення, яке повільно спадає до 7,5 МеВ для урану при $A=150$. Величина E на порядок перевищує електростатичне відштовхування двох протонів у ядрі, що й забезпечує існування стабільних ядер. Стійкість ядер суттєво залежить від параметра $(A-Z)/Z$ – відношення числа нейтронів до числа протонів. Для легких ядер це відношення близьке до одиниці, а для важчих ядер воно поступово зростає, досягаючи значення близького до 1,5 для найважчих.

Ядро, подібно до атома, може перебувати лише в певних енергетичних станах. В основному стані енергія зв'язку нуклонів максимальна. Після отримання порції енергії, ядро може перейти в збуджений стан. Якщо енергія збудженого ядра менша за енергію зв'язку нуклона, ядро повертається в основний стан, випромінюючи надлишкову енергію у вигляді гамма-квантів. Якщо ж енергія збудження ядра більша за енергію зв'язку нуклона, відбувається перетворення ядра з емісією елементарних частинок.

Радіоактивність – це процес перетворення ізотопів одного хімічного елемента в ізотопи іншого елемента, що супроводжується випромінюванням елементарних частинок або ядер. Радіоактивність, що спостерігається в природних умовах, називається **природною**, а радіоактивність, що виникає через штучно підтримувані ядерні реакції, – **штучною** радіоактивністю.

Стабільні ядра мають оптимальне співвідношення $(A-Z)/Z$. Якщо це співвідношення порушується, ядро прагне повернутися до стабільного стану через радіоактивне перетворення, що супроводжується випусканням (випромінюванням) елементарних частин або ядер (**рис. 1.3**).

Явище **α -розпаду** є спонтанною ядерною трансформацією, при якій

відбувається емісія α -частинки (ядра ${}^4\text{He}$) з материнського ядра. Цей процес описується рівнянням:



де X – символ початкового ядра (материнське ядро); Y – символ продукції розпаду (дочірнє ядро); Q – надлишок енергії (енергія розпаду, що переважно передається α -частинці).

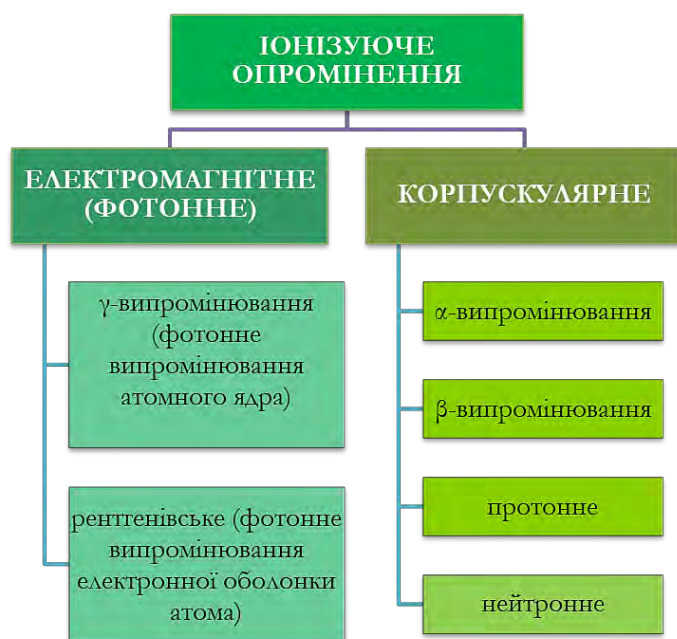


Рис. 1.3. Види іонізуючого випромінювання

Джерело: авторська графіка

Це явище превалює у важких ядрах ($Z > 82$). Характерний діапазон енергій α -частинок складає 4-9 МеВ, а періоди напіврозпаду варіюються від 3×10^{-7} с до 3×10^{15} років. Примітно, що α -розпад зазвичай характеризується моноенергетичним спектром, хоча деякі ядра демонструють множинні дискретні енергетичні рівні емітованих α -частинок. Варто додати, що згідно з сучасними дослідженнями, існує чітка кореляція між енергією α -частинок та періодом напіврозпаду, що описується зако-

ном Гейгера-Неттола. Цей закон демонструє експоненційну залежність між цими параметрами, що має фундаментальне значення для розуміння механізму α -розпаду.

β -розпад – це процес ядерного перетворення зі зміною заряду ядра на $\Delta Z = \pm 1$, що супроводжується емісією електрона або позитрона. Періоди напіврозпаду варіюються від 10^{-2} с до 10^{18} років, причому це явище спостерігається у ядер з різними масовими числами A , на відміну від α -розпаду, характерного лише для важких ядер. Відомо три види β -розпаду.

1. **β^- -розпад (електронний):** ${}^A_ZX \rightarrow {}^A_{Z+1}Y + e^- + \bar{\nu}$ Характерний для ядер з надлишком нейтронів, де відбувається перетворення $n \rightarrow p + e^- + \bar{\nu}$ (перетворення одного із нейтронів у протон);

2. **β^+ -розпад (позитронний):** ${}^A_ZX \rightarrow {}^A_{Z-1}Y + e^+ + \nu$ Властивий

нейтронодефіцитним ядрам. Позитрон, що утворюється, анігілює з електроном середовища, продукуючи два γ -кванти з енергією 0,511 MeV кожний. $p \rightarrow n + e^+ + \nu$. Позитрон, вилетівши з ядра, взаємодіє з вільним електроном, утворюючи пару **позитрон-електрон**, що миттєво перетворюється в два гамма-кванти енергії, еквівалентною сумі енергій $e^+ + e^-$. Процес перетворення пари електрон-позитрон у пару гамма-квантів називають **анігіляцією**, а гамма-кванти – **анігіляційними**. У природі існує обернена реакція, коли гамма-фотон достатньої енергії ($>2m_e$), що пролітає крізь речовину, перетворюється в пару «електрон-позитрон». Таким чином, при β^+ -розпаді в кінцевому підсумку за межі материнського атома вилітає два нейтрино і два гамма-кванти, кожний із яких має енергію в 0,511 MeV (енергія спокою електрона).

3. **Електронний захват**: $e^- + {}^A_ZX \rightarrow {}^A_{Z-1}Y + \nu$. Зазвичай відбувається з K або L оболонки атома (K/L-захват), супроводжується характеристичним рентгенівським випромінюванням при заповненні вакансії електроном з вищих оболонки. При цьому протон перетворюється в нейтрон: $p + e^- \rightarrow n + \nu$.

Сучасні дослідження показують, що спектр β -частинок є неперервним через тричастинковий характер розпаду, що було підтверджено експериментально та теоретично пояснено гіпотезою нейтрино Паулі. Також встановлено, що β -розпад відіграє ключову роль у процесах нуклеосинтезу та еволюції зірок.

Якщо α -розпад є проявом ядерних сил, то процеси β -розпаду зумовлені іншими, особливими силами, які називають **слабкою взаємодією**.

Гамма-випромінювання ядер виникає при переході ядра із збудженого стану в основний. γ -випромінювання являє собою електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі, меншою, ніж у рентгенівських променів. Зазвичай енергія γ -квантів відомих радіоактивних ізотопів становить 0,1-3 MeV (енергія кванта видимого світла $\approx 1\text{eV}$). Збуджені ядра можна отримати різними способами: у результаті бомбардування ядер зарядженими або нейтральними частинками, за поглинання ядром фотона, або в результаті α - або β -розпаду, коли нове ядро утворюється в збудженому стані. Спектр γ -квантів завжди дискретний.

Ядро може завжди звільнитися від надлишку енергії не лише шляхом випромінювання, але і випускання **електронів внутрішньої конверсії**. У цьому процесі енергія збудження ядра безпосередньо передається орбітальному електрону і він залишає атом. Енергія конверсійного електрона буде меншою за енергію гамма-кванта на величину енергії зв'язку електрона у відповідній оболонці атома.

Електронна реорганізація в атомі після вакансії на внутрішній оболонці відбувається двома конкуруючими механізмами:

4. **Випромінювальний перехід** – електрон з вищої оболонки заповнює

вакансію на внутрішньому рівні з емісією **характеристичного рентгенівського кванта**.

5. Безвипромінювальний перехід (ефект Оже) – енергія, що вивільняється при переході електрона на вакансію, передається іншому електрону зовнішньої оболонки, який у результаті залишає атом; такий електрон називають **електроном Оже**.

Сучасні дослідження показують, що ймовірність Оже-процесу домінує для легких елементів ($Z < 30$), тоді як для важких елементів переважає рентгенівська флуоресценція. Це явище широко використовується в Оже-спектроскопії для аналізу поверхні матеріалів та визначення їх елементного складу.

Перелік радіонуклідів, що мають просту схему розпаду, невеликий. Розпад значної частини радіонуклідів відбувається за більш складними схемами. Кількість будь-якого радіоактивного ізотопу з часом зменшується внаслідок радіоактивного розпаду.

Радіоактивний розпад – це спонтанний процес перетворення нестабільних атомних ядер в ядра інших елементів, що супроводжується випромінюванням частинок або квантів електромагнітного випромінювання (α -частинок, β -частинок, γ -квантів). Характеристики процесу: спонтанність, незалежність від зовнішніх умов, статистичний характер, незворотність, індивідуальність.

Швидкість розпаду визначається будовою ядра і звичайними фізичними чи хімічними способами вплинути на цей процес неможливо. Кожен радіоактивний ізотоп характеризується власною, незмінною швидкістю розпаду, що виражається через **постійну радіоактивного розпаду** λ (вимірюється в $[s^{-1}]$, $[хв^{-1}]$, $[год^{-1}]$, і т.д.). Закон радіоактивного розпаду виражається експоненційною функцією:

$$N_t = N_0 e^{-\lambda t}, \quad (1.2)$$

де N_t – кількість радіоактивних ядер після часу t ; N_0 – початкова кількість радіоактивних ядер при $t=0$.

Важливими характеристиками є:

- **Середня тривалість життя ядра** $\tau = 1/\lambda$;
- **Період напіврозпаду** $T_{1/2}$ (час, за який розпадається половина початкової кількості атомів);
- **Співвідношення між ними**: $\lambda = \ln 2 / T_{1/2} = 0,693 / T_{1/2}$

Активність радіоактивної речовини змінюється згідно з **законом радіоактивного розпаду** $A_t = A_0 e^{-\lambda t} = A_0 e^{-0,693t/T_{1/2}}$ і вимірюється в:

- **Беккерелях** (Бк): 1 Бк = 1 розпад/с

Розділ 1. Вступ до радіоекології

- **Кюрі** (Ки): $1 \text{ Ки} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Бк}$

Питома активність визначається як активність радіоактивної речовини на одиницю маси або об'єму.

Радіоактивний розпад є статистичним процесом, тому неможливо передбачити точний момент розпаду окремого ядра. Можна лише визначити ймовірність розпаду в заданому часовому проміжку. Число розпадів у одиницю часу варіює навколо середнього значення, що описується законом радіоактивного розпаду, і підпорядковується закону Пуассона. Це означає, що при вимірюванні радіоактивності слід враховувати статистичну точність результатів. Кожен радіонуклід має свою кількість пропущених γ -квантів, що залежить від його схеми розпаду.

Радіоактивне випромінювання складається з трьох компонентів:

- α -частинки – ядра гелію, що мають малу проникну здатність; їхній пробіг у повітрі становить 2–7 см, а в біологічних тканинах – кілька десятків мікронів;
- β -частинки – потік електронів або позитронів, пробіг яких у повітрі може досягати до 25 м, а в біологічних тканинах – до 1 см;
- γ -випромінювання (γ -кванти) – електромагнітні хвилі з великою проникною здатністю, які можуть проходити в повітрі на відстань від 100 до 400 м в залежності від енергії.

Кожен компонент випромінювання взаємодіє з речовиною, в якій він розповсюджується. Ця взаємодія залежить від параметрів частинки (маса, заряд, енергія) та властивостей середовища (ядерний заряд, щільність, потенціал іонізації). Основними втратами енергії заряджених частинок (*іонізаційні втрати*) є зіткнення з атомами речовини, що викликають іонізаційні процеси. Оскільки маса ядер атомів значно перевищує масу електронів, частинки здебільшого взаємодіють з електронами, відриваючи їх від атомів та збуджуючи атоми, що призводить до зменшення кінетичної енергії частинок.

Оскільки розміри ядра значно менші за розміри атома, ймовірність взаємодії зарядженої частинки з ядрами є дуже низькою. Іонізація в речовині зазвичай характеризується роботою іонізації – середньою енергією, необхідною для утворення пари іонів. Для повітря цей показник становить 35 еВ, для α -частинок з енергією 1 МеВ та 34 еВ – для β -частинок. Знаючи кількість утворених пар іонів на шляху частинки, можна визначити її повну енергію E :

$$E = IW, \quad (1.3)$$

де I – кількість пар іонів; W – середня енергія утворення пари іонів.

Розділ 1. Вступ до радіоекології

Таким чином, заряджені частинки з однаковою енергією утворюють однакову кількість пар іонів.

Питомі втрати енергії на іонізацію атомів $(-dE/dx)_{\text{іон}}$ (кількість пар на одиницю шляху) залежать від заряду частинки, що рухається Z_e , концентрації електронів в середовищі n_e , швидкості частинки, що рухається $f(v)$:

$$(-dE/dx)_{\text{іон}} \approx (Z_e)^2 n_e f(v), \quad (1.4)$$

Оскільки величина питомих іонізаційних втрат залежить від швидкості і заряду частинки, то для однієї й тієї ж енергії питомі втрати α -частинок будуть набагато вищими, ніж у β -частинок. Тому α -частинки, наприклад, проходять у повітрі кілька сантиметрів, тоді як β -частинки – кілька метрів.

Пробіг частинки R – це товщина шару речовини, яку частинка з енергією E_0 може пройти до повної зупинки. Цей параметр визначається для важких частинок, шляхи яких в речовині практично прямі. β , маючи маси, рівні масам електронів атомів речовини, багаторазово розсіюються в середовищі. Частина β -частинок після кількох зіткнень може покинути речовину, що відомо як *зворотне розсіювання*, тому поняття шляху і пробігу для них не збігаються. Пробіг заряджених частинок зазвичай виражаються в г/см^2 :

$$R(\text{г/см}^2) = x(\text{см}) \cdot \rho(\text{г/см}^3), \quad (1.5)$$

де x – шлях частинок; ρ - щільність речовини.

Оскільки всі α -частинки, випущені радіоактивним ізотопом, мають однакову енергію, їх кількість в паралельному пучку різко зменшується до нуля в кінці пробігу. Спектр β -частинок неперервний, від 0 до E_{max} , тому їх кількість поступово зменшується, оскільки частинки різних енергій поглинаються різними шарами поглинач. Ослаблення інтенсивності потоку β -частинок можна описати експоненційною залежністю:

$$N = N_0 e^{-\mu x}, \quad (1.6)$$

де N – β -частинок, що пройшли через шар поглинач d , см; N_0 – кількість β -частинок, що надходять на поверхню поглинач; μ – лінійний коефіцієнт ослаблення випромінювання, г/см^2 .

Для високоенергетичних частинок (особливо β -частинок) значну роль у

втраті енергії відіграють **радіаційні втрати**. Механізм цього процесу полягає в тому, що, відповідно до законів електродинаміки, частинка, розсіюючись у кулонівському полі ядра або електрона, отримує прискорення, що завжди призводить до електромагнітного випромінювання. У результаті цього виникає неперервний спектр γ -фотонів, який називається **гальмівним випромінюванням**.

Важкі частинки (мезони, протони, α -частинки та ін.) з великими енергіями можуть спричиняти ядерні реакції, що супроводжуються вильотом різних частинок з ядра, випромінюванням γ -квантів, поділом ядра тощо.

Для фізичної характеристики якості іонізуючого випромінювання (ІВ) вводять поняття **лінійної передачі енергії (ЛПЕ)**. ЛПЕ рівна відношенню повної енергії dE , що була передана речовині зарядженою частинкою внаслідок зіткнень на шляху dl , до довжини цього шляху $L = dE/dl$. Для незаряджених частинок ЛПЕ не застосовується, але використовують значення ЛПЕ їх вторинних заряджених частинок, що утворилися в речовині. Звичайно ЛПЕ вимірюють у позасистемних одиницях кілоелектронвольт на мікрометр води, кеВ/мкм.

γ -кванти при проходженні через речовину втрачають свою енергію внаслідок таких процесів: комптон-ефекту, фотоефекту, утворення пар електрон-позитрон, ядерних реакцій.

Комптон-ефектом називають розсіювання γ -квантів на електронах речовини, за якого фотони передають частину енергії електронам атома. Якщо енергія γ -кванта більша за енергію зв'язку в атомі, то γ -квант передає частину енергії електрону. При цьому він сам втрачає частину енергії і змінює напрямок руху (вибивається із пучка). Це явище відбувається на зовнішніх (валентних) або вільних електронах.

Фотоефектом називається поглинання γ -кванта атомом, коли вся енергія фотона передається електрону, що вилітає, внаслідок цього, із атома. Найчастіше фотоефект притаманний найбільш зв'язаним електронам (K, L - шари). Вилітаючи з атома, електрон має енергію, рівну енергії γ -кванта мінус енергія зв'язку електрона в атомі. На місце L-електрона, що вилетів з атома K, переміщуються електрони наступних шарів, що супроводжуються випусканням γ -квантів характерного рентгенівського випромінювання або випусканням електронів. Ймовірність фотоефекту σ_f істотно залежить від заряду атома Z , з яким відбувається взаємодія, $\sigma_f \sim Z^5$, тому фотоефект особливо істотний у важких речовинах.

Утворення електронно-позитронних пар – процес перетворення γ -кванта в дві частинки: електрон і позитрон. Воно відбувається в полі ядра або іншої частинки. Оскільки маса γ -кванта рівна нулю, то для того, щоб такий процес відбувся, енергія γ -кванта має бути вищою за суму мас спокою електрона і позитрона

Розділ 1. Вступ до радіоекології

(1,022 MeV). Надлишок над цією енергією передається народженим частинкам у вигляді кінетичного імпульса. При анігіляції електрон-позитрон утворюється 2 γ -кванти, що розлітаються в протилежних напрямках з енергією спокою електрона 0,511 MeV. Надлишок енергії пари при цьому передається будь-якому ядру або іншій частинці. Існує ймовірність трифотонної анігіляції, що $\approx$ у 400 разів менша, ніж двофотонна. Процес анігіляції є джерелом монохроматичного (з однаковою енергією) γ -випромінювання 0,511 MeV. Оскільки γ -кванти вибувають з пучка в результаті одиничного акту взаємодії внаслідок перелічених процесів, то кількість вибухливих із пучка частинок буде описуватися експоненціальною функцією:

$$I = I_0 e^{-\mu x}, \quad (1.7)$$

де I – інтенсивність пучка γ -квантів, що пройшли шар поглиначів; I_0 – інтенсивність падаючого пучка γ -квантів; μ – лінійний коефіцієнт поглинання; x – товщина шару.

Ядерні реакції відбуваються звичайно при енергіях γ -квантів 6-10 MeV і вище, що відповідає енергії зв'язку нуклона в ядрі.

Радіоактивність – це спонтанне перетворення нестабільних атомних ядер в ядра інших елементів, яке супроводжується випусканням частинок або γ -квантів.

Радіонуклід – це ізотоп хімічного елемента, який має певне масове число і заряд і володіє властивістю радіоактивності.

Радіоактивний елемент – це хімічний елемент, усі ізотопи якого є радіоактивними.

Радіоактивні ізотопи – це сукупність радіоактивних ізотопів певного хімічного елемента.

Активність – кількість ядерних перетворень, що відбуваються за одиницю часу. Чим більше перетворень в одиницю часу, тим активніший радіоактивний препарат.

Одиниці вимірювання радіоактивності. Одиницею вимірювання активності є беккерель (Бк, Bq); 1 Бк = 1 розпад/с. Позасистемна одиниця – кюрі (Кі); 1 Кі = 3.7×10^{10} Бк; 1 Бк = 2.7×10^{-11} Кі. Одиниця кюрі відповідає активності 1 г радію.

1.3. РАДІОНУКЛІДИ В НАВКОЛИШНЬОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Є кілька класифікацій джерел іонізуючого випромінювання.

За походженням (рис. 1.4) джерела іонізуючого випромінювання поділяються на:

Розділ 1. Вступ до радіоекології

1. Природні джерела:

- Космічне випромінювання (первинне та вторинне)
- Радіонукліди земного походження:
 - о первинні (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K),
 - о космогенні (^3H , ^7Be , ^{14}C),
 - о продукти розпаду радіоактивних рядів.

2. Техногенні (штучні) джерела:

- Медичні:
 - о діагностичні (рентгенівські апарати, радіофармпрепарати),
 - о терапевтичні (прискорювачі, гамма-установки),
 - о радіоізотопна діагностика.
- Промислові (ядерні реактори, прискорювачі заряджених частинок, рентгенівські установки, радіоізотопні прилади, дефектоскопи).
- Дослідницькі (ядерно-фізичні установки, лабораторні джерела, калібрувальні джерела).
- Військові (ядерна зброя, збройові радіоактивні матеріали).



Рис. 1.4. Джерела іонізуючого випромінювання за походженням

Джерело: авторська графіка

За видом випромінювання:

- Корпускулярне випромінювання (α -випромінювання, β -випромінювання, нейтронне випромінювання, протонне випромінювання)
- Електромагнітне випромінювання (γ -випромінювання, рентгенівське).

За способом використання (закриті джерела, відкриті джерела, генеруючі пристрої).

Розділ 1. Вступ до радіоекології

За агрегатним станом (тверді, рідкі, газоподібні).

За періодом напіврозпаду (короткоживучі ($T_{1/2} < 10$ днів), середньоживучі (10 днів $< T_{1/2} < 100$ років), довгоживучі ($T_{1/2} > 100$ років)).

За активністю (низькоактивні, середньоактивні, високоактивні).

Природний радіаційний фон створюється космічним випромінюванням, природними і штучними радіоактивними речовинами та джерелами іонізуючого випромінювання.

Космічне випромінювання за своїм походженням поділяють на первинне і вторинне. **Первинні космічні частинки** складаються з ядер легких елементів – водню (протонів 79%), гелію (α -частинок 20%), літію, берилію, бору та інших елементів дуже високих енергій 10^9 – 10^{18} еВ, що утворюються в надрах галактики і Сонця. Внаслідок взаємодії первинних космічних частинок з атмосферою Землі утворюється **вторинне космічне випромінювання**, що складається із мюонів $\mu^\pm$ і $\pi^\pm$ -мезонів (70%), електронів і позитронів (26%), протонів, нейтронів, фотонів та інших елементарних частинок.

За своїм енергетичним складом на рівні поверхні моря в космічному випромінюванні виділяють м'який і жорсткий компоненти. М'який компонент поглинається шаром свинцю завтовшки 8-10 см, жорсткий компонент проходить шар свинцю завтовшки понад метр. Ефективна еквівалентна доза від космічного випромінювання для середніх широт на рівні моря становить приблизно 300 мкЗв/рік.

Природне радіоактивне випромінювання утворюється більш як від 60 радіонуклідів, наявних у біосфері Землі, які поділяють на дві категорії: первинні і космогенні. До першої групи відносять 32 радіонукліди урано-радієвого і торієвого рядів з продуктами розпаду і 11 довгоживучих радіонуклідів з $T_{1/2}=10^7$ – 10^{15} років (^{40}K , ^{87}Rb , ^{48}Ca , ^{96}Zr , ^{113}In та ін.). До другої групи відносять 14 радіонуклідів, що утворюються в результаті ядерних реакцій частинок первинного космічного випромінювання (нейтронів і протонів) з ядрами елементів, які входять до складу земної атмосфери. До них належать радіоактивні ізотопи ^3H , ^{14}C , ^7Be , ^{22}Na та ін. Потужність поглинутої дози в повітрі (на висоті 1 м) від природних радіонуклідів становить в середньому $(3,7\text{--}9,4)\times 10^{-8}$ Гр/год залежно від вмісту ^{232}Th і ^{226}Ra в даній місцевості.

Додатково до природної радіоактивності в результаті людської діяльності в довкіллі з'являються штучні радіонукліди, що надходять з радіоактивних випадіннь від ядерних вибухів і викидів підприємств атомної енергетики, або перерозподіляються природні, що добуваються з глибини Землі разом з вугіллям, мінеральними добривами, будівельними матеріалами тощо. Найзначнішими за

Розділ 1. Вступ до радіоекології

впливом на живе середовище є ізотопи $^{89,90}\text{Sr}$, ^{95}Zr , ^{95}Nb , $^{103,106}\text{Ru}$, ^{131}I , $^{134,137}\text{Cs}$, ^{140}Ba , ^{144}Ce .

Природні радіонукліди. Біосфера Землі містить понад 80 природних радіонуклідів, які поділяються на первинні та космогенні. Первинні радіонукліди формуються в результаті ядерних реакцій у надрах планети на початкових етапах її формування. Космогенні утворюються під впливом космічного випромінювання.

Первинні розділені на дві групи. Перша група включає 43 радіонукліди трьох сімейств (рядів) – уранового, торієвого та актинієвого – радіоактивних елементів з періодами напіврозпаду від 3×10^{-7} с з (^{212}Po) до 1.41×10^{10} років (^{232}Th). Радіонукліди цієї групи називають також **важкими природними**. У природі колись існував четвертий радіоактивний ряд – нептунієвий (^{237}Np , $T_{1/2} = 2.14 \times 10^6$ років), усі ізотопи якого в природних умовах розпались. Тепер їх отримують штучним шляхом.

Друга група первинних радіонуклідів складається з 24 довгоживучих (період напіврозпаду від 1.3×10^9 до 1.4×10^{21} років) радіоактивних ізотопів таких хімічних елементів як K, Ca, Rb та ін.

Космогенні радіонукліди утворюються в основному в атмосфері внаслідок взаємодії космічного випромінювання (нейтронів, протонів і ін.) з ядрами атомів O, N, Ar, а потім випадають на земну поверхню з атмосферними опадами. Ця група представлена 20 радіонуклідами з періодами напіврозпаду від 37,3 хв. (^{38}Cl) до $7,4 \cdot 10^5$ років (^{26}Al). Найбільш значимі в радіологічному плані радіонукліди цієї групи – ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na і ^{24}Na .

Природні радіонукліди доцільно розділити на легкі і важкі. У групу **важких** природних радіонуклідів виділені нукліди трьох радіоактивних сімейств – ^{235}U , ^{238}U , ^{232}Th . Решта радіонуклідів класифікуються як **легкі**.

Легкі природні радіонукліди

Тритій. ^3H – єдиний радіоактивний ізотоп водню ($T^{1/2} = 12,34$ роки), два інших ізотопи водню – протій і дейтерій – стабільні. Розпад ^3H супроводжується β -випромінюванням. У Світовому океані знаходиться 65% природного ^3H , на земній поверхні і в наземній біоті – 27%. Антропогенний ^3H утворюється і надходить у навколишнє середовище при роботі реакторів і при переробці відпрацьованого палива, випробовуванні ядерної і термоядерної зброї. Загальна кількість ^3H , яка надійшла в стратосферу тільки при термоядерних вибухах до 1979 р., сягає $(1,2-2,4) \cdot 10^{20}$ Бк, що значно перевищує наявність природного ^3H . Близько 99% кількості природного ^3H перетворюється в тритіровану воду – H^3HO .

Вуглець. У природному середовищі розсіяно 2 стабільних ізотопи: ^{12}C (98,

89%), і ^{13}C (1,108%). Основний радіоактивний ізотоп С – ^{14}C (β -випромінювач $T_{1/2}=5730$ років). Загальна кількість космогенного ^{14}C в біосфері оцінюється $8,5 \times 10^{18}$ Бк. За рахунок ядерних вибухів з 1945 р. по 1980 р. у атмосферу надійшло $2,2 \times 10^{17}$ Бк ^{14}C . Передбачається, що глобальне надходження ^{14}C внаслідок роботи АЕС складе біля 10% від бомбового ^{14}C , або 0,3% від рівня природного ^{14}C .

Калій. У природному середовищі присутні три основні ізотопи калію: два стабільних (^{39}K і ^{41}K – відповідно 93,22 і 6,77%), а також один радіоактивний – ^{40}K (0,0118%). ^{40}K є β -випромінювачем, $T_{1/2}=1,28 \times 10^9$ років. При розпаді ^{40}K перетворюється у стабільний ізотоп ^{40}Ca . У кожному грамі природного калію міститься 27 Бк ^{40}K . Якщо прийняти середній вміст К в різних типах ґрунтів у межах від 0,33 до 2,64%, то це значить, що в орному шарі ґрунту ($3 \cdot 10^8$ кг/км²) міститься ^{40}K в кількості $(2,7-21,6) \times 10^{10}$ Бк/км² (0,7-5,8 Ки/км²).

Важкі природні радіонукліди

Уран. Природний уран складається з трьох радіоактивних ізоотопів – ^{234}U , ^{235}U і ^{238}U . Найбільш важливим у радіологічному і токсикологічному відношеннях за хімічними властивостями є ^{238}U ($T_{1/2} = 4,5 \times 10^9$ років, $T_{1/2}^{235}\text{U} = 7,1 \times 10^8$ років, $T_{1/2}^{234}\text{U} = 2,33 \times 10^5$). Головним джерелом урану у біосфері є земна кора. Середньосвітова концентрація ^{238}U в ґрунтах – 24,4 Бк/кг. Глобальні техногенні потоки ^{238}U у біосфері в 1982 р. складали: при функціонуванні підприємств паливних циклів на ядерному і викопному органічному паливі – близько $1,5 \times 10^{14}$ Бк, за рахунок використання фосфорних добрив – 1×10^{14} Бк. Запас ^{238}U в орному шарі землеробних ділянок складає $1,4 \times 10^{17}$ Бк, а в прісних материкових водах – 7×10^{17} Бк.

Торій. Природний торій складається з шести радіоактивних ізоотопів, а найбільш важливий в радіологічному аспекті ^{232}Th є родоначальником радіоактивного сімейства, ^{232}Th має $T_{1/2} = 1,41 \times 10^{10}$. Природний торій переважно представлений ^{232}Th (> 99,9% по масі) з домішкою ^{228}Th , вміст останнього при радіоактивній рівновазі складає $1,37 \times 10^{-8}\%$. ^{234}Th , ^{227}Th і ^{231}Th у природі зустрічаються в незначних кількостях. Джерелом забруднення навколишнього середовища, особливо сільськогосподарських угідь, ^{232}Th є широке використання фосфорних добрив, де вміст ^{232}Th коливається від 1,5 до 25 Бк/кг. Глобальні техногенні потоки ^{232}Th у біосфері в 1982 р. складали: за рахунок спалювання викопного органічного палива – біля $1,6 \times 10^{13}$ Бк, внаслідок використання фосфорних добрив 4×10^{12} Бк. Запас ^{232}Th в орному шарі земельних ділянок складає $1,4 \times 10^{17}$ Бк, а в прісних материкових водах – $2,2 \times 10^{15}$ Бк.

Радій. Природний радій має чотири основні радіоізотопи: головний з них –

^{226}Ra ($T_{1/2} = 1622$ роки) є α -випромінювачем. Для ^{226}Ra в природі характерний розсіяний стан. У ґрунтах ^{226}Ra володіє найбільшою міграційною здатністю в порівнянні з іншими важкими природними радіонуклідами.

Полоній. Природний полоній має сім радіоізоотопів: шість короткоживучих і один – ^{210}Po – α -випромінювач з енергією 5,29 МеВ, його вміст у земній корі дорівнює $2 \times 10^{-14}\%$. Концентрація ^{210}Po в сировині і фосфорних добривах складає: в апатиті – 10 Бк/кг, у фосфорному пилу – 480 Бк/кг, нітроамонійфосфаті – 10 Бк/кг.

Свинець. Природний свинець складається з чотирьох стабільних (^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb і ^{208}Pb) і чотирьох радіоактивних ізоотопів. Вміст стабільного свинцю в земній корі $1,6 \times 10^{-3}\%$. У зв'язку з цим поведінка його радіоізоотопів в ґрунтах визначається переважно поведінкою ізотопного носія – стабільних ізоотопів елемента. Найбільш важливий із радіонуклідів свинцю – ^{210}Pb , що є дочірнім продуктом ^{222}Rn .

Радон. Радіологічний інтерес представляють два радіоізоотопи: перш за все ^{222}Rn і трохи менше – ^{220}Rn . ^{222}Rn – газоутворюючий дочірній продукт ^{226}Ra ($T_{1/2} = 3,825$ діб, α -випромінювач). У повітрі над поверхнею суші в середньому міститься $25,9$ Бк/м³ ^{222}Rn . ^{220}Rn , який називають тороном (Tn), – продукт розпаду ^{224}Ra (з сімейства ^{232}Th), $T_{1/2}^{220}\text{Rn} = 54,5$ с, є α -випромінювачем.

Штучні радіонукліди

Радіоактивні продукти ядерного ділення, які виникають у реакціях ділення ядер ^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu і ін., утворюють першу групу. Основні джерела цієї групи радіонуклідів у біосфері – випробовування ядерної зброї, функціонування підприємств ЯПЦ і атомної промисловості (ядерно-енергетичні установки, радіохімічні заводи).

Продукти наведеної активації утворюються в результаті ядерних реакцій елементарних часточок (в основному нейтронів) з ядрами атомів стабільних елементів, які входять до складу конструкційних матеріалів комунікацій і теплоносіїв ядерних реакторів, корпусів ядерних боєголовок і так далі.

Трансуранові елементи виникають у ядерно-енергетичних установках і при ядерних вибухах у результаті послідовних ядерних реакцій (n , γ) з ядрами атомів матеріалу, який ділиться, і наступного радіоактивного розпаду утворених надважких ядер. Радіонукліди цієї групи (радіоізоотопи Np , Pu , Am , Cm і ін.) переважно α -активні, характеризуються дуже високою радіотоксичністю, великим періодом напіврозпаду, відсутністю стабільних ізотопних аналогів у природі.

ШРН з періодом напіврозпаду менше 10^2 – 10^4 років знаходяться в ґрунтах в ультрамалих концентраціях, чим визначається суттєва залежність їх поведінки в

грунтах від концентрації і властивостей їх ізотопних і неізотопних носіїв. Важливим фактором, що визначають закріплення, розподілення і трансформацію ШРН у компонентах ґрунтів, є вихідна фізико-хімічна форма, в якій радіонуклід інжектований у біосферу (в складі важкорозчинних скловидних часток, утворених при наземних ядерних вибухах; у вигляді паливних часток при аваріях на АЕС; у вигляді розчинних форм газоаерозольних викидів і рідких скидань підприємств ЯПЦ і т.д.) У деяких випадках поведінка ШРН в ґрунтах визначається не закономірностями поведінки стабільних ізотопних і неізотопних носіїв (хімічних аналогів), а поведінкою і розподіленням у ґрунтах типоморфних елементів ландшафтів.

Продукти ядерного ділення

Стронцій. Природний стронцій складається з чотирьох стабільних ізотопів ^{84,86,87,88}Sr. Вміст стабільного стронцію в земній корі $3,4 \times 10^{-20}\%$. У число продуктів ділення входять два радіоізотопи – ⁹⁰Sr, який належить до числа найбільш біологічно рухливих ($T_{1/2}=28,1$ роки, β -випромінювач з максимальною енергією 0,544 MeV), і ⁸⁹Sr – більш короткоживучий радіонуклід ($T_{1/2}=50,5$ днів, β -випромінювач з енергією 1,463 MeV). Закріплення і розподіл ⁸⁹Sr і ⁹⁰Sr у компонентах ґрунтів визначаються переважно закономірностями поведінки ізотопного носія – стабільного стронцію, а також хімічного аналога – стабільного кальцію, вміст якого в земній корі складає 2,96%. Основний механізм поглинання ⁹⁰Sr твердою фазою ґрунтів – іонний обмін. Глиниста фракція ґрунтів може сорбувати до 99% ⁹⁰Sr. Переважно ⁹⁰Sr кумулюється такими мінералами як асканіт, бентоніт, вермікуліт, флогопіт і гумбрін, значно менше – гідромусковітом та гідрогетітом.

Цезій. Природний цезій представлений одним стабільним ізотопом ¹³³Cs, вміст якого в земній корі становить $6,5 \times 10^{-40}\%$. До складу продуктів ділення входять два радіоізотопи – ¹³⁷Cs і ¹³⁴Cs, які належать до числа біологічно рухливих у сільськогосподарських ланцюгах. ¹³⁷Cs – один із основних дозоутворюючих радіонуклідів серед продуктів ділення ($T_{1/2}^{137}\text{Cs}=30,17$ року, β - і γ -випромінювач з максимальною енергією β -випромінювання 0,662 MeV, γ -випромінювання 1,367 MeV). Велика рухливість ¹³⁴Cs і ¹³⁷Cs визначається тим, що це радіоізотопи лужного елементу, хімічного аналога біогенно важливого елемента калію, який є в природних системах хімічним носієм ¹³⁴Cs і ¹³⁷Cs. Особливістю поведінки радіоактивних і стабільних ізотопів цезію є їх здатність поряд з іонообмінним зв'язуванням до необмінної сорбції (фіксації) твердої фази ґрунтів. Основною фракцією, яка відповідає за сорбцію ¹³⁷Cs в ґрунті, є мул.

Йод. Природний йод представлений одним стабільним ізотопом ¹²⁷I, середній вміст якого в земній корі складає $4 \times 10^{-50}\%$, у бурових водах – $3 \times 10^{-30}\%$, у

Розділ 1. Вступ до радіоекології

морській воді – $6 \times 10^{-3}\%$, у ґрунтах – $5 \times 10^{-4}\%$. Серед ізотопів йоду найбільш радіологічно значущими є ^{129}I і ^{131}I . ^{131}I має $T_{1/2}=8,04$ днів, β -випромінювач з максимальною енергією $0,608$ МеВ ($87,2\%$). $T_{1/2}^{129}\text{I} = 1,57 \times 10^7$ років, β -випромінювач з енергією $0,150$ МеВ. Вважається, що рівновагове фонове відношення ^{129}I до ^{127}I в біосфері складає 10^{-15} – 10^{-14} . Потрапляючи в атмосферу, ^{129}I розбавляється в повітрі стабільним ^{127}I і разом з ним осідає на поверхню ґрунтово-рослинного покриву. Вміст йоду в ґрунті і запаси в ньому гумусу тісно корелюють. Закріплення і розподілення ^{129}I в компонентах ґрунтів переважно визначається закономірностями поведінки ізотопного носія – ^{127}I .

Церій. Природний церій складається з трьох стабільних ізотопів $^{138,140,143}\text{Ce}$. Вміст стабільного церію в земній корі становить $4,5 \times 10^{-3}\%$. У суміші продуктів ділення присутні два радіонукліди – ^{141}Ce і ^{144}Ce , ^{141}Ce , $T_{1/2}=32,5$ днів, β - і γ -випромінювач з максимальною енергією β -випромінювання $0,580$ МеВ, γ -випромінювання $0,145$ МеВ. Для ^{144}Ce $T_{1/2}=284,3$ днів, β - і γ -випромінювач з максимальною енергією β -випромінювання $0,320$ МеВ, γ -випромінювання $0,134$ МеВ.

Рутеній. Природний рутеній складається із семи стабільних ізотопів з масовими числами $^{96,98,99,100,101,102,104}\text{Ru}$. Вміст стабільного Ru в земній корі $5 \cdot 10^{-7}\%$. Найбільш значущі радіоізотопи – ^{103}Ru і ^{106}Ru . ^{103}Ru , $T_{1/2}=39,35$ діб, β - і γ -випромінювач з максимальною енергією β -випромінювання $0,710$ МеВ, γ -випромінювання – $0,610$ МеВ. ^{106}Ru ($T_{1/2}=368,2$ діб) – β -випромінювач з максимальною енергією випромінювання $0,039$ МеВ.

Цирконій. Природний цирконій складається з п'яти стабільних ізотопів $^{90,91,92,94,96}\text{Zr}$. Вміст його в земній корі $2 \times 10^{-20}\%$. Розподіл і закріплення в компонентах ґрунтів радіологічно значущого радіоізопа ^{95}Zr ($T_{1/2}=64,05$ діб, β - і γ -випромінювач з максимальною енергією β -випромінювання $0,89$ МеВ, γ -випромінювання $0,756$ МеВ) визначається переважно закономірностями поведінки ізотопного носія – стабільного цирконію. У зв'язку з дуже малою рухливістю, а також малим періодом напіврозпаду, ^{95}Zr є радіологічно значимим тільки з погляду формування доз зовнішнього опромінення.

Ніобій. Природний ніобій представлений одним стабільним ізотопом ^{93}Nb , вміст якого в земній корі складає $2 \times 10^{-30}\%$. Радіологічно значущий радіонуклід ^{95}Nb ($T_{1/2}=35,1$ діб, β -випромінювач з максимальною енергією β -випромінювання $0,160$ МеВ) є дочірним ізотопом ^{95}Zr . У ґрунтах гумідного клімату ^{95}Nb більш рухливий, ніж в умовах аридного клімату.

Барій. ^{140}Ba , $T_{1/2} = 12,78$ діб, β - і γ -випромінювач з максимальною енергією β -випромінювання $1,010$ МеВ, γ -випромінювання $0,537$ МеВ. ^{140}Ba як

представник лужноземельних радіонуклідів досить рухливий в ґрунтах.

Лантан. ^{140}La , $T_{1/2}=40,22$ год., β - і γ -випромінювач з максимальною енергією β -випромінювання 2,200 МеВ, γ -випромінювання 2,520 МеВ. У ґрунтах знаходиться переважно в малорухливій формі.

Нукліди з наведеною активністю – це радіоактивні ізотопи, які утворюються внаслідок ядерних реакцій, викликаних опроміненням стабільних ізотопів частинками високої енергії. Таке опромінення може відбуватися в природних або штучних умовах, наприклад, у ядерних реакторах, під час роботи прискорювачів частинок або в космосі через вплив космічних променів.

Марганець. Природний марганець представлений одним стабільним ізотопом ^{55}Mn , вміст якого в земній корі складає 0,1%, а в ґрунтах варіює в межах 0,01-0,3%. Радіологічно найбільш значущим є радіоізотоп ^{54}Mn ($T_{1/2} = 31,23$ днів, γ -випромінювач).

Кобальт. Природний кобальт складається з двох стабільних ізотопів – ^{57}Co і ^{59}Co . Вміст стабільного кобальту в земній корі складає $4 \times 10^{-3}\%$. Закріплення, розподілення і трансформація в ґрунті ^{60}Co , найбільш радіологічно значущого ізотопу ($T_{1/2}=5,272$ роки, β - і γ -випромінювач).

Залізо. Природне залізо складається з чотирьох стабільних ізотопів $^{54,56,57,58}\text{Fe}$. Вміст стабільного заліза в земній корі 4,65%, а в ґрунтах 0,5–11%. Найбільш радіологічно значущі радіонукліди – ^{55}Fe і ^{59}Fe ($T_{1/2}=45,1$ днів, β - і γ -випромінювачі).

Цинк. Природний цинк представлений п'ятьма стабільними ізотопами $^{64,66,67,68,70}\text{Zn}$. Вміст стабільного цинку в земній корі $8,3 \times 10^{-3}\%$, а в ґрунті – $5 \times 10^{-3}\%$. Найбільш радіологічно значущий радіонуклід – ^{65}Zn ($T_{1/2}=244,1$ днів, β - і γ -випромінювач).

Трансуранові радіонукліди. Ґрунтова хімія трансуранових елементів (ТУЕ) дуже складна, зумовлюється низкою факторів: відсутністю стабільних ізотопних носіїв їх у навколишнє середовище, множинністю можливих ступенів окислення ТУЕ в їх сполуках, високою схильністю до комплексоутворення і гідролізу.

Нептуній. Відомо п'ятнадцять радіоактивних ізотопів нептунію $^{227-241}\text{Np}$, найбільш довгоживучий з яких ^{237}Np ($T_{1/2}=2,14 \times 10^6$ років, α -випромінювач). Радіологічно найбільш значущими є ^{237}Np і ^{239}Np . Найбільш стабільний нептуній у водних розчинах NpO_2^+ – не підлягає значному гідролізу в діапазоні природних значень рН. Серед трансуранових елементів нептуній найбільш розчинний і найбільш рухливий в ґрунті.

Плутоній. Відомо п'ятнадцять радіоізотопів плутонію $^{232-246}\text{Pu}$, найбільш

Розділ 1. Вступ до радіоекології

довгоживучий з яких ^{244}Pu ($T_{1/2}=7,5\cdot 10^7$ років). Деякі ізотопи Pu в незначних кількостях зустрічаються в уранових рудах. З урахуванням $T_{1/2}$ і виходу в навколишнє середовище при ядерних вибухах і роботі підприємств ядерного паливного циклу (ЯПЦ) радіологічно найбільш значущими ізотопами є $^{238-242}\text{Pu}$ (^{239}Pu , $T_{1/2}=2,44\cdot 10^4$ років, α -випромінювач з максимальною енергією 5,156 MeV; ^{238}Pu , $T_{1/2}=87,75$ років, α -випромінювач з енергією випромінювання 5,456 MeV). Вміст ^{239}Pu в ґрунтах складає 0,02–1,2 Бк/кг.

Америцій і кюрій. Відомо одинадцять радіоізотопів америцію $^{237-247}\text{Am}$ і чотирнадцять радіоізотопів кюрію $^{238-251}\text{Cm}$. Радіологічно найбільш значущими радіоізотопами америцію є ^{241}Am і ^{243}Am , а кюрію – ^{242}Cm , ^{243}Cm і ^{244}Cm . ^{241}Am ($T_{1/2}=432,8$ роки) – α -випромінювач з максимальною енергією 5,486 MeV; ^{242}Cm ($T_{1/2}=163$ дні) – α -випромінювач з максимальною енергією 6,12 MeV; ^{244}Cm ($T_{1/2}=17,6$ років) – α -випромінювач з максимальною енергією 5,806 MeV.

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. *Проблеми сучасних радіобіології та радіоекології в Україні та світі.*
2. *Теоретичне і практичне значення радіоекології та радіобіології.*
3. *Поняття радіоактивності та її фізична основа.*
4. *Основні види іонізуючого випромінювання та їх особливості.*
5. *Природні та штучні джерела іонізуючого випромінювання.*
6. *Найбільш небезпечні для населення радіонукліди чорнобильського генезису і їх характеристика.*
7. *Радіонукліди природного та штучного походження.*
8. *Трансуранові елементи, їх характеристика і джерела утворення.*

Розділ 1. Вступ до радіоекології
РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Гайченко В.А., Гудков І.М., Кашипаров В.О., Лазарєв М.М., Кіцно В.О. Практикум з радіобіології та радіоекології. Київ: Кондор, 2010. 282 с.
2. Герасимов О.І. Радіоекологія за галузями: Підручник. Одеса: ТЕС, 2016. 100 с.
3. Гудков І.М. Радіобіологія: Підручник для вищих навчальних закладів. – Київ: НУБіП України, 2016. – 485 с.
4. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашипаров В.О., Кутлахмедов Ю.О., Гудков Д.І., Лазарєв М.М. Радіоекологія: навчальний посібник; за редакцією академіка НААН України І.М. Гудкова. Київ.: «НОВОГрад» 2011. 368 с.
5. Давиденко В.М. Радіобіологія. Миколаїв: Вид. МДАУ, 2011. 265 с.
6. Кіцно В.О., Поліщук С.В., Гудков І.М. Основи радіобіології та радіоекології. Київ: Хай-Тех Прес, 2008. 314 с.
7. Клименко М.О., Клименко О.М., Клименко Л.В. Радіоекологія: підручник. Рівне: НУВГП, 2020. 304 с.
8. Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основи радіоекології: навч. посіб.; за ред. В.П. Зотова. Київ: Вища школа, 2003. 319 с..
9. Носовський А.В., Бондар Б.М. Дозиметрія та захист від іонізуючого випромінювання. Київ: Фенікс, 2020. 406 с.
10. Перепелятніков Г.П. Основи загальної радіоекології: монографія. Київ: Атіка, 2012. 440 с.
11. Ткаченко Г.М., Гудков І.М. Сільськогосподарська радіобіологія і радіоекологія. Київ: Бібліотека ветеринарної медицини, 1999. 64 с.
12. Фещенко В.П., Борисюк Б.В., Гудков І.М., Рахметов Д.Б., Костенко О.М. Радіобіологічний та радіоекологічний термінологічний словник. Житомир: ДАУ, 2004. 258 с.

2. ОСНОВИ РАДІОБІОЛОГІЇ ТА РАДІОТОКСИКОЛОГІЇ

2.1. ДІЯ РАДІАЦІЇ НА ЖИВІ ОРГАНІЗМИ

Дія радіації на живі організми. Основою взаємодії ІВ з речовиною, у т.ч. з речовинами клітин живих організмів, є іонізація, під час якої виникає іонізований стан атомів та молекул, наслідком якого є індукування різних хімічних та біохімічних реакцій в тканинах і органах.

Енергія зв'язку електрона з ядром атома в середньому становить 60 еВ. Енергія ^{137}Cs дорівнює 660000 еВ. Це означає, що при проникненні в клітину лише один квант спричинить утворення 11000 пар іонів ($660000:60=11000$), оскільки взаємодіятиме з її речовинами до повної втрати енергії. При дозі лише 1 Р у кожному 1 см^3 живої тканини виникає $2,8 \cdot 10^9$, а при летальних для ссавців дозах 4 -18 Гр – до 5×10^{12} пар іонів. Але якщо всі ці іонізації виразити у вигляді сумарної теплової енергії, її ледве вистачатиме, щоб підвищити температуру опроміненої тварини на $0,1^\circ\text{C}$. Ця невідповідність між кількістю переданої живій речовині енергії та відповідною реакцією дістала назву «*радіобіологічного парадокса*».

Радіобіологічні ефекти. Звичайно виділяють два класи радіобіологічних ефектів – соматичні й генетичні (рис. 2.1) (детальніше про радіобіологічні ефекти людини – в розділах 7 і 8).

Радіобіологічний ефект – це реакція живого організму на дію іонізуючого випромінювання, що характеризується зміною деяких його ознак та властивостей.

Соматичними радіобіологічними ефектами є зміни, що відбуваються в організмі протягом його онтогенезу - періоду індивідуального розвитку; **генетичними** - ушкодження, що передаються нащадкам, тобто реалізуються в наступних поколіннях. Серед соматичних ефектів розрізняють такі п'ять основних типів: радіаційна стимуляція, морфологічні зміни, променева хвороба, прискорення старіння і загибель. Генетичні (мутагенні) ефекти утворюють самостійний клас.

Радіаційна стимуляція – це прискорення росту та розвитку організмів під впливом іонізуючого випромінювання в дозах, значно нижчих за ті, що спричиняють гальмування цих процесів. Явище вперше описали французькі вчені М. Мальдіней і К. Тувінен у 1898 р., спостерігаючи прискорення проростання опроміненого насіння. Сучасні дослідження підтверджують, що в умовах

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

радіобіологічних лабораторій можна підібрати дози випромінювання, які стимулюють розвиток насіння, рослин, мікроорганізмів, комах та інших організмів. Ці дози варіюють залежно від виду організму, його фізіологічного стану, типу випромінювання та інших чинників.

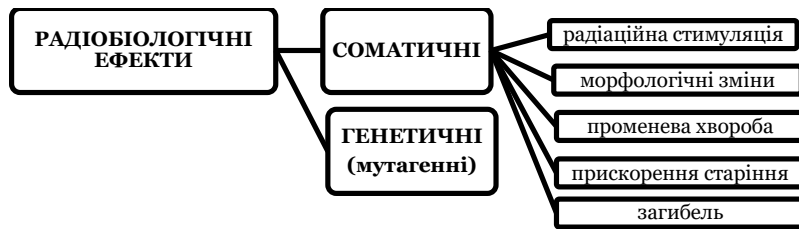


Рис. 2.1. Радіобіологічні ефекти

Джерело: авторська графіка

Для насіння потрібні вищі стимулюючі дози, ніж для проростків або рослин у фазі вегетації, а для мікроорганізмів – у десятки разів вищі, ніж для тварин. Радіаційна

стимуляція рослин проявляється у швидшому проростанні насіння, підвищенні його енергії та схожості, прискоренні росту й дозрівання, що сприяє скороченню вегетаційного періоду і підвищенню врожайності.

Стимулюючу дію іонізуючого випромінювання на тварин можна оцінити за аналогією з рослинами – через прискорення росту, розвитку та підвищення продуктивності. Найбільш вивченими є впливи на курячі яйця, курчат і дорослих курей. Дослідження показали, що опромінення яєць до або під час інкубації дозами 0,01–0,05 Гр підвищує виводимість курчат, знижує їх смертність, прискорює початок яйцекладки на 10–12 днів і збільшує несучість. Курчата, опромінені дозою 0,25 Гр, демонструють кращу живучість, швидший ріст і розвиток. Дорослі курки при дозі 0,05 Гр також збільшують несучість. На лабораторних ссавцях, зокрема, щурах, мишах і морських свинках, малі дози випромінювання сприяють прискоренню росту, збільшенню маси тіла та підвищенню плодючості.

Радіаційна стимуляція може проявлятися як при одноразовому, так і при хронічному опроміненні, зокрема, протягом всього періоду розвитку організму. Наприклад, рослини кукурудзи та гречки, опромінені впродовж вегетації при дозах 0,019 Р/добу, демонстрували стимулюючий ефект. Вважається, що збільшення радіаційного фону приблизно в 100 разів порівняно зі середнім значенням (10 мкР/год) може викликати стимуляцію росту. Цей ефект, ймовірно, вплинув на небувалий урожай зернових у деяких регіонах України в 1986 році після аварії на ЧАЕС, де підвищений фон міг діяти як стимулятор розвитку рослин.

Морфологічні зміни – це порушення зовнішнього вигляду організму, окремих органів, анатомічної структури та ознак, що відрізняють їх від батьківських форм. Такі зміни є несуттєвими, часто мають вигляд аномалій і не передаються спадково, обмежуючись поколінням опромінених організмів. Вони особливо помітні у рослин, наприклад, на листках спостерігається зміна розмірів, форми,

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

асиметричність, порушення жилкування, скручування, поява пухлин чи некротичних плям. У стеблі, коренях, квітках і плодах також виявляються специфічні зміни: порушення порядку листкорозміщення, відсутність бічних коренів, зменшення кількості квіток у суцвітті тощо. Значні морфологічні зміни були зафіксовані в зоні Чорнобильської катастрофи у 1986 році, переважно на багаторічних органах хвойних рослин.

У тварин такі зміни проявляються менш виразно, проте при опроміненні в період ембріогенезу можливі порушення росту кісток, непропорційний розвиток органів та різні аномалії. У дорослих особин радіація ушкоджує клітини, що активно діляться, спричиняючи зміни шкіри, волосяного покриву, катаракту, дистрофію тканин, випадання волосся, появу виразок і пухлин. Ці ефекти часто супроводжуються утворенням рубців на місці уражень або розвитком новоутворень на різних органах..

Променева (радіаційна) хвороба – захворювання, що виникає при дії іонізуючого випромінювання на живий організм і характеризується конкретним комплексом ознак, зокрема у вигляді *гострої* та *хронічної* променевої хвороби.

Гостра променева хвороба розвивається внаслідок одноразового загального опромінення, і її тяжкість залежить від отриманої дози опромінення. Визначають чотири ступені тяжкості захворювання:

- Перший ступінь (легкий): виникає при дозах опромінення 1–2 Гр, характерна для свиней.
- Другий ступінь (середньої тяжкості): спостерігається при дозах 2–4 Гр.
- Третій ступінь (тяжкий): розвивається при дозах 4–6 Гр.
- Четвертий ступінь (дуже тяжкий): проявляється при дозах понад 6 Гр.

Для більш радіочутливих видів, таких як велика рогата худоба, ці межі зміщуються в бік менших доз (0,5–5 Гр), тоді як для більш радіостійких тварин, таких як кролі, – в бік більших доз (6–12 Гр).

У розвитку гострої променевої хвороби виділяють чотири періоди або фази.

1. Перший період – період первинних реакцій. Цей період може тривати кілька годин до 3–4 діб після опромінення. Основні симптоми включають збудження, що змінюється пригніченням та слабкістю, погіршенням апетиту, порушенням серцевого ритму, задишкою, діареєю, блюванням, можливим підвищенням температури. У крові спостерігається нейтрофільний лейкоцитоз, лімфопенія, збільшення кількості ретикулоцитів. Наприкінці періоду може спостерігатись поліпшення стану тварин.

2. Другий період – латентний (прихований). Цей період триває від кількох діб до 2 тижнів і більше, залежно від тяжкості захворювання. При тяжких формах

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

гострої променевої хвороби цей період може бути відсутній. Стан тварини може виглядати стабільним, хоча в крові спостерігаються лімфопенія, тромбоцитопенія, зниження кількості нейтрофілів та ретикулоцитів. У кістковому мозку відзначається аплазія. На кінці періоду можуть з'являтися крововиливи на слизових оболонках, порушення функцій травного каналу, бронхіт, пневмонія та випадання шерсті. У кістковому мозку з'являються ознаки регенерації.

3. Третій період – розпал хвороби. Цей період розвивається через 1–4 тижні після опромінення, виявляючи характерні клінічні ознаки залежно від тяжкості хвороби. Виникають задишка, порушення функції серцево-судинної системи та органів травлення, втрата апетиту, діарея, дистрофічні процеси в слизовій оболонці рота, зменшення маси тіла, короткочасна лихоманка, підвищення температури тіла. Характерною ознакою цього періоду є геморагічний синдром – крововиливи під шкіру, на слизових оболонках, у травному каналі, в органах, таких як мозок, серце, легені. Тривалість цього періоду варіюється в межах 1–3 тижнів, залежно від дози опромінення та чутливості тварини. Наприкінці періоду може розвиватися анемія, і в деяких випадках тварини гинуть через аплазію кісткового мозку та лімфатичних вузлів.

4. Четвертий період – період відновлення. Цей період триває від кількох тижнів до кількох місяців і характеризується покращенням загального стану тварин. Поступово відновлюється апетит, нормалізується температура тіла, зникають диспептичні симптоми, а також відновлюються показники крові. Тривалість відновлення залежить від ступеня тяжкості захворювання. При легкому ступені відновлення може тривати кілька тижнів, а при середньому – 2–2,5 місяці. Повне відновлення займає 3–6 місяців. У разі тяжкої форми хвороби відновлення може затягнутися на 7–9 місяців. Однак повне відновлення можливе не завжди: може зберігатися знижений імунітет, ослаблення відтворювальної здатності, скорочення тривалості життя.

При дуже тяжких формах гострої променевої хвороби у великих сільськогосподарських тварин загибель може настати вже в першому або третьому періоді, і вона часто пов'язана з кисневою недостатністю, токсемією або набряком легенів. В умовах опромінення дозами, що перевищують летальні, смерть може настати через кілька годин після опромінення, а в деяких випадках навіть під час опромінення – так звану «смерть під променем».

Хронічна променева хвороба – форма радіаційного ураження, що розвивається внаслідок тривалого опромінення організму малими дозами загального опромінення або від РР, що потрапили всередину.

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

Виділяють три форми хронічної променевої хвороби: легку, середню і тяжку та періодичність протікання, як і при гострій формі. **Легка форма** хронічної променевої хвороби зумовлена опроміненням у порівняно невеликих дозах і протягом короткого періоду, характеризується звичайно функціональними порушеннями переважно нервово-рефлекторного характеру. Після припинення опромінення ці зміни можуть швидко зникнути. Для **середньої форми** хвороби характерними є порушення регуляторних систем, функціональна недостатність органів травлення, нервової, серцево-судинної систем і особливо крові. Але після припинення опромінення також настає відновлення, що характеризується репаративними процесами у найбільш радіовразливих тканинах, а також нормалізацією функціональних порушень, іноді з тим чи іншим ступенем їх недостатності. **Тяжка форма** хронічної променевої хвороби, що спостерігається при тривалому опроміненні, характеризується глибокими морфологічними порушеннями деструктивного порядку в органах кровотворення, травному каналі, нервовій та інших системах. Вона супроводжується поступовим ослабленням діяльності серця, порушенням функцій залоз внутрішньої секреції, виснаженням, зниженням стійкості проти інфекційних хвороб.

При лікуванні променевої хвороби тварин треба орієнтуватись на одержану твариною дозу опромінення і ступінь променевої хвороби. Якщо прогнозується тяжкий ступінь гострої променевої хвороби, то лікувати таку тварину економічно недоцільно. На початку розвитку хвороби рекомендується провести переливання крові, внутрішньовенне введення 25–40% розчину глюкози з аскорбіновою кислотою (вітаміном С) та ціанкобаламідом (вітаміном В₁₂), надалі активно застосовувати для лікування антибіотики, транквілізатори, глобуліни сироватки крові, нуклеїново-кислий натрій, різні антигеморагічні засоби. При надходженні великої кількості РР через травний канал слід застосовувати адсорбенти – водну суміш кісткового борошна, цеолітів, при надходженні через легені - відхаркувальні засоби. Головна мета лікування – запобігти патологіям та усунути їх в органах кровотворення, травному каналі, легенях, відтворювальній та нервово-ендокринній системах.

Променева хвороба рослин також характеризується комплексом неспецифічних ознак. Першою ознакою є гальмування росту рослини або окремих її органів під дією випромінення. Але це вже вторинна реакція рослини на опромінення. Вона є наслідком порушення обміну речовин внаслідок ушкодження ферментативних систем, порушення регуляторних зв'язків, що визначають підпорядкованість функцій окремих органів.

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

У радіочутливих рослин родини бобових (кінських бобів, гороху, квасолі) такі зміни можна виявити вже через кілька годин після опромінення дозами 1-3 Гр. Зміни швидкості поділу клітин виявляються не раніш ніж через 12-24 год., а помітне гальмування росту – ще пізніше. При дозах, близьких до напівлетальних (для названих культур 4–12 Гр), ці процеси реєструються значно швидше і в частини рослин вже через добу можна спостерігати практично повне припинення поділу клітин та ростових процесів. Однак протягом ще тривалого періоду можуть підтримуватись процеси фотосинтезу, дихання, мінерального та водного обміну. При променевій хворобі підвищується сприйнятливість рослин до інфекційних хвороб, знижується їх стійкість до несприятливих факторів, зменшується потреба в поживних речовинах, послаблюються відтворювальна здатність і продуктивність.

Прискорення старіння і скорочення тривалості життя. Існує пряма кількісна залежність між скороченням тривалості життя і дозою іонізуючого випромінювання. Проте прискорення старіння і скорочення тривалості життя не обов'язково повинні бути неминучими або наслідком один одного.

Старіння – це закономірний руйнівний процес вікових змін організму, властивий всім живим організмам на всіх рівнях організації, що веде до пониження його адаптаційних можливостей і збільшення імовірності смерті. Старіння тварин на рівні організму виявляється у послабленні функцій основних фізіологічних систем (нервової, ендокринної, серцево-судинної, травної та ін.), зниженні контролю за їх діяльністю, зміні реактивності щодо дії гормонів, порушення на етапі надходження інформації в нервові центри. Старіння рослин також характеризується послабленням функції основних фізіологічних систем (фотосинтезу, дихання, транспортування елементів живлення і метаболітів, водного обміну та ін.), розладом систем регуляції, послабленням реактивності щодо дії специфічних гормонів рослин – фітогормонів. Усі перелічені процеси змінюються під впливом опромінення іонізуючої радіації і при високих її дозах пригнічуються нею, що й прискорює процес природного старіння організму і скорочення тривалості життя.

Загибель. При високих дозах опромінення, коли видужання від променевої хвороби неможливе, настає загибель, або смерть, організму – припинення його життєдіяльності як цільної системи. Смерть теплокровних зумовлена передусім припиненням дихання і кровообігу. Виділяють два основних види смерті - клінічну й біологічну, або справжню. По закінченні періоду клінічної смерті, коли ще можливе повноцінне відновлення життєвих функцій, настає біологічна смерть - необоротне припинення фізіологічних процесів у клітинах і тканинах організму.

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

Окремі органи рослин мають автономність, що є однією з принципових властивостей, за якими розрізняють рослинні і тваринні організми. Рослини можуть зберігати деякі функції навіть при загибелі систем і органів, що мають високу чутливість до радіації. У них не настає при цьому загибель усього організму, як при ураженні деяких органів тварин. Навіть при високих дозах опромінення, що пригнічують поділ клітин, опромінені рослини протягом кількох тижнів можуть зберігати життєдіяльність. Тому зареєструвати загибель рослини не завжди вдається досить швидко і достовірно (явні ознаки загибелі «рудого лісу», що отримав летальну дозу під час аварії на Чорнобильській АЕС протягом квітня–травня 1980 р., стали очевидними лише наприкінці року).

Оскільки причиною загибелі рослин є загибель їх меристем, її можна зареєструвати вже через 2–3 дні після опромінення в смертельних дозах через припинення поділу клітин. Можна констатувати загибель меристем по специфічному побурінню кінчиків коренів та пагонів через 6-10 днів після опромінення.

Генетичні зміни. Соматичні ефекти виявляють тільки у безпосередньо опроміненому організмі. Генетичні, або спадкові, ефекти передаються нащадкам. Вони виникають внаслідок мутацій, тому їх називають ще мутагенними ефектами.

ІВ має здатність зумовлювати порушення у спадковому матеріалі і сприяти виникненню мутацій. Вони можуть призводити до появи у наступних поколіннях (до 15-20-го) організмів із зміненими властивостями - виродків.

Залежність кількості виниклих мутацій від дози іонізуючої радіації має лінійний або близький до лінійного характер. З одного боку, це свідчить про те, що ступінь генетичного ушкодження збільшується прямо пропорційно дозі, а з іншого - на безпороговість цієї радіобіологічної реакції. Тобто, якою б малою не була доза опромінення, вона індукуватиме мутації. У цьому головна небезпека іонізуючих випромінень – при малих дозах організм не зазнаватиме ніяких соматичних ушкоджень, але вони можуть виявитись у його нащадків.

Мірою генетичної дії ІВ є доза, яка подвоює кількість мутацій. Для сільськогосподарських тварин-савців, деяких радіочутливих видів рослин діапазон цієї дози досить широкий – від 0,1 до 1 Гр. При підвищенні радіаційного фону, ступеня забруднення продуктів харчування і кормів радіоактивними речовинами ймовірність виникнення мутацій зростає.

Мутації, що виникають при опроміненні в статевих клітинах савців, можуть бути настільки серйозними, що плід, який формується з них, може стати нежиттєздатним і загинути. Такі мутації називають *летальними*, тобто *смертельними*. В інших випадках мутаційні зміни можуть бути сумісними з життям, але

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

виявляються у вигляді виродків різного ступеня, спадкових хвороб. З підвищенням дози збільшується небезпека виникнення обох типів мутацій. Особливо велика вона для організмів, що пережили променеву хворобу середнього та тяжкого ступенів.

Радіочутливість та радіостійкість. У радіобіології рівноправними є два терміни, що характеризують відношення організму до іонізуючих випромінень, – радіочутливість і радіостійкість. Вони взаємозв'язані і з різних боків характеризують одне явище. Якщо організм має високу радіочутливість, то він характеризується низькою радіостійкістю і навпаки.

***Радіочутливість організму** – це його здатність реагувати на мінімальні дози іонізуючої радіації.*

***Радіостійкість організму** – це його здатність переносити високі рівні опромінення.*

Якщо для характеристики радіостійкості можна використовувати рівні дози, при яких після опромінення певна частина організмів (наприклад ЛД₅₀ – півлетальна доза, при якій гине і, відповідно, виживає половина організмів) або гинуть всі (ЛД₁₀₀ – летальна доза), то оцінка радіочутливості поки що ускладнена.

ІВ на рослини діє по-різному. Найбільш радіочутливі рослинні організми – лілейні, соснові, найбільш радіостійкі – деякі види синьо-зелених водоростей. Є відомості про радіочутливість більш ніж 3000 рослин, що належать до різних родин, родів, видів. Але вони здебільшого стосуються насіння – стадії розвитку рослин, в якій вони перебувають у стані глибокого спокою, тому виявляють високу стійкість як проти іонізуючих випромінень, так і проти інших шкідливих факторів. Варто тільки помістити насіння у вологе середовище при кімнатній температурі, як у них активізуються процеси обміну речовин і вони починають проростати. Радіочутливість дводенного проростка порівняно з насінням збільшується в десятки разів і лишається приблизно на тому ж рівні до кінця вегетації.

Найвища радіочутливість серед рослин і, мабуть, серед усіх живих організмів у лілії (ЛД₅₀ – 0,5-1 Гр, ЛД₁₀₀ – 2 Гр). Стійкість насіння лілії до радіації в 10–20 разів більша. Чутливими до іонізуючих випромінень також є хвойні рослини, і насамперед сосна та ялина, для яких летальні дози становлять, відповідно, 46 і 5–10 Гр. Через це під час аварії на ЧАЕС загинув сосновий ліс на площі 600 га.

Максимальна радіостійкість серед вищих рослин у представників родини хрестоцвітих. Так, півлетальна доза для вегетуючих рослин та насіння редису становить, відповідно 50 і 2000 Гр. Радіочутливість може істотно відрізнятись і в різних сортів. Так, для сортів пшениці півлетальні дози відрізняються в 3 рази, а для гороху – у 5 разів.

Надзвичайно висока радіостійкість у нижчих рослин – грибів, водоростей,

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

лишайників. Найстійкішими серед усіх видів рослин є синьо-зелені водорості. Півлетальні дози для деяких з їх видів досягають 1216 кГр.

Із відомостей про радіочутливість тварин важливими для людини є дані про ссавців. Наявні дані стосуються передусім дрібних лабораторних тварин. Менше відомостей є про радіочутливість великих тварин, дослідження яких пов'язані із значними витратами. Приблизними є також дані про радіочутливість людини, що ґрунтуються на випадкових даних, здобутих під час аварій, в умовах яких точна дозиметрія просто неможлива.

Для більшості родів ссавців півлетальна доза становить 5–8 Гр, летальна – 9–10 Гр. Найбільш радіочутливими серед сільськогосподарських тварин є вівці, для яких $LD_{50/30}$ дорівнює 1,5 Гр, тоді як кролі належать до найбільш радіостійких, маючи $LD_{50/30}$ у межах 8–10 Гр. Радіочутливість молодих тварин зазвичай вища, ніж у дорослих. Серед ссавців найрадіостійкішим видом є монгольська піщанка, з півлетальною дозою 13 Гр та летальною 18 Гр. Птахи демонструють більшу радіостійкість, ніж ссавці: півлетальні дози для них варіюють від 8 до 25 Гр. У курей ці показники становлять 10–15 Гр, у качок – 12–16 Гр. У риб півлетальні дози коливаються від 5 до 20 Гр, а в амфібій – до 25–30 Гр. Радіостійкість плазунів також суттєво різниться: у черепах вона становить 15–20 Гр, тоді як у змії може досягати 80–200 Гр.

Радіочутливість рослинних угруповань. Рослинні угруповання виявляють високу чутливість до впливу ІВ, навіть за порівняно низьких доз. Незначне пригнічення росту чи розвитку одного-двох видів може порушити зв'язки між ними, сприяючи розповсюдженню інших видів. Особливу небезпеку для фітоценозів становить хронічне опромінення, яке через кілька поколінь рослин призводить до накопичення стійких відхилень у розвитку окремих видів. На відміну від цього, після гострого одноразового опромінення угруповання може відновлюватися, наприклад, завдяки насінню з підвищеною радіостійкістю.

Зміни в складі фітоценозів можуть виникати і за стимулюючих доз, коли посилений розвиток одних видів створює для них переваги, що погіршує умови для інших, аж до їхнього випадання. Основним чинником порушення зв'язків між видами є реакції найбільш радіочутливих рослин. Хронічне опромінення відіграє вирішальну роль у цих змінах, тому потужність дози є важливішою характеристикою впливу, ніж загальна доза. Безпечним вважається рівень потужності дози, що не спричиняє змін у фітоценозах незалежно від тривалості опромінення.

Структурні зміни у фітоценозах впливають на біоценоз у цілому, змінюючи його зоологічні та мікробні компоненти й регуляторні зв'язки між ними, що

може викликати зміни в екосистемах регіону. Радіаційне стимулювання бур'янів може призводити до ще більшого пригнічення культурних рослин, що загрожує зміною складу агроценозів і їхньої продуктивності навіть за незначного підвищення радіаційного фону. Це змушує переосмислити вплив малих доз випромінювання.

Віддалені ефекти дії опромінення. Залежно від часу прояву після опромінення радіобіологічні ефекти поділяють на близькі та віддалені. До *близьких ефектів* належать ті, які виявляються в перші години, дні, тижні, місяці після опромінення. До близьких наслідків радіаційного ураження відносять радіаційну стимуляцію, яка виявляється одразу після опромінення; більшість морфологічних змін у тканинах і окремих органах, що виникають протягом перших днів, тижнів після радіаційного періоду; гостру променеву хворобу всіх ступенів тяжкості, що розвивається протягом 1–1,5 місяця, і загибель.

Віддаленими наслідками радіаційного ураження ссавців вважають злоякісні новоутворення – лейкози, ракові пухлини, променеву катаракту, нефросклероз – хвороба, що виникає внаслідок морфологічного переродження тканин і судин нирок при ураженні їх радіоактивними речовинами при їх виведенні з організму, а також скорочення тривалості життя і прискорення старіння, що реалізується в останні періоди життя. До найвіддаленіших наслідків опромінення як у тварин, так і в рослин відносять *генетичні ефекти*.

Віддалені наслідки променевого ураження мають випадковий (стохастичний) характер і їх можна передбачити на основі статистичного аналізу в опроміненій популяції організмів і виразити чисельність уражених осіб у процентах або визначити кількість уражених осіб на тисячу, мільйон. Ймовірність прояву віддалених наслідків зростає зі збільшенням дози опромінення. Ефекти також визначаються чутливістю організмів до іонізуючої радіації (*радіочутливістю*).

Оцінка дозового навантаження на біологічні об'єкти. У період гострої фази аварії на ЧАЕС зафіксовано потужність поглиненої дози γ -випромінювання до кількох Грей/год, тоді як β -випромінювання перевищувало цей показник у 10–100 разів. Це спричинило летальні наслідки для радіочутливих організмів, зокрема, хвойних рослин та деяких безхребетних. Основна частка (80%) поглиненої дози (див. підрозділ 2.2) була отримана впродовж перших трьох місяців після аварії, причому 95% становило β -випромінювання. Розрахунок поглиненої дози випромінювання здійснюється за формулами, що враховують форму джерела, тип радіонуклідів, біометричні параметри організмів та особливості їх життєдіяльності. Для точної оцінки поглинених доз необхідно враховувати такі параметри:

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

- радіонуклідний склад та активність у компонентах екосистеми з урахуванням видової специфіки організмів;
- часовий розподіл перебування організмів у різних компонентах екосистеми на всіх стадіях онтогенезу;
- коефіцієнти накопичення радіонуклідів у тканинах та органах, включаючи взаємний вплив γ -випромінювання при високій щільності популяції;
- морфометричні характеристики критичних органів та організму в цілому.

Розрахунок поглиненої дози випромінювання потребує індивідуального підходу для кожної конкретної ситуації. Дозу вимірюють у Гр (греях), проте через видоспецифічність відносної біологічної ефективності різних видів випромінювання, універсальні формули розрахунку еквівалентних доз відсутні, а оцінки в Зв (зівертах) мають орієнтовний характер.

2.2. ОСНОВИ ДОЗИМЕТРІЇ

Дозу використовують для оцінки впливу радіації на матеріали, живі організми та біосферу в цілому. У фізиці радіації виділяють кілька типів доз опромінення залежно від умов і цілей вимірювання (**табл. 2.1**).

Експозиційна доза характеризує ступінь іонізації сухого повітря при нормальних умовах ($t = 18^{\circ}\text{C}$ і тиску 760 мм рт. ст.). Це кількісна характеристика фотонного випромінювання, яка заснована на його іонізуючій дії в сухому атмосферному повітрі і являє собою відношення сумарного заряду dQ усіх іонів одного знаку, створених у повітрі, коли всі електрони і позитрони, звільнені фотонами в елементарному об'ємі повітря з масою dm , повністю зупинилися в повітрі, до маси повітря в зазначеному обсязі. Поняття експозиційної дози рекомендовано для фотонного випромінювання з енергією до 3 МеВ. Системною одиницею експозиційної дози в системі СІ є Кл/кг. Один Кл/кг дорівнює експозиційній дозі, при якій всі електрони і позитрони, звільнені фотонами в об'ємі повітря масою 1 кг, виробляють іони, що несуть електричний заряд 1 Кл кожного знаку. Позасистемною одиницею експозиційної дози є Рентген (Р). При 1 Р в 1 см^3 повітря іонізуючим випромінюванням утворюється $\sim 2\text{--}10$ пар іонів. Частіше використовуються похідні одиниці – мкР, мР. Саме таку експозиційну дозу в 1 Р створює на відстані 1 м від себе 1 Гр ^{226}Ra , що має активність 1 Кі. Традиційно експозиційна доза застосовувалася тому, що іонізуюча здатність γ -випромінювання приблизно однакова і в повітрі, і в біологічній тканині через високу проникаючу здатність. Однак експозиційна доза не враховує ступінь поглинання енергії іонізуючого випромінювання речовиною, яка зазнає опромінення. При переході від

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

експозиційної дози до поглинутої використовують такі рівняння:

- для виявлення поглинутої дози у повітрі:
 $D_{\text{пог}} = D_{\text{експ}} \times 0,88 \text{ рад};$
- для виявлення поглинутої дози у м'яких тканинах:
 $D_{\text{пог}} = D_{\text{експ}} \times 0,95 \text{ рад};$
- для виявлення поглинутої дози в кістковій тканині:
 $D_{\text{пог}} = D_{\text{експ}} \times 1,8 \text{ рад}$

Таблиця 2.1. Основні дози випромінювання, які використовуються у медицині, та їх кількісні значення

Доза/одиниця вимірювання	Поглинена (Гр)	Еквівалентна (Зв, бер)	Ефективна (Зв, бер)	Експозиційна (Кл/кг)
Поглинена (Гр)	D	$H = D \times Q$	$E = \sum w_i \times H$	$D = X \times \rho_{\text{пов}}$
Еквівалентна (Зв, бер)	$D = H / Q$ $D = H / 100$	$H,$ $H_{\text{бер}} = 100H$	$E = \sum w_i \times H$	Непряма залежність
Ефективна (Зв, бер)	$D = E / (\sum w_i \times Q)$	$H = E / \sum w_i$ $H_{\text{бер}} = 100H$	$E, E_{\text{бер}} = 100E$	Непряма залежність
Експозиційна (Кл/кг)	$X = D / \rho_{\text{пов}}$	Непряма залежність	Непряма залежність	X

Примітка: D – поглинена доза, вимірюється в Грехах (Гр); H – еквівалентна доза, вимірюється в Зівертах (Зв) або берах (1 Зв = 100 бер); E – ефективна доза, вимірюється в Зівертах (Зв) або берах (1 Зв = 100 бер); X – експозиційна доза, вимірюється в кулонах на кілограм (Кл/кг); Q – кісний фактор (коефіцієнт якості випромінювання); w_i – вагові коефіцієнти для різних органів або тканин; $\rho_{\text{пов}}$ – щільність речовини (повітря або іншого середовища); $H_{\text{бер}}$ – еквівалентна доза в берах; $E_{\text{бер}}$ – ефективна доза в берах.

Джерело: скомпоновано авторами за загальнонауковими даними

Поглинена доза іонізуючого випромінювання D – визначається як відношення середньої енергії (dW), переданої випромінюванням речовині в елементарному об'ємі, до маси (dm) цієї речовини: $D = dW / dm$. Передана енергія є різницею між сумарною енергією частинок, що входять у розглянутий обсяг, і енергією частинок, що його покидають. Одиницею вимірювання в системі СІ є Гр, який відповідає передачі 1 Дж енергії речовині масою 1 кг. Позасистемною одиницею є рад, де 1 рад = 0.01 Гр. За енергії γ -випромінювання 0.2–3 МеВ і експозиційній дозі 1 Р поглинена доза становить приблизно 0.95 рад (0.0095 Гр) для м'яких тканин і 0.88 рад (0.0088 Гр) для повітря.

Доза опромінення – це кількісна міра енергії іонізуючого випромінювання, що поглинається одиницею маси речовини (навоколишнього середовища або біологічного об'єкта).

Поглинена доза – це кількість енергії, поглинутої одиницею маси речовини під впливом іонізуючого випромінювання. Використовується для оцінки кількості енергії, переданої матеріалу, але не враховує біологічні ефекти різних типів випромінювання.

Еквівалентна доза – доза, яка враховує різну біологічну ефективність типів іонізуючого випромінювання (наприклад, α , β , γ , нейтрони). Вона отримується шляхом множення поглиненої дози на коефіцієнт якості випромінювання.

Ефективна доза – доза, яка рахує нерівномірний вплив радіації на різні тканини та органи організму, а також їхню радіочутливість. Ефективна доза є сумою еквівалентних доз для різних органів, помножених на вагові коефіцієнти для кожного органу.

Експозиційна доза – міра іонізації повітря під дією рентгенівського або γ -випромінювання. Визначає загальний заряд іонів одного знака, створених у одиниці маси сухого повітря.

Колективна доза – сумарна ефективна доза, яку отримувє група людей. Використо-

Для кількісної оцінки різних видів випромінювань і їх біологічних наслідків використовується **коефіцієнт відносної біологічної ефективності (ВБЕ) або коефіцієнт якості випромінювання КЯ**. Цей коефіцієнт визначається як відношення поглиненої дози зразкового випромінювання D_0 , що викликає певний біологічний ефект, до дози конкретного випромінювання D , що викликає той самий ефект: $ВБЕ = D_0/D$.

Таблиця 2.2. Коефіцієнт якості (відносна біологічна ефективність) для різних типів ІВ без визначеного спектрального складу на тканинному рівні

Вид випромінювання	КЯ
Рентгенівське і γ -випромінювання	1
Електрони і позитрони, β -випромінювання	1
Нейтрони з енергією менше за 20 КеВ	3
Нейтрони з енергією 0,1 – 10 МеВ	10
Протони з енергією менше за 1 МеВ	10
α -випромінювання з енергією менше за 10 МеВ	20
Важкі ядра віддачі	20

Джерело: сформульовано на основі загальновідомих наукових даних

Зразковим випромінюванням D_0 прийнято рентгенівське випромінювання з енергією квантів до 200 кеВ, для якого ВБЕ=1 (табл. 2.2). Для рентгенівського, β - і γ -випромінювань ВБЕ=1; для протонного та нейтронного випромінювань – від 3 до 10; для α -випромінювання з енергією менше 10 МеВ – 20.

Еквівалентна доза $D_{екв}$ обчислюється як добуток поглиненої дози в біологічній тканині на коефіцієнт якості випромінювання: $D_{екв} = ВБЕ \times D$. Системною одиницею еквівалентної дози є Зв, позасистемною – бер (біологічний еквівалент рентгена), причому 1 Зв=100 бер. Еквівалентна доза в 1 Зв відповідає

біологічному ефекту, який створює поглинена доза в 1 Гр фотонного випромінювання у 1 кг біологічної тканини

Доза ефективна (E) є сумою добутоків еквівалентної дози в органах і тканинах на відповідні вагові коефіцієнти (для статевих залоз – 0.25, для молочної залози – 0.15, для легень і червоного кісткового мозку – 0.12 і т. д.). Використовується як міра ризику виникнення віддалених наслідків опромінення всього тіла людини та окремих його органів і тканин з урахуванням їх радіочутливості.

2.3. ПРОТИПРОМЕНЕВИЙ РАДІАЦІЙНИЙ ЗАХИСТ. ДЕЗАКТИВАЦІЯ

Противпроменевий біологічний захист – це послаблення шкідливої дії іонізуючого випромінювання на організм шляхом впливу на нього перед або під час опромінення певним фізичним чи хімічним фактором.

Фізичні противпроменеві фактори. Ступінь прояву радіобіологічних ефектів значною мірою визначається такими факторами навколишнього середовища як газовий склад атмосфери, температура, вологість, освітлення та ін. Вони називаються фізичними, бо належать до явищ, які характеризують фізичний стан біосфери і які переважно вивчає фізика.

Газовий склад атмосфери. Радіаційне ураження організму залежить від концентрації кисню в атмосфері: зниження кисню зменшує ступінь ураження, що зветься «**кисневим ефектом**». Максимум ураження спостерігається при об'ємній частці кисню 20-21%, а при гіпоксії захист організму посилюється, досягаючи максимуму в умовах аноксії. Проте в умовах гіпоксії або аноксії можуть існувати лише деякі види організмів і лише тимчасово. Рослини є зручними об'єктами для вивчення цього ефекту, оскільки вони можуть витримувати тривалу гіпоксію. Окремі закономірності, виявлені на рослинах, підтвердилися в експериментах з іншими організмами, зокрема ссавцями. Кисневий ефект є універсальним явищем у радіобіології.

Кількісно кисневий ефект виражається через **коефіцієнт кисневого підсилення (ККП)**, який показує зміну ефективної дози при опроміненні в умовах гіпоксії порівняно з дозою, що викликає той самий біологічний ефект при нормальному вмісті кисню. Наприклад, якщо ЛД₅₀ в умовах гіпоксії становить 7,5 Гр, а в звичайних умовах – 3 Гр, то $ККП = 7,5/3 = 2,5$. Відкриття кисневого ефекту змінило уявлення про модифікацію променевого ураження, показавши можливість управління процесами радіаційних реакцій та зменшення ступеня

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

радіобіологічних ефектів. Проте такий рівень захисту, як при гіпоксії, не досягається жодними фізичними чи хімічними методами.

Температура. Вплив температури на радіаційне ураження є складним процесом, що включає як прямі ефекти температури на розвиток радіаційних реакцій, так і опосередковані, зумовлені її впливом на фізіологічні процеси. Зміна температури може змінювати як хід радіаційних реакцій, так і інтенсивність обміну речовин, що впливає на радіочутливість організму. Охолодження насіння, спор та інших об'єктів до температури сухого льоду (-78°C) або рідкого азоту (-190°C) забезпечує значний протипроменевий захист, оскільки створюються несприятливі умови для поглинання енергії випромінювання. Зниження температури до $0-5^{\circ}\text{C}$ підвищує радіостійкість рослин, комах, мікроорганізмів, ссавців та інших тварин, які впадають у зимову сплячку, що пов'язано з гальмуванням обміну речовин.

Вологість. Вода має важливе значення в радіаційному ураженні живих організмів, оскільки під впливом іонізуючого випромінювання з молекул води утворюються вільні радикали та пероксиди, які посилюють радіобіологічні ефекти. У більшості організмів вміст води в клітинах стабільний, за винятком насіння рослин і спор мікроорганізмів, де вміст води може варіювати від кількох відсотків до понад 90%. Це було доведено в експериментах з насінням, де вологість безпосередньо впливає на радіочутливість.

Зазвичай вміст води в насінні при сухому зберіганні становить 8-15%. Підвищення вологості збільшує радіочутливість, оскільки зростає кількість вільних радикалів, а також активізуються процеси обміну речовин (насіння починає проростати). Зниження вологості до 4-5% підвищує радіостійкість, але при подальшому зниженні (до 2-3%) радіочутливість різко зростає. Це явище можна пояснити особливостями радіохімічних реакцій, які не розглядаються в підручниках. Загалом, незначне зневоднення тканин знижує інтенсивність обміну речовин, що сприяє підвищенню радіостійкості.

Освітленість і якість світла. Сонячне світло має велике значення для життя живих організмів, особливо рослин. Хоча багато видів тварин, включаючи ссавців, можуть існувати без світла, для рослин це виняток. Залежність радіочутливості від освітлення та складу світла переважно вивчається на рослинах, оскільки у них відбувається фотосинтез. Під впливом сонячного світла змінюється інтенсивність фотосинтезу та накопичення речовин, а також можуть змінюватися морфологічні реакції рослин, що позначається на їхніх твірних тканинах (меристемах). Рослини, вирощувані в оптимальних умовах освітлення, зазвичай мають високу радіостійкість. Затінення перед або під час опромінення може

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

підвищити радіостійкість, оскільки знижує інтенсивність фотосинтезу та обміну речовин, що має протипроменевий ефект. Опромінення рослин ультрафіолетовими або інфрачервоними променями, які є частиною сонячного світла, може мати як радіозахисний, так і посилюючий ефект на радіобіологічні наслідки.

Реакція організмів на іонізуюче випромінювання може змінюватися під впливом фізичних факторів, таких як кисень, температура або вологість, але ці зміни мають обмежене практичне застосування. Тому основні зусилля радіобіологів спрямовані на розробку хімічних препаратів і фармакологічних засобів для зниження радіаційного ураження організму.

Хімічні протипроменеві, або радіозахисні, речовини. У 1949 р. радіобіологи З. Бак, А. Ерве та Г. Патт незалежно один від одного повідомили про дві хімічні сполуки, які підвищують виживаність тварин після рентгенівського опромінення. Зокрема, Бак виявив, що ціанід натрію знижує ступінь радіаційного ураження, а Патт описав амінокислоту цистеїн, яка має схожий ефект. Так були відкриті перші радіопротектори (детальну класифікацію радіопротекторів див. у підрозділі 8.2).

***Радіопротектори** – це хімічні сполуки або препарати, які знижують або запобігають негативному впливу іонізуючого випромінювання на живі організми, зокрема клітини та тканини, шляхом нейтралізації вільних радикалів, гальмування процесів окислення, стабілізації клітинних мембран або покращення репарації ДНК. Вони можуть діяти як на ранні етапи радіаційного ушкодження, так і на пізні, зменшуючи ступінь радіаційного стресу та попереджаючи розвиток радіаційної хвороби.*

***Радіосенсибілізатори** – це речовини, які збільшують чутливість клітин або тканин до іонізуючого випромінювання.*

Їх ефективність вимірюють через *фактор зміни дози (ФЗД)*, що є відношенням дози при опроміненні з радіопротектором до дози без нього. Якщо ФЗД більше 1, це свідчить про захисну дію; якщо менше 1 – про посилення дії випромінювання (*радіосенсибілізацію*).

Через два роки після відкриття Бак і його команда виявили, що цистеамін, похідна цистеїну, знижує променеве ураження ефективніше. При введенні цистеаміну в дозі 150 мг/кг маси тіла ФЗД досягав 2, що означає подвійне підвищення радіостійкості організму.

Дослідження підтвердили універсальність дії радіопротекторів, які ефективні при різних способах введення: ін'єкціях, орально, через культивування або обприскування рослин і мікроорганізмів.

Класифікація радіопротекторів. Існує багато різних класифікацій радіопротекторів, серед яких виділяють десятки різних груп. Тут наведено лише ті з

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

них, що мають чіткі радіопротекторні властивості. До радіопротектора звичайно ставлять три основні вимоги:

- 1) висока дозова ефективність;
- 2) нетоксичність – введення в організм не повинно супроводжуватись будь-якими негативними реакціями;
- 3) стабільність дії – зберігання протипроменевих властивостей протягом тривалого часу.

Виділяють такі основні класи радіопротекторних сполук (речовин): сульфгідрильні сполуки (цистеїн, цистеамін, глутатіон, тіосечовина); біогенні аміни (триптамін, серотонін, мексамін, гістамін); відновники (гідросульфід натрію, тіосульфат натрію, вітаміни А, С, Е, деякі спирти); солі металів (сполуки кобальту, нікелю, міді, заліза, цинку, марганцю); інгібітори метаболізму (оксисечовина, 5-аміноурацил); природні метаболіти (ДНК, РНК, гормони, білки, ферменти, вітаміни, вуглеводи); поживні речовини (макро- і мікроелементи, фосфорні, калійні і магнієві добрива); радіопротектори пролонгованої дії (комплексні препарати з гормонів, вітамінів та мікроелементів).

Сульфгідрильні сполуки, такі як цистеїн, цистеамін, глутатіон, тіосечовина та аміноетилізотіуроній, є одним з найефективніших класів радіопротекторів. Вони виявляють максимальний радіозахисний ефект для рослин і тварин, з найбільшим значенням ФЗД при їх використанні. Радіопротектори зазвичай вводять ін'єкціями під шкіру, внутрішньочеревно або з їжею та водою. Для рослин застосовують введення через коріння, занурюючи їх у розчини з радіопротектором.

Попри свою ефективність, сульфгідрильні сполуки мають високу токсичність та швидко окислюються, що знижує їх радіозахисні властивості. Максимальний ефект спостерігається через 5–15 хвилин після введення, після чого його дія різко знижується і через 40–60 хвилин майже зникає.

Біогенні аміни. До них належать насамперед дві сполуки з високою радіозахисною дією: триптамін – один з продуктів бактеріального розкладу амінокислоти триптофану й серотонін – похідне триптаміну, важливий продукт метаболізму тваринних організмів. Біогенні аміни виявляють досить високий протипроменевий ефект, хоч вони помітно поступаються перед цистеаміном. Але токсичність біогенних амінів набагато менша, а стабільність вища. Менш виражені радіозахисні властивості в амінів мексаміну й гістаміну.

Відновники. ІВ викликає ушкодження клітин через розвиток процесів окислення. Крім сульфгідрильних сполук, існують інші хімічні речовини з відновними властивостями, що також можуть виступати як радіопротектори

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

(гідросульфід натрію, тіосульфат натрію, метагідросульфід натрію). До сильних відновників, які мають протипроменеву дію, належать аскорбінова кислота (вітамін С), ретинол (вітамін А) і токоферол (вітамін Е).

Деякі спирти, зокрема, метиловий, етиловий, пропиловий і бутиловий спирти, також виявляють протипроменеві властивості. Однак для досягнення радіозахисного ефекту за допомогою етилового спирту, необхідно досягти концентрації 3–5 мл абсолютного алкоголю на 1 кг маси тіла, що є дозою, що наближається до смертельної для людини. У результаті, ФЗД для спиртів складає лише 1,2.

Загалом, ефективність відновників у забезпеченні радіозахисту є середньою або слабкою. Багато з них нестабільні та токсичні, що обмежує їх використання в якості радіопротекторів.

Солі металів. Метали відіграють важливу роль у підтримці структури нуклеїнових кислот і білків, впливаючи на проникність клітинних мембран і активність ферментів, до складу яких вони входять. Існує низка препаратів на основі металів, що мають радіозахисні властивості. Серед них – препарати на основі кобальту (кобамід, кобадекс, кобамін, кобалін), нікелю (нікавіт, нікаміндон), міді (мідіанокс, мідікостерон), а також радіопротектори на основі заліза, цинку та марганцю.

ФЗД для солей цих металів може досягати значень 1,5–1,7, що свідчить про їх ефективність як радіопротекторів. Проте, усі зазначені метали належать до важких металів, таких як цинк, мідь і кобальт, які є токсичними. Оскільки ці метали в сполуках використовуються в низьких концентраціях, їх токсичність зберігається, що необхідно враховувати при їх застосуванні. Важливо також, що солі металів у водних розчинах стабільні, що забезпечує високий рівень стабільності радіопротекторів на їх основі.

Інгібітори метаболізму. До групи радіопротекторів, що включає інгібітори метаболізму, належать речовини, які пригнічують біосинтетичні процеси, розриваючи ланцюг перетворень продуктів, що призводить до стану організму, схожого на анабіоз, з підвищеною радіостійкістю. Це інгібітори синтезу нуклеїнових кислот (оксисечовина, 5-аміноурацил), інгібітори синтезу білків і ферментів (гідроксиламін, хлорамфенікол), а також інгібітори дихання (азид натрію, амітал).

Протипроменева ефективність більшості з них є середньою або слабкою, вони мають токсичну дію на організм, а їх стабільність зазвичай середня або низька.

Природні метаболіти. Багато радіопротекторів мають певний рівень токсичності для організмів, що стосується не тільки відомих сполук, таких як ціаніди,

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

сульфгідрильні сполуки, інгібітори метаболізму та солі металів, а й інших радіопротекторів. Часто їх протипроменева дія виявляється саме в токсичних концентраціях, що пов'язують з їх радіозахисними властивостями. Тому радіобіологи звертають увагу на природні метаболіти організму, зокрема, нуклеїнові кислоти, гормони, білки, ферменти, вітаміни, вуглеводи та інші фізіологічно активні речовини.

Особливу радіопротекторну дію мають ДНК та РНК. Встановлено, що незалежно від походження, вони та їхні нуклеотиди мають здатність зменшувати наслідки променевого ураження. Це пояснюється тим, що нуклеїнові кислоти, білки, ферменти, амінокислоти можуть відновлювати пошкоджені молекули, що робить їх ефективними як до, так і після опромінення.

Гормони, вітаміни та біологічно активні речовини, такі як ретинол (вітамін А), аскорбінова кислота (вітамін С), токоферол (вітамін Е), а також інші вітаміни, відіграють важливу роль у радіозахисті та лікуванні променевої хвороби. Також сильні радіозахисні властивості мають фітогормони, такі як абсцизова кислота та етилен, що показують високу ефективність при опроміненні рослин.

Для тварин важливу роль у радіозахисті відіграють біогенні аміни, статеві гормони (андрогени та естрогени), гормони надниркових залоз (адреналін і норадреналін), а також інсулін і тироксин.

Особливо високу ефективність у радіозахисті демонструють природні переносники енергії, такі як аденозинтрифосфат (АТФ) і циклічний аденозинмонофосфат (цАМФ), що можуть значно зменшувати наслідки променевого ураження. Усі ці метаболіти є нетоксичними і стабільними.

Поживні речовини. Забезпечення організму поживними речовинами впливає на інтенсивність обміну речовин, синтез і накопичення метаболітів, що формує ендогенний фон радіостійкості. Цей фон складається з численних органічних і неорганічних речовин, що ускладнює визначення причин змін у радіочутливості організму при введенні окремих поживних елементів. Вони також впливають на процеси відновлення після опромінення. Багато досліджень показують, що ефекти іонізуючої радіації залежать від того, наскільки організм забезпечений поживними речовинами до та після опромінення.

Наприклад, рослини, що вирощуються на високому агрофоні, переживають опромінення краще, ніж ті, що вирощуються в умовах низького агрофону. Внесення більшої кількості фосфорних, калійних і магнієвих добрив підвищує радіостійкість рослин. Крім того, мікродобрива, що містять солі металів, також сприяють підвищенню радіостійкості. Для тварин оптимізація харчування, зокрема,

збільшення вмісту калію, кальцію, магнію та вітамінів у раціоні, допомагає знизити ступінь радіаційного ураження.

Існують й інші хімічні радіозахисні речовини, такі як амідифосфортіоати, ціаніди, нітрили, окислювачі, антимулагени, комплексні сполуки та інші. Найкращих результатів можна досягти, застосовуючи радіопротектори в суміші, поєднуючи властивості різних класів. Наприклад, сульфгідрильні сполуки забезпечують високу ефективність, природні метаболіти – низьку токсичність, а солі металів – стабільність. Такі комбінації дозволяють знизити негативні ефекти окремих радіопротекторів і підвищити загальну ефективність захисту.

Однак описані ефекти радіопротекторів відносяться до одноразового гострого опромінення, що застосовується при експозиції γ -, β - та рентгенівським випромінюванням. Після аварії на Чорнобильській АЕС радіобіологи зосереджені на пошуку засобів для захисту від хронічного опромінення, яке триває роками або навіть десятиліттями, що потребує розробки радіопротекторів пролонгованої дії.

Радіопротектори пролонгованої дії. В умовах хронічного опромінення ефективними можуть бути лише ті радіопротектори, які зберігають свої захисні властивості протягом тривалого часу, тобто високостабільні. Без цієї властивості навіть найефективніші при гострому опроміненні радіопротектори, включаючи сульфгідрильні сполуки, не проявляють захисної дії в умовах хронічного опромінення.

Солі металів демонструють відносно високу стабільність, хоч і ця стабільність є високою лише в порівнянні з нестійкими сполуками. Однак деякі метали з часом можуть окислюватись, брати участь в обміні речовин і виводитись з організму. Це створює необхідність періодичного введення нових доз радіопротекторів, що може призвести до розвитку токсикозів.

Порівняно ефективними радіозахисними засобами пролонгованої дії вважаються радіопротектори на основі природних метаболітів і поживних речовин. Використання комплексних препаратів, виготовлених із гормонів, вітамінів та інших біологічно активних речовин, а також макро- і мікроелементів, таких як кальцій, калій, залізо, цинк, кобальт, марганець, молібден та мідь, сприяє стабілізації гормонального та імунного статусу організму, підвищуючи його неспецифічну стійкість до різних несприятливих чинників, у тому числі і до дії іонізуючої радіації.

Дезактивація. Якщо радіопротектори захищають організм зсередини, то дезактивація запобігає подальшому потраплянню радіоактивних речовин в організм ззовні. Дезактивація може бути частковою або повною. При частковій

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

дезактивації очищають тільки деякі ділянки місцевості, основні деталі обладнання, одяг, взуття, засоби індивідуального захисту, тобто все, із чим безпосередньо стикаються люди. Звичайний і захисний одяг і взуття обмітають, витрушують, вибивають і чистять, протирають клоччям, змоченим водою або дезактивувальними розчинами, миють щітками під сильним струменем води. До дезактивувальних речовин належать усі пральні порошки і пасти, що застосовуються у вигляді водних розчинів. Якщо їх немає, можна користуватися господарським милом.

Дезактивація – це видалення (змивання, змитання) радіоактивних речовин із заражених ділянок місцевості, споруд, техніки, різних предметів, що може проводитися частково або в повному обсязі з використанням механічних (змивання водою, протирання, зіскоблювання, чистка щітками, обробка пирососами і піскоструминними апаратами), фізичних (розведення водою), хімічних (обробка кислотами, лугами), фізико-хімічних (миючі засоби, іонообмінні смоли) та біологічних (активованій мул) методів.

Дезактивація будівель і територій – складний і тривалий процес. Для очищення дахів та стін будівель застосовували багаторазову обробку порошком СФ-2У, зволоження для боротьби з радіоактивним пилом та розбризкування латексу з вертольотів для створення плівки, що знижує перенесення радіоактивних часток. Також можуть бути застосовані піноподібні склади, полімерні пасти, активовані біоматеріали, нанокластерні сорбенти, розчини на основі комплексонів.

Основні методи дезактивації: механічні (мийка водою, зчищення, обробка щітками, пирососами), фізичні (розведення водою), хімічні (кислоти, луги), фізико-хімічні (мило, іонообмінні смоли), біологічні (активованій мул). Відповідно до цього існують і різні способи дезактивації (рис. 2.2).

Руки обробляють за допомогою щіток теплою водою з милом. При забрудненні радіоактивним торієм або фосфором слід вимити руки повторно милом з трилоном Б, гексаметафосфатом або миючим порошком, при забрудненні радієм – каоліновим милом. Для видалення інших РР застосовують 1–2% розчин лимоннокислого натрію або змочувач ОП-10.

При дезактивації приміщень РР змивають сильним струменем води під кутом 30 – 40° спочатку з даху, а потім зі стін, дверей і вікон. Змиті РР мають бути захороненні. У середині виробничих приміщень видаляють пил зі стелі і стін струменем води або вологим обтиранням пилу зверху вниз.



Рис. 2.2. Способи дезактивації

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

Обладнання приміщень і предмети догляду за тваринами (годівниці, відра та ін.) промивають водою за допомогою щіток. Для більш повної дезактивізації застосовують господарське мило, соду або поверхнево-активні речовини 3 %-ї концентрації. Якщо холодна вода з миючими засобами не знижує рівня забрудненості, то дезактивізацію потрібно проводити гарячими розчинами.

Техніку дезактивують такими способами: обмітанням віниками, мітлами, щітками; змиванням РР струменем води; обтиранням тампонами із ганчір'я, щітками, змоченими водою, розчинниками або дезактивуючими розчинами; змиванням РР дезактивуючими розчинами з одночасною обробкою забруднених поверхонь щітками дегазаційних компонентів; очищенням забруднених поверхонь, вузлів і агрегатів миючими засобами у миючих машинах. Як часткову дезактивацію у польових умовах за відсутності води застосовують обмітання, яке знижує забрудненість РР у 2 – 4 рази.

Під час дезактивації металевих, гумових, пластмасових, цегляних, бетонних і асфальтових поверхонь ефективним є змивання струменем води під тиском близько 20 кПа з відстані 2 – 3 м. При такій обробці радіоактивність техніки знижується в 10 – 20 разів. Якщо ж додати у воду 0,15 – 0,3 % миючих засобів, ефективність дезактивації збільшується і забрудненість зменшується у 20 – 50 разів.

Внутрішні поверхні техніки (кабіни, капоти, важкодоступні місця), інструмент, інвентар та інші невеликі за розміром предмети дезактивують обтиранням

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

тампонами, щітками, змоченими водою, розчинниками або дезактивуючими розчинами. Забрудненість РР зменшується у 8 – 10 разів.

Змивання РР дезактивуючими розчинами з одночасною обробкою забруднених поверхонь щітками – надійний, ефективний спосіб, який зменшує забрудненість у 50 – 80 разів.

Дезактивацію техніки починають з верхньої точки і поступово обмивають зверху вниз. Дуже замаслені й забруднені місця обов'язково протирають щітками або тампонами. Водяні й масляні радіатори, повітроочисні фільтри знімають і протирають розчинниками. Якщо ж не можна досягти необхідної повноти дезактивації, їх відправляють на обробку в мийних машинах ремонтних підприємств із застосуванням миючих засобів «Темп», «МС», «Лабомід», «DeconGel», «Radiacwash», «Citranox», «Decon 90», «RADCLEAN», «Bioxy Enviro» та ін. Окремі деталі та інструмент дезактивують у невеликих ваннах (піддонах) засобами дезактивації, наприклад «RadPro» або «Zeromax».

Для дезактивації техніки, засобів індивідуального захисту і предметів догляду за тваринами рекомендуються такі розчини:

- дезактивуючий розчин літній – 0,3 %-й водний розчин ОП-7, ОП-10, «Decon 90», «RADCLEAN», «Triton X-100» або «Tween-80» разом із 0,7 %-м розчином гексаметафосфату (триполіфосфату) натрію чи комплексонів, наприклад ЕДТА (етилендіамінтетраоцтова кислота);

- дезактивуючий літній розчин – той самий розчин, але з добавкою 2 % соляної кислоти і 0,1 % інгібітора корозії ПБ-5 (полімер буталаміну) сучасного інгібітора корозії, наприклад бензотриазолу, «Armohib-28» чи «Rhodine»;

- дезактивуючий розчин зимовий кислий, до його складу входять ті самі компоненти, що і в дезактивуючому літньому розчині, але замість гексаметафосфату натрію для зниження температури замерзання він містить хлористий кальцій і хлористий магній. Норма витрати розчинів – 3–5 л/м². Для більш складних випадків техніку очищають у мийних машинах.

Пористі матеріали краще дезактивувати за допомогою пілососів. Дезактивація одягу, взуття й індивідуальних засобів захисту, проводиться вибиванням і витрушуванням, миттям або протиранням (прогумованих і шкіряних виробів) водними розчинами миючих засобів або водою, а також прання зі спеціальними режимами з використанням речовин для дезактивації. Дезактивація бавовняного, вовняного одягу і взуття проводиться витрушуванням і вибиванням, а також чищенням щітками. Якщо цими способами ступінь забруднення одягу понизити до допустимих величин неможливо, то він підлягає дезактивації шляхом прання за відповідною технологією.

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

Дезактивацію території підприємств здійснюють глибоким переорюванням, засипанням і асфальтуванням (ступінь забрудненості знижується у 2 рази на кожних 13 см ґрунту); бетонуванням (ступінь забрудненості знижується у 2 рази на 9,5 см бетону); зрізуванням шару забрудненого ґрунту 3–5 см (повна дезактивація).

Дороги з твердим покриттям миють водою під тиском 300–500 кПа (3–5 атм) у розрахунку 3 л води на 1 м² поверхні. Ґрунтові дороги переорюють або знімають верхній шар скрепером.

Для дезактивації сільськогосподарської продукції використовують такі способи: самознезаражування, зняття верхнього забрудненого шару, обмивання водою, технологічна переробка. Для самознезаражування сільськогосподарську продукцію можна залишити і зберігати доти, доки радіоактивність цієї продукції не знизиться до допустимих норм у результаті природного розпаду радіоізотопів. Забруднення продукції рослинництва і тваринництва може бути поверхневим внаслідок прилипання радіоактивних частинок і структурним – при всмоктуванні радіонуклідів через поверхню листя і надходження її з ґрунту через кореневу систему. Структурне забруднення продукції тваринництва відбувається при годівлі тварин кормами, що містять РР, а також при надходженні з водою і повітрям. При вмісті РР у сільськогосподарській продукції понад допустимі норми проводять дезактивацію. Є три способи дезактивації: механічне видалення РР, технологічна переробка продукції і зниження вмісту РР у продовольстві і кормах шляхом розбавлення чистою продукцією. Зерно, фрукти, овочі дезактивують промиванням водою. Із зерна, огірків, кавунів, яблук, слив, груш радіоактивний пил змивається добре. Погано піддаються дезактивації цим способом картопля, малина, суниці, полуниці. Очищення картоплі, качанів кукурудзи, гороху, люпину, бобів, сої знижує забрудненість РР у десятки разів. При поверхневому забрудненні радіоактивним пилом зерна, а також скирт сіна і соломи знімають верхній забруднений шар зерна на глибину 10–15 см, сіна і соломи – 20–30 см і складають окремо для зберігання, а решту після радіометричного контролю використовують як корм для худоби. Коренеплоди (буряки, моркву, турнепс) і картоплю дезактивують 2–3-разовим промиванням у проточній воді, при цьому видаляється до 80 % РР. З качанів капусти необхідно зняти верхні листки. Перед обмиванням картоплю і коренеплоди висипають на решето або нещільний щит над ямою, куди стікає вода. Яму потім засипають землею. Шеретування проса, рису, соняшникового насіння, гречки, вівса, переробка зерна пшениці на високосортне борошно знижують вміст РР у десятки разів. При переробці зерна, картоплі, цукрових буряків, ягід, фруктів на спирт Cs і Sr у кінцевому продукті відсутні. У

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

десятки разів зменшується їхній вміст у крохмалі й цукрі. Такий результат одержують і при переробці олійного насіння на олію, особливо у процесі екстрагування. У 2–3 рази зменшується вміст ^{137}Cs у засолених огірках, грибах, а також рибі.

При забрудненні короткоживучими радіоізотопами йоду, молібдену, ніобію та ін. м'ясо можна заморозити і тримати в холодильниках до зменшення рівня радіоактивності внаслідок природного розпаду РР. У разі такого забруднення можна м'ясо посолити і залишити на зберігання. На 50% у м'язах і на 25% у кістках зменшується вміст короткоживучих ізотопів, якщо м'ясо варити після кипіння не менше 10 хв., після чого воду злити, залити чистою та варити до готовності. М'ясо, забруднене ^{137}Cs , можна обробити одним із таких способів. Вимочити в прісній воді, а потім залити розсолон на 3 місяці. Радіоактивність зменшується на 90 %. Вимочити м'ясний фарш 3 години у прісній воді, а потім використовувати для приготування ковбаси, вміст радіонуклідів зменшується на 70 – 80 %.

При забрудненні молока короткоживучими ізотопами його необхідно переробляти на сухе молоко і сири, при зберіганні яких радіоактивність зменшується за рахунок природного розкладання. При заводській переробці молока на вершки, масло, в сироватку від сумарної активності молока переходить у середньому 50–79% РР. При вмісті в маслі РР понад допустиму норму його змішують із чистим маслом і реалізують через торгівлю. Сироватку з підвищеним вмістом РР використовують для приготування сухого заміниці цільного молока, який згодують худобі.

Дезактивацію води і рідких радіоактивних відходів проводять, застосовуючи комплексний метод, що включає механічну (фільтри) і біологічну (біофільтри) очищення, коагуляцію й іонообмінні фільтри, а також випарювання, піноутворення та ін. Воду можна дезактивувати відстоюванням, фільтруванням і перегонкою. Невелику кількість води можна дезактивувати відстоюванням. Для цього в місткість із водою необхідно додати природних іонітів – глину, чорнозем і ретельно перемішати. Дати відстоятися і злити верхній чистий шар води, забрудненість якого РР на 50–70 % менша. Відстоювання можна поєднати з фільтруванням. Пропускання води крізь шар піску, тирси, подрібненого вугілля, бо навіть шар землі очищає її від РР на 85–90 %. Найкращий спосіб дезактивації води – перегонка, але це можливо при невеликій кількості води.

Розділ 2. Основи радіобіології та радіотоксикології

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Класифікація радіобіологічних ефектів і їх коротка характеристика.
2. Короткий опис протікання променевої хвороби у людини, тварин і рослин.
3. Дати дефініцію поняттям радіочутливості і радіостійкості організмів у угруповань.
4. Поняття дози і її види, а також одиниці вимірювання.
5. Основи протипроменевого захисту, його види.
6. Охарактеризувати основні способи дезактивації.
7. Дати визначення радіопротекторам і радіосенсибілізаторам та коротку характеристику їх класифікацій.

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Гудков І.М. Радіобіологія: Підручник для вищ. навчальних закладів. – Київ: НУБіП України, 2016. 485 с.
2. Гудков І.М., Ткаченко Г.М. Основи сільськогосподарської радіобіології і радіоекології. Київ: Вища школа, 1993. 261 с.
3. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашипаров В.О., Кутлахмедов Ю.О., Гудков Д.І., Лазарєв М.М. Радіоекологія: навчальний посібник; за редакцією академіка НААН України І.М. Гудкова. Київ.: «НОВОГрад» 2011. 368 с.
4. Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основи радіоекології: навч. посіб.; за ред. В. П. Зотова. Київ: Вища шк., 2003. 319 с.
5. Ландін В.П., Чоботько Г.М., Тараріко М.Ю., Райчук Л.А., Швиденко І.К. Еколого-економічні засади реабілітації радіоактивно забруднених земель Полісся: монографія. Київ: Аграрна наука, 2018. 208 с.
6. Надточій П.П., Малиновський А.С., Можар А.О., Лазарєв М.М., Кашипаров В.О., Мельник А.І. Досвід подолання наслідків Чонобильської катастрофи; за ред. П.П. Надточія. Київ: «Світ», 2003. 372 с.
7. Норми радіаційної безпеки України доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000) [Електронний ресурс]: Постанова України № 116, від 12.07.2000. – Режим доступу: <http://zakon.nau.ua/doc/?code=v0116488-00>.

3. ОСНОВНІ КОНЦЕПЦІЇ ТЕОРЕТИЧНОЇ РАДІОБІОЛОГІЇ

3.1. ПРИНЦИПИ МОДЕЛЮВАННЯ ТА КЛАСИФІКАЦІЯ МОДЕЛЕЙ РАДІОБІОЛОГІЧНИХ ЕФЕКТІВ

Зміна поглядів на природу біологічного ефекту відбувалася досить швидко у зв'язку з бурхливим прогресом ядерної фізики та молекулярної біології. Можна позначити два напрямки в розвитку теоретичних побудов. *Один* із них відображає прагнення встановити загальні, часто формальні, але обов'язково кількісні закономірності, що характеризують первинні, пускові ланки радіобіологічних реакцій. Цей напрямок об'єднує гіпотези, що становлять основу кількісної радіобіології. *Інший* об'єднує уявлення, які прагнуть пояснити все різноманіття променевих реакцій біологічних об'єктів. Звідси переважно якісний, описовий характер гіпотез цього напрямку. Обом названим теоретичним напрямкам притаманні свої переваги і обмеження. У низці випадків вони добре доповнюють один одного, задовільно пояснюючи ті чи інші сторони променевих реакцій біологічних об'єктів. Створення ж єдиної теорії - справа майбутнього. Системний підхід до розгляду і моделювання радіобіологічних процесів виходить зі складної ієрархічної структури об'єктів (табл. 3.1)

Таблиця 3.1. Рівні радіобіологічних процесів

Рівень	Фізичний	Хімічний	Біологічний (субклітинний)	Біологічний (клітинний)
Час перебігу на рівні, с	$10^{-18} - 10^{-8}$	$10^{-14} - 10^{-4}$	$10^{-4} - 10^5$	$10^3 - 10^7$
Процеси на даному рівні, можливість модифікації	Збудження, іонізація, пружні зіткнення → термолізація і утворення високореактивних радикалів макромолекул і короткоживучих вільних радикалів води і органічних молекул, модифікація відсутня	Реакція вільних радикалів один з одним, з ДНК і іншими органами клітини → утворення первинних ушкоджень (одно- і двониткових розривів ДНК, зшивок різного роду, пошкодження основ, димеризація); модифікація киснем, протекторами, температурою	Репарація, взаємодія ушкоджень, утворення кінцевих нерепарованих ушкоджень (мутаций, аберацій і ін.); модифікація температурою і, можливо, іншими агентами	Ділення і загибель клітин, зміна їх властивостей в результаті мутаций

Джерело: авторська розробка на основі загальновідомих наукових даних

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

Методологія моделювання біологічних ефектів на різних рівнях організації базується на таких принципах:

- Кожен рівень організації вимагає окремої моделі (теорії), здатної описувати і передбачати кінцеві ефекти. Ці моделі повинні враховувати емпіричні закономірності, процеси та використовувати концепції з інших сфер знань.
- Величина біологічного ефекту на кожному рівні інтерпретується через ефекти на сусідньому, нижчому рівні. Зв'язок між фізичними параметрами та ефектом на конкретному рівні встановлюється через проміжні рівні.
- Для опису ефектів на певному рівні необхідно розробити моделі як цього, так і нижчих рівнів, якщо потрібне встановлення зв'язку між початковою дією і кінцевим ефектом.
- Одні й ті самі ефекти на певному рівні можуть виникати під впливом різних чинників. Дослідження на вищих рівнях можуть мати самостійне значення, незалежне від початкової дії.
- Модель повинна не лише пояснювати явища, але й прогнозувати нові гіпотези, які можна перевірити експериментально.
- Модель має бути узгоджена з відомими фактами та загальноприйнятими теоріями і концепціями.

Сучасні моделі конкретизують поняття мішені та летальної події, які в рамках класичного принципу мішені розглядалися як задані і не потребували окремого пояснення.

Сукупність існуючих радіобіологічних моделей прийнято ділити на чотири групи (**рис. 3.1**): фізичні, молекулярно-генетичні, клітинні, системні (розглядають ефекти на двох і більше рівнях).

3.2. ФІЗИЧНІ МОДЕЛІ

Для пояснення основного радіобіологічного парадоксу було сформульовано два фундаментальні положення, які лежать в основі ранніх теоретичних концепцій радіобіології, відомих як класичний формалізм.

Перше положення – **принцип влучень** (Ф. Дессауер, Д. Лі) – ґрунтується на дискретності поглинання енергії, квантованості взаємодії випромінювання з речовиною та імовірнісному характері розподілу енергії в просторі.

– іонізуюче випромінювання має низьку об'ємну щільність у порівнянні з іншими типами випромінювання, наприклад тепловим, переносить енергію дискретно і передає її об'єкту у вигляді «концентрованих порцій».

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

– фотони та частинки іонізуючого випромінювання мають величезну дискретну енергію, що значно перевищує енергію будь-якого хімічного зв'язку.

– у фізичній стадії взаємодії іонізуючого випромінювання з біологічними об'єктами відбуваються поглинання, перерозподіл і деградація енергії.

– Енергія фотонів або заряджених частинок, поглинута живою системою, повністю використовується для збудження та іонізації атомів і молекул як прямо, так і опосередковано.

– Імовірність передачі енергії до молекули не залежить від її хімічної структури, а визначається сумарною електронною щільністю речовини, яка має приблизно однакові значення для різних компонентів клітини.

Друге положення – **принцип мішені** (Д. Лі, Н.В. Тімофєєв-Ресовський, К. Циммер) – враховує високу гетерогенність клітини у фізичному та функціональному аспектах.

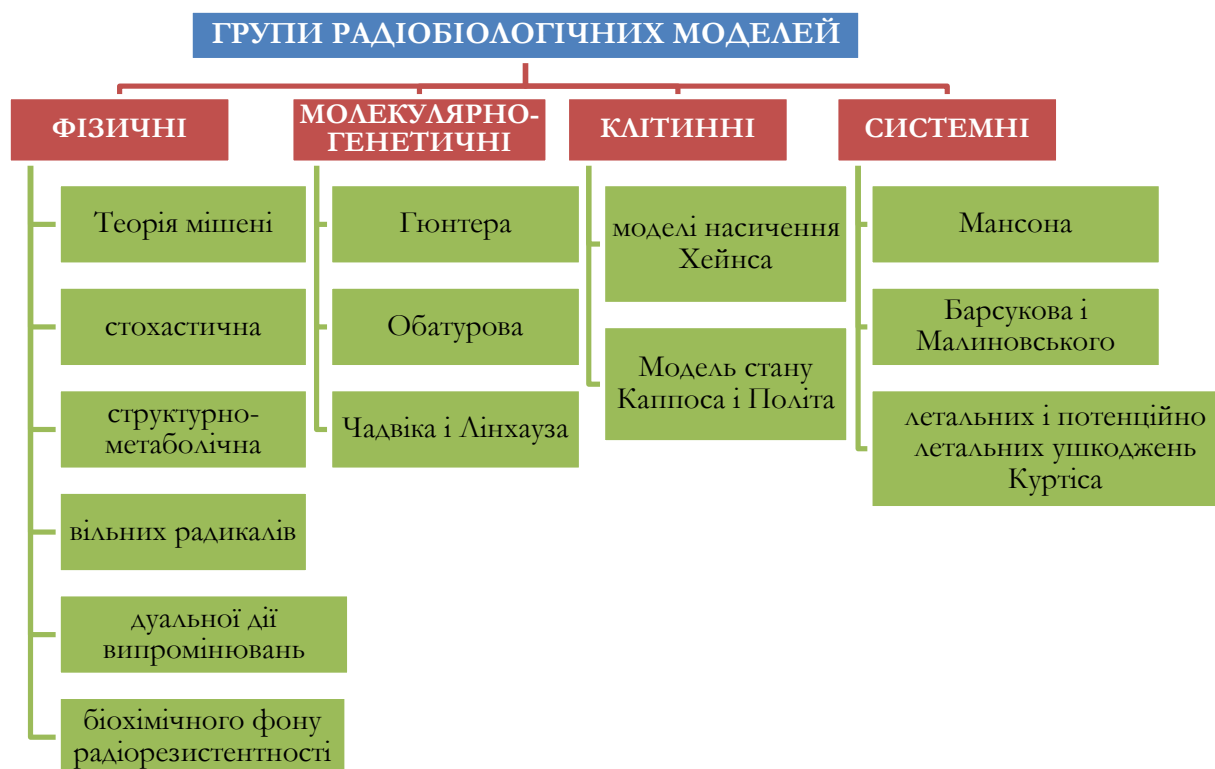


Рис. 3.1. Класифікація радіобіологічних моделей

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

В основі принципу мішені лежить розуміння того, що структура і функції живої системи нерівноцінні, гетерогенні і розрізняються у відповідях на одне і те ж потрапляння. Якщо радіація «однаково байдужа» до опромінюваних субстратів («не вибирає» їх), то ушкодження окремих елементів біологічних систем має неоднакову значимість для долі клітини.

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

Основні положення принципу мішені:

- Висока енергія, що дискретно поглинається клітиною, і відсутність вибіркової дії дозволяють іонізуючому випромінюванню викликати зміни в будь-якій молекулі або біологічній системі. У біологічних об'єктах відсутні молекули або системи, які мають перевагу в поглинанні радіаційної енергії.
- Неоднорідні елементи клітини, що поглинули однакову енергію випромінювання, зазнають змін з різною тривалістю і наслідками, що призводять до пошкоджень різного ступеня та біологічної значущості.
- Криві «доза-ефект» відображають квантований характер взаємодії іонізуючого випромінювання з речовиною та наявність у клітині високочутливих об'ємів – мішеней.

На основі принципів влучення та мішені, які стали основою кількісної радіобіології, було сформульовано *теорію мішені*. У цій теорії високочутливі об'єми клітини розглядаються як мішені, радіаційне пошкодження яких може бути відповідальним за летальні наслідки. Теорія мішені отримала розвиток у численних біофізичних моделях радіаційного ураження.

Імовірнісна модель радіаційного ураження клітини, запропонована Ю.Г. Капульцевичем у 1978 році, базується на аналізі кількісних закономірностей реакцій дріжджових клітин на опромінення. Ця модель доповнює теорію мішені та принцип влучення.

Згідно з моделлю, клітини, що піддаються однакової дозі опромінення, уражаються неоднаково відповідно до принципу влучення. Проте, на відміну від класичних уявлень, як потенційні, так і реалізовані пошкодження мають імовірність прояву, яка менша за одиницю. Реалізовані пошкодження або індуковані ними зміни можуть успадковуватися під час поділу клітин і, залежно від їх кількості, з певною імовірністю призводять до гальмування клітинного ділення. Імовірність прояву пошкоджень залежить від біологічних (генетичних) особливостей клітин і умов культивування, збільшуючись за несприятливих умов.

Головна відмінність імовірнісної моделі від класичних теорій полягає в тому, що останні обмежуються обсягом мішені та критичним числом влучень. Імовірнісна модель формально поділяє процес радіаційного ураження клітини на три етапи.

1. Події влучення. На цьому етапі формуються первинні потенційні пошкодження, ймовірність утворення яких залежить від ефективного об'єму клітини та енергії, необхідної для пошкодження. Радіочутливість визначається величиною ефективного об'єму (V) і ймовірністю утворення пошкодження (p), що

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

залежать від біологічних властивостей об'єкта і умов опромінення (температура, вологість тощо).

2. **Реалізація потенційних пошкоджень.** Лише частина потенційних пошкоджень стає реалізованими через здатність клітин до відновлення. Параметри V , p і коефіцієнт реалізації (r) визначають частоту реалізованих пошкоджень (b) на одиницю дози випромінювання та середнє число пошкоджень (α).

3. **Вторинні порушення.** Реалізовані пошкодження викликають різні порушення внутрішньоклітинних процесів, які можуть бути частково відновлені або компенсовані. Імовірність прояву пошкоджень залежить від біологічних властивостей клітини та умов культивування.

Недоліком цієї теорії є те, що модель не розкриває природи ушкоджень, які лежать в основі реакцій клітин на опромінення. Висновки справедливі лише для дріжджових клітин, що обмежує застосування теорії для опису променевої реакції клітин ссавців.

Теорія дуальної дії випромінювань, розроблена Келлерером і Россі, базується на аналізі таких даних, як залежність виходу хромосомних аберацій від дози та відносна біологічна ефективність (ВБЕ) нейтронів. Дослідники встановили, що ВБЕ нейтронів обернено пропорційна кореню квадратному дози ($1/\sqrt{D_n}$) у широкому діапазоні доз, за винятком дуже малих і дуже великих доз. Основна ідея теорії полягає в тому, що іонізуюче випромінювання передає клітині порції енергії через дискретні події взаємодії з речовиною. Кількість ушкоджень у точці передачі енергії підпорядковується закону Пуассона. Хоча природа цих ушкоджень не деталізується, указується, що вони включають подвійні розриви ДНК і хромосомні аберації.

Теорія припускає, що первинні ушкодження можуть взаємодіяти між собою, формуючи кінцевий ефект опромінення. Загибель клітини настає, якщо хоча б одне з цих кінцевих ушкоджень стає реалізованим і фіксованим у клітині.

Гіпотеза біохімічного фону радіорезистентності є однією з концепцій, що пояснюють механізм протипроменевого захисту організму за допомогою радіопротекторів, які застосовуються до опромінення. Ця гіпотеза була запропонована і розвивається дослідниками Московського державного університету Ю.Б. Кудряшовим та Є.М. Гончаренко.

Згідно з гіпотезою, введення в організм ефективних доз радіопротекторів спричиняє значні зміни у різних біохімічних процесах, на фоні яких і відбувається опромінення. Одним із проявів таких змін є утворення ендогенних тіолів (сульфгідрильних груп) у відповідь на застосування як зовнішніх тіолових протекторів, так і індолілалкіламінів та інших сполук. Крім цього, важливу роль

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

відіграють й інші ендogenousні біологічно активні сполуки. Зміни їхнього вмісту під впливом засобів хімічного захисту створюють біохімічний фон радіорезистентності за рахунок мобілізації захисних ресурсів організму.

До ключових механізмів належать спостережуване під впливом протекторів підвищення рівня ендogenousних амінів, що мають радіозахисну активність (серотонін, дофамін, гістамін), та зниження вмісту продуктів окислення ліпідів, які діють як радіосенсибілізатори. Перші з них розглядаються як ендogenousні протектори, другі – як ендogenousні радіосенсибілізатори.

Біогенні аміни разом із гіпоксичним механізмом дії активують систему циклічних нуклеотидів, яка регулює клітинний поділ, синтез нуклеїнових кислот, гліколіз, проникність мембран та інші клітинні процеси, переводячи їх у стан радіорезистентного метаболізму.

Ця теорія тісно пов'язана з гіпотезою З. Бака про «*біохімічний шок*», яку розвивав Є.Ф. Романцев. У його дослідженнях було показано, що радіопротектори здатні переводити різні біохімічні системи в стан підвищеної радіорезистентності. До таких систем належать контрольні механізми біосинтезу ДНК, ядерне та окисне фосфорилування в мітохондріях та інші.

3.3. МОЛЕКУЛЯРНО-ГЕНЕТИЧНІ МОДЕЛІ

Серед моделей на молекулярному рівні слід згадати моделі Гюнтера, Обатурова, Чадвіка і Лінхаутса.

В основі *моделі Гюнтера* лежать такі міркування:

- утворення окремого пошкодження (однониткового або двониткового розриву) у будь-якій малій ділянці ДНК відбувається тільки в результаті однієї події поглинання енергії в цій ділянці або поблизу неї.
- за нормальних фізіологічних умов у клітинах середня довжина дифузії радикалів досить мала, що дає підставу уявити мішень (ДНК) у вигляді циліндра, довжина якого набагато перевищує діаметр.
- тільки кількість первинних і вторинних іонізацій, що виникли в середині мішені, визначає ймовірність пошкоджень ДНК.

Модель Обатурова доповнює модель Гюнтера ось якими постулатами:

- при перетині мішені (ДНК) зарядженою часткою кожен акт передачі енергії призводить до однієї первинної іонізації з утворенням δ -електронів, здатних до вторинної іонізації мішені.

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

– кожен акт передачі енергії всередині мішені може викликати одонитковий або двонитковий розрив. Останній менш імовірний і може статися тільки за рахунок δ -електронів.

Модель Чадвіка і Лінхауза враховує, що подвійні розриви ДНК індукуються двома шляхами:

– однією частинкою, що створює відразу два одониткових розриви на протилежних нитках ДНК;

– двома частинками, кожна з яких утворює одониткові розриви на одній з ниток ДНК на деякій відстані один від одного.

Сукупність структурних моделей укладається в такі основні постулати:

– хромосома (або хроматида) має тільки одну двониткову молекулу ДНК, що складається з неповторюваних нуклеотидних послідовностей і повторюваних нуклеотидних пар;

– тільки зміни в ДНК, індуковані вражаючими агентами безпосередньо або опосередковано, можуть, у результаті, призвести до хромосомних аберацій;

– одониткові розриви репаруються практично повністю. Тільки незначна їх частина в стадіях G1, G2 і S може призвести до хроматидних аберацій і нестач;

– Процеси репарації двониткових розривів відбуваються з утворенням липких кінців, у разі розривів в унікальних послідовностях утворюються фрагменти хромосом.

Генетичний ефект опромінення характеризується ось якими величинами:

– вихід мутантних клітин на одну опромінену клітину дорівнює відношенню числа мутантів до первісного числа опромінюваних клітин;

– частота мутантів на одну клітину, що вижила, дорівнює відношенню числа мутантів до числа тих клітин, що вижили;

– вихід видимих мутацій дорівнює відношенню повного числа спостережуваних мутацій до числа опромінених клітин;

– частота мутацій дорівнює відношенню повного числа спостережуваних мутацій до числа тих клітин, що вижили.

3.4. МОДЕЛІ ІНАКТИВАЦІЇ КЛІТИН

Модель стану Каппоса і Політа виходить з таких постулатів:

– клітини після опромінення перебувають в одному з трьох станів: А – в них відсутні пошкодження, В – містяться тільки репаровані потенційно летальні ушкодження, С – є хоча б одне нерепароване пошкодження, що є летальним;

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

- репаровані і нерепаровані пошкодження виникають незалежно один від одного і розподілені між клітинами за законом Пуассона;

- клітина зі стану А може перейти в стан В і С. Зі стану В у результаті репарації клітина може перейти в стан А, а при фіксації пошкодження – у стан С.

В основі *моделі насичення Хейнса* покладено такі припущення:

- чутливою мішенню в клітині є ДНК. При опроміненні клітини в ДНК за короткий термін утворюються різні потенційні пошкодження, після чого розвиваються повільні біохімічні процеси реплікації і репарації;

- якщо пошкодження репаруються до реплікації ДНК, то відбувається утворення клону клітин при нормальній реплікації ДНК. Якщо реплікація ДНК почалася раніше, ніж репаровані пошкодження, утворення клону клітин не відбувається через блокаду нерепарованих пошкоджень;

- очікуване число нерепарованих ушкоджень при опроміненні клітин у дозі D дорівнює $-\ln S = F(D) - R(D)$, де $F(D)$ – початкове число потенційних ушкоджень; $R(D)$ – число репарованих пошкоджень.

3.5. СИСТЕМНІ МОДЕЛІ РАДІОБІОЛОГІЧНИХ ЕФЕКТІВ

Модель Мансона описує виживання клітин прокаріотів, де чутливою мішенню є молекула ДНК, представлена двома циліндричними нитками. При проходженні частинки через ДНК кожна подія поглинання енергії з ймовірністю w викликає одонитковий розрив. Якщо одна частинка спричиняє розриви в обох нитках, це призводить до двониткового розриву, який не підлягає репарації та є летальним. Одониткові розриви частково репаруються, але ймовірність їх нерепарації (u) робить їх також потенційно летальними.

Для оцінки виживання еукаріотичних клітин застосовують *модель Барсукова і Малиновського*. Основною причиною втрати репродуктивної здатності клітини є двохударна асиметрична хромосомна перебудова, що виникає через пошкодження, спричинені одиничною іонізуючою частинкою. Такі ушкодження розподіляються між клітинами за законом Пуассона, а їх кількість прямо пропорційна дозі опромінення. У разі випромінювання з низькою лінійною щільністю енерговиділення (LET) ушкодження розподіляються ядерному об'єму приблизно рівномірно. Первинні пошкодження хромосом можуть репаруватися або мігрувати всередині ядра відповідно до закону випадкових блукань, що враховує їх стохастичний характер.

Модель Куртіса об'єднує різні теорії біологічних ефектів радіації. Її основні гіпотези:

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

- летальні ушкодження виникають через взаємодію двох первинних ушкоджень, спричинених однією зарядженою частинкою або її δ -елекtrонами;
- імовірність взаємодії ушкоджень залежить від відстані між ними;
- первинні ушкодження розташовані вздовж треку частинки за законом Пуассона;
- радіочутливі мішені рівномірно розподілені в опромінюваному об'ємі;
- для формування первинного ушкодження необхідно 6–10 іонізацій у межах мішені розміром 2–3 нм.

Ця модель враховує стохастичний характер розподілу ушкоджень, їх репарації та міграції, що забезпечує більш комплексне розуміння біологічних ефектів радіації..

Модель летальних і потенційно летальних ушкоджень Куртіса об'єднує різні теорії біологічних ефектів. Основні гіпотези цієї моделі:

- Нерепаровані ушкодження виникають через взаємодію двох первинних ушкоджень, спричинених однією зарядженою частинкою, включаючи δ -електрони.
- Імовірність взаємодії ушкоджень залежить від відстані між ними.
- Первинні ушкодження розподіляються уздовж треку частинки за законом Пуассона.
- Усі первинні ушкодження розташовані вздовж траєкторії частинки.
- Для утворення первинного ушкодження необхідно 6–10 іонізацій у мішені розміром 2–3 нм.
- Радіочутливі мішені рівномірно розподілені в опромінюваному об'ємі.

Ця модель акцентує увагу на взаємодії ушкоджень, їх розподілі та характері пошкодження мішеней.

3.6. СИСТЕМНА ВІДПОВІДЬ КЛІТИНИ НА ПРОМЕНЕВЕ УШКОДЖЕННЯ

Відкриття кисневого ефекту, непрямой дії випромінювань і можливості хімічного захисту від променевого ураження призвело до зміни поглядів на миттєвість і незворотність первинних ушкоджень, визнаючи модифікацію променевого ураження клітин і організмів. Дослідження показали, що іонізація та збудження не лише пошкоджують органічні молекули, але й здатні передавати енергію випромінювання, проявляючи пошкоджуючу активність стосовно клітинних елементів. Це призвело до ідеї про посилення променевих ушкоджень з часом після опромінення.

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

У 1970 р. Дертінгер і Юнг зазначили, що біологічні мембрани, подібно до ДНК, можуть зазнавати значних змін від одного або кількох поглинань енергії. Однак, оскільки після опромінення спостерігалася лише деградація ДНК, біологічним мембранам на довгий час приписували роль «кандидатів на мішень».

Ці уявлення змінилися після досліджень, що обґрунтували роль оксидрадикалів у пошкодженнях ДНК та біологічних мембран (Б.М. Тарусов, М.В. Лучник, Ю.Б. Кудряшов, О.Б. Бурлакова). Було встановлено, що ендогенні пошкодження молекул ДНК зумовлені дією активних форм кисню (АФК), продуктів перекисного окислення ліпідів (ППОЛ) та системи оксиду азоту. Виявлено, що ці оксидативні ушкодження є генотоксичними і можуть викликати мутації при спробі реплікації ушкоджень. Основні окислені основи ДНК, що спричиняють цитотоксичний, генотоксичний та мутагенний ефекти, наведено на **рис. 3.2**.

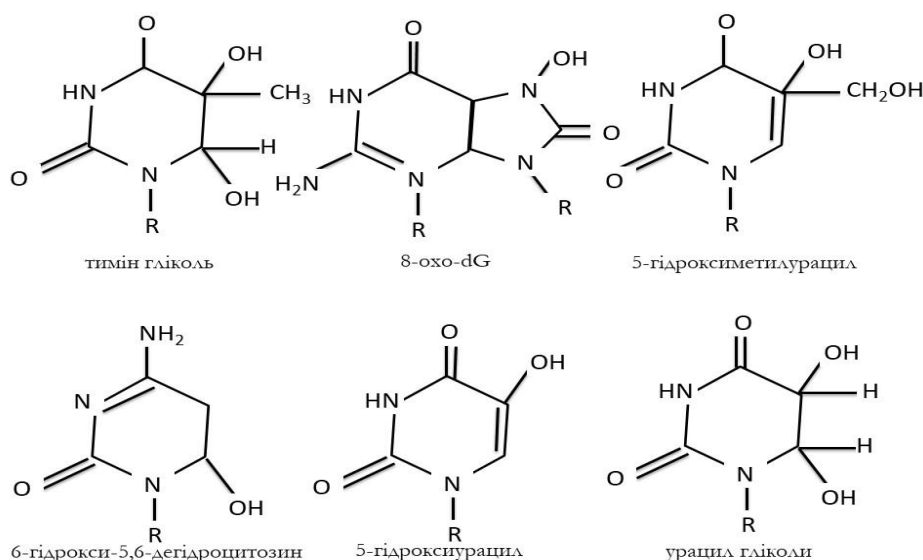


Рис. 3.2. Окислені основи ДНК

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

Реакція ланцюгового окиснення ліпідів біологічних мембран відіграє ключову роль у патологічних процесах і загибелі опромінених клітин. Ця реакція призводить до значного накопичення в клітині токсичних продуктів перекисного окиснення ліпідів (ППОЛ), зумовленого багаторазовим циклом їх відтворення. Ініціювання ланцюгової реакції починається з проникнення активних радикалів, продуктів радіолізу води, у ліпідний шар біологічної мембрани. Під час опромінення активні радикали взаємодіють із поліненасиченими жирними кислотами (LH), утворюючи ліпідні радикали (L•). Останні реагують із киснем, утворюючи прооксиданти — вільні радикали ліпідів, такі як алоксил (LO•) і пероксид (LO•2). Ці радикали вступають у реакції з сусідніми молекулами

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

поліненасичених фосфоліпідів, утворюючи гідроперекис ліпиду (LOOH) та нові ліпідні радикали (L•).

Внаслідок дії іонізуючого випромінювання (ІВ) у клітині накопичуються токсичні продукти ППОЛ, зокрема, гідроперекиси, епоксиди, альдегіди та кетони, що мають шкідливий вплив на клітину. У **табл. 3.2** наведено основні характеристики оксидантів у клітині.

Протягом останніх 10–15 років у молекулярній біології встановлено, що проста хімічна сполука – монооксид азоту (NO), який синтезується в організмі ферментативним шляхом, є універсальним регулятором метаболізму. Невеликі розміри молекули NO та її газоподібна природа забезпечують легке проникнення через плазматичні та внутрішньоклітинні мембрани. В опромінених тканинах активується NO-синтетаза, що призводить до накопичення надлишку NO, ініційованого активними формами кисню (АФК).

Цитотоксичні та цитогенетичні ефекти пов'язані з утворенням пероксинітриту – потужного окислювача, що виникає при взаємодії оксиду азоту із супероксидним аніон-радикалом ($\text{NO}^\bullet + \text{O}_2^{\bullet-} \rightarrow \text{ONO}_2^-$). Пероксинітрит виступає сполучною ланкою між двома високоактивними низькомолекулярними системами: NO та АФК.

Пероксинітрит і його протонувана форма дифундують у клітині та проходять через мембрани за допомогою аніонних переносників, демонструючи унікальну хімічну реактивність. Вони спричиняють розриви ДНК, окислення азотистих основ, нітрування гуаніну та білків, а також окислення ліпідів мембран. Наслідком цих реакцій є цитогенетичні зміни та мутагенез.

Таким чином, ДНК і біологічні мембрани стають мішенями не лише для прямого впливу іонізуючого випромінювання, а й для мультитоксичних прооксидантів і ліпідних радіотоксинів. Первинні радіаційно-індуковані ушкодження потенційно небезпечні для клітин, проте справжню загрозу становить накопичення продуктів цих ушкоджень у критичних структурах. Кисень відіграє ключову роль у посиленні оксидативних процесів, які спричиняють незворотну деградацію мембран, що може призвести до загибелі клітин. В інтактній клітині оксидативні процеси перебувають під суворим контролем ферментативних і неферментативних систем. Це забезпечує низьку швидкість оксидативних реакцій і підтримує концентрацію прооксидантів на стаціонарному рівні. Під дією ІВ та утворення оксидантів баланс між антиоксидантами й прооксидантами змінюється. У радіобіології це співвідношення визначається як **ендогенний фон радіорезистентності**.

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

Таблиця 3.2. Деякі характеристики оксидантів у клітині

Назва і символ	$\tau_{1/2}^*$	Реакційна здатність	Біологічні наслідки і найбільш уразливі клітинні структури	Приклади радіопротекторів
Молекулярний кисень в основному триплетному стані ($^2\Sigma gO_2$)	$>10^2$	Слабкий окислювач, висока здатність до дифузії.	Посилення окисного стресу, що призводить до пошкодження білків, ліпідів і ДНК. Мембранні ліпіди, мітохондрії.	Антиоксиданти (наприклад, вітамін Е, глутатіон)
Активні форми кисню – АФК				
Супероксид-аніон-радикал ($O_2^{\cdot-}$)	10^{-6}	Відновник (поганий окислювач)	Окиснення білків, ліпідів і ДНК, порушення функцій мітохондрій. Мітохондрії, ядерна ДНК.	Супероксиддисмутаза (SOD), амінотіоли (наприклад, аміфостин).
Пергидрооксил-радикал ($HO\cdot$)	10^{-8}	Окислювач, здатний розчинятися в ліпідах	Пошкодження мембранних ліпідів, ініціювання ланцюгових реакцій ПОЛ. Клітинні мембрани, ліпідні бішари.	Антиоксиданти (наприклад, вітамін С, глутатіон).
Синглетний кисень ($^1O_2$)	10^{-6}	Сильний окислювач	Пошкодження ДНК, білків і ліпідів, ініціювання апоптозу. ДНК, мембранні ліпіди.	Каротиноїди (наприклад, β -каротин), вітамін Е.
Перекис водню (H_2O_2)	$10-10^2$	Виражений окислювач, здатний до дифузії і окисдазної модифікації	Окисний стрес, пошкодження білків і ДНК, активація сигнальних шляхів. Мітохондрії, ядерна ДНК.	Каталаза, глутатіонпероксидаза.
Гідроксид-радикал ($OH\cdot$)	10^{-9}	Дуже сильний окислювач. Висока оксидазна активність. Дифундує на дуже короткі відстані.	Пошкодження ДНК, білків і ліпідів, ініціювання апоптозу. ДНК, мембранні ліпіди, білки.	Амінотіоли (наприклад, аміфостин), вітамін С.
Оксиди азоту				
Монооксид азоту-радикал ($NO\cdot$)	$0.1-6.4$	Дуже сильний окислювач. Висока здатність до дифузії і оксидазної модифікації.	Утворення пероксинітриту ($ONOO^-$), пошкодження ДНК і білків. ДНК, мембранні рецептори.	Інгібітори NO-синтаз, антиоксиданти.
Пероксинітрит ($ONOO_2$)	$1-2$	Дуже сильний окислювач. Висока здатність до дифузії і оксидазної модифікації	Пошкодження ДНК, білків і ліпідів, ініціювання апоптозу. ДНК, мембранні білки.	Антиоксиданти (наприклад, глутатіон), інгібітори NO-синтаз.
Продукти перекисного окислення ліпідів – ПЛОЛ				
Алоксил-радикал (ліпідний) ($LO\cdot$)	10^{-6}	Окислювач, первинне ініціювання ланцюгової реакції ПОЛ	Ініціювання ланцюгових реакцій ПОЛ, пошкодження мембран. Клітинні мембрани, ліпідні бішари.	Антиоксиданти (наприклад, вітамін Е, кофермент Q10).
Пероксил-радикал (ліпідний) ($LO_2\cdot$)	10^{-2}	Помірний окислювач, ініціювання ланцюгової реакції ПОЛ	Пошкодження мембран, ініціювання апоптозу. Клітинні мембрани, ліпідні бішари.	Антиоксиданти (наприклад, вітамін Е, глутатіон).
Ліпідні радіотоксини (TR) – продукти ПОЛ ($LOOH$, $R-LO_2$, $R-LO$)	$10^{-2}-1$	Виражені окислювачі, висока здатність до дифузії і оксидазної модифікації	Пошкодження мембран, порушення клітинних функцій. Клітинні мембрани, ліпідні бішари.	Антиоксиданти (наприклад, вітамін Е, кофермент Q10).

* $\tau_{1/2}$ – напівперіод життя оксидантів у клітині при $37^\circ C$

Джерело: авторська робота на основі загальновідомих наукових даних

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

Ферментативний і неферментативний захист клітини від надлишкового накопичення продуктів перекисного окислення ліпідів (ППОЛ) є багатоступеневим процесом. На етапі утворення первинних радикалів у воді та ліпідах активуються *антирадикальні механізми захисту*, які зменшують їх утворення або руйнують існуючі радикали. На етапі утворення окислювальних радикалів діють *гіпоксичні механізми*, які регулюють доступ кисню в клітину, рівень активних форм кисню (АФК) та NO•. На етапі утворення ППОЛ активуються ферментативні захисні механізми та низькомолекулярні антиоксиданти, формуючи *антиокислювальний захист*.

До низькомолекулярних антиоксидантів належать: меркаптани (глутатіон, цистеїн), біогенні аміни (серотонін, гістамін, катехоламіни), кортикостероїди, пептиди (карнозин, ансерин), вітаміни (аскорбінова кислота, токоферол, каротиноїди), фосфоліпіди, убіхінон, білірубін, феноли, мікроелементи та іони металів змінної валентності. У відповідь на опромінення антиоксидантний буфер клітини проходить через стадії мобілізації, нормалізації та виснаження. На останній стадії можливий незворотний дисбаланс між антиоксидантними й окисними процесами. Якщо клітина не може впоратися з токсичним ефектом, активуються механізми її загибелі.

Іншим важливим аспектом *системної відповіді* клітини на опромінення є процеси відновлення генетичного апарату. Радіаційне ураження активує функції авторегуляції гомеостазу, спрямовані на мобілізацію компенсаторних механізмів, що запобігають пошкодженням або сприяють їх відновленню. Ці процеси особливо важливі для збереження структури і функцій ДНК та біологічних мембран.

Контроль за накопиченням продуктів радіолізу води, АФК, NO•, ONO₂⁻ і ППОЛ забезпечується складною системою захисних механізмів, яка включає антирадикальні, гіпоксичні та антиоксидантні механізми. Зрушення у співвідношенні антиоксидантів і прооксидантів характеризує рівень радіорезистентності клітини та ступінь її ураження. Відновлення пошкоджень ДНК забезпечується численними репараційними системами, що діють у клітині.

Розділ 3. Основні концепції теоретичної радіобіології

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Теорія мішені – виникнення, суть, недоліки.
2. Механізми репарації клітини після радіаційного ураження.
3. Принцип влучань – суть і недоліки.
4. Стохастична модель радіаційного ураження клітини – суть, переваги і недоліки.
5. Теорія вільних радикалів – суть, переваги і недоліки.
6. Принцип підсилювача.
7. Розвиток радіобіологічних ефектів у часі.
8. Біологічний механізм прямої і непрямой дії іонізуючого випромінювання.
9. Стадії уражень після дії іонізуючого випромінювання.
10. Механізми захисту клітини у відповідь на радіаційне пошкодження.
11. Індивідуальний радіаційний ризик.

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Гудков І.М. Радіобіологія: Підручник для вищ. навчальних закладів. – Київ: НУБіП України, 2016. 485 с.
2. Давиденко В.М. Радіобіологія. Миколаїв: Видав. МДАУ, 2011. 265 с.
3. Гудков І.М., Віннічук М.М. Сільськогосподарська радіобіологія: навч. посіб. для аграр. вищ. навчальних закл. Житомир: ДАУ, 2003. 472 с.
4. Кашипаров В.А. Влияние физико-химических форм радионуклидов на их биологическую доступность. Вісник аграрної науки. 2001. №4. С. 11–17.
5. Культура ядерної захищеності: навчальний посібник для здобувачів другого (магістерського) рівня вищої освіти за освітніми програмами «Атомні електричні станції» та «Фізичний захист та облік і контроль ядерних матеріалів», спеціальності 143 Атомна енергетика та освітньою програмою «Інженерія і комп'ютерні технології теплоенергетичних систем» спеціальності 142 Енергетичне машинобудування / КПІ ім. Ігоря Сікорського ; уклад.: Т. В. Бібік, В. А. Кондратюк. – Електронні текстові дані (1 файл: 4,24 Мбайт). – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2024. – 216 с. URI: <https://ela.kpi.ua/handle/123456789/68806>
6. Публікації Наукового комітету ООН по дії атомної радіації (НКДАР ООН): <http://www.unscear.org/unscear/en/publications.html>.
7. Степанова Є.І., Чоботько Г.М., Колпаков І.Є., Литвинець О.М. Деякі аспекти дозиметричної характеристики та особливості внутрішньоклітинного метаболізму дітей – мешканців радіоактивно забруднених територій. Агроекологічний журнал. 2013. № 1. С. 22–27.
8. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 2020/2021 Report, Volume I: Report to the General Assembly, with Scientific Annex A - Evaluation of Medical Exposure to Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. (2022) Published by United Nations. DOI: <https://doi.org/10.18356/9789210010030>.

4. ОСОБЛИВОСТІ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ РАДІОЕКОЛОГІЇ

4.1. ДЖЕРЕЛА РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ В СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОМУ ВИРОБНИЦТВІ

На живі організми в навколишньому середовищі можуть водночас діяти кілька джерел іонізуючого випромінювання, серед яких основними є: 1) природне випромінювання, 2) випромінювання внаслідок використання штучних радіонуклідів, 3) випромінювання від джерел, що застосовуються в медицині і побуті, 4) професійне опромінювання. Перші дві групи джерел стосуються опромінювання всього живого, у тому числі і об'єктів сільськогосподарського виробництва (описані в попередніх розділах), дві останні – лише людини.

Джерела штучних радіонуклідів. Штучні радіонукліди утворюються в процесі ядерних реакцій, які відбуваються під впливом опромінювання звичайних елементів або їх природних ізотопів частинками високих енергій (від кількох мільйонів до десятків мільярдів еВ). Досі одержано 1880 радіоактивних ізотопів більш як 80 хімічних елементів.

Велика кількість РР утворюється під час вибуху атомної бомби, основою якого є ланцюгова реакція поділу ^{235}U або ^{239}Pu . Після вибуху атомної бомби середньої потужності (10–15 Мт) в атмосфері близько половини утворених радіоактивних продуктів випадає в районі вибуху на земну і водну поверхні в радіусі 100 км, а інші потрапляють у тропосферу й стратосферу. З тропосфери частинки протягом місяця випадають на Землю в радіусі 250–450 км від місця вибуху (залежно від сили і напрямів вітру). Радіонукліди, які потрапляють в стратосферу, поширюються навколо всієї земної кулі і випадають на поверхню Землі значно пізніше, хоч початок випадання їх можна виявити через 2–3 тижні, а повне випадання відбувається протягом 1,5–2 років. За цей час короткоживучі радіонукліди розпадаються, і в опадах переважають довгоживучі радіонукліди ^{90}Sr та ^{137}Cs з $T_{1/2}$ відповідно 29 і 30 років.

Певну частку у забруднення навколишнього середовища вносять підприємства атомної енергетики, робота яких пов'язана з видобутком уранової руди, її переробкою на збагачене ядерне паливо, виробництвом твелів, переробкою відпрацьованого палива для наступного використання, переробкою і захороненням радіоактивних відходів. Перелічені виробничі операції становлять ЯПЦ. На всіх етапах ЯПЦ можливе потрапляння радіонуклідів у навколишнє середовище.

Розділ 4. Особливості сільськогосподарської радіоекології

Інтенсивність впливу радіаційного фактора на об'єкти природного середовища в різних його частинах неоднакова. Навіть на перших етапах цього циклу (видобуток і переробка уранової сировини й виготовлення твелів), коли не відбуваються ядерні реакції поділу й нейтронної активації і не утворюються штучні (техногенні) радіонукліди, у навколишнє середовище викидаються важкі природні радіонукліди і «нормальна» інтенсивність їх кругообігу змінюється. На наступних етапах ЯПЦ - (під час роботи АЕС, переробки відпрацьованого палива, коли утворюється велика кількість штучних радіонуклідів, а також під час захоронення радіоактивних відходів) інтенсивність впливу радіаційного фактора на довкілля може зростати.

Атомна енергетика, враховуючи небезпеку ядерного випромінення, будується за принципом замкнутого циклу, завдяки чому в навколишнє середовище потрапляє лише незначна кількість важких для вловлювання РР. Так, під час видобутку уранової руди і вилучення урану 99% породи потрапляє у відвали, спричинюючи лише локальне забруднення середовища ураном, радієм, радоном та деякими іншими радіонуклідами. Під час роботи реакторів у навколишнє середовище можуть потрапити газоподібні леткі радіонукліди ^{14}C , ^3H , ^{85}Kr та І. Їх можна вловлювати за допомогою спеціальних фільтрувальних систем. Радіоактивні відходи зберігаються в ізольованих місцях. У результаті проведення цих заходів за нормальних безаварійних умов роботи частка викидів підприємствами атомної енергетики у природному радіаційному фоні не перевищує кількох відсотків. Ядерні реактори АЕС, що працюють у багатьох країнах світу, є джерелом незначного забруднення навколишнього середовища радіоактивними відходами навіть безпосередньо біля них.

Слід зазначити, що мешкання поблизу вугільної ТЕС, якщо врахувати викиди в атмосферу не лише радіоактивних, а й хімічних речовин, набагато шкідливіше для здоров'я людини, ніж поблизу АЕС аналогічної потужності. І хоча доза опромінення внаслідок викиду з АЕС зростає щороку внаслідок збільшення їх кількості й потужності, частка випромінення за їх рахунок у загальному радіаційному фоні залишається, як і раніше, незначною (за даними МАГАТЕ, вона не перевищує 4%).

Радіоекологічні проблеми загострюються в умовах порушення технологічних процесів на підприємствах ЯПЦ, що супроводжується аваріями з викидом РР у навколишнє середовище. Внаслідок цього радіоактивне забруднення може потрапити в природні екосистеми, на сільськогосподарські угіддя і призвести до важких радіоекологічних і соціально-економічних порушень.

Розділ 4. Особливості сільськогосподарської радіоекології

Найбільш тяжкими вважаються аварії на сховищі радіоактивних відходів на Південному Уралі, на Чорнобильській та Фукусімській АЕС. Під час цих аварій були забруднені великі території внаслідок того, що викид радіонуклідів відбувся на значну висоту (до 1 км на Південному Уралі, до 10–15 км у Чорнобилі і до 2–3 км в Фукусімі). Радіоекологічна ситуація в районі аварії на Південному Уралі зумовлена забрудненням території довгоживучим радіонуклідом ^{90}Sr , внаслідок чого сільськогосподарські угіддя на площі понад 100 тис. га на довгі роки були вилучені із землекористування. Територія, у десятки разів більша, ніж на Південному Уралі, була забруднена довгоживучими радіонуклідами ^{90}Sr , ^{137}Cs та ^{239}Pu і ^{240}Am внаслідок найбільшої за всю історію розвитку атомної енергетики аварії на ЧАЕС. Внаслідок аварії на Фукусімській АЕС було забруднено близько 1 млн. га (переважно ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I , ^3H).

4.2. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У НАВКОЛИШНЬОМУ СЕРЕДОВИЩІ ТА ОБ'ЄКТАХ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ВИРОБНИЦТВА

Радіоактивні речовини (РР), що потрапляють в атмосферу, поступово осідають на поверхню Землі (**рис. 4.1**). Їхня кількість у сільськогосподарських об'єктах може варіюватися у широких межах, що залежить від характеру викиду продуктів поділу, геологічних умов, властивостей ґрунту, а також хімічних і фізичних характеристик радіонуклідів.

Атмосферні опади та рух повітря мають ключове значення у розповсюдженні РР. Випадання цих речовин може відбуватися двома шляхами: «вологим», коли вони надходять на поверхню разом із дощем чи снігом, і «сухим», коли частинки осідають під дією сили тяжіння. Атмосферні опади можуть значно прискорити осідання радіоактивних речовин, тоді як вітрові потоки здатні переносити їх на тисячі кілометрів від місця викиду, що інколи призводить до випадіння в несподіваних місцях.

Потрапивши на поверхню Землі, РР включаються у природні біологічні цикли та через харчові ланцюжки проникають в організм людини. Основними об'єктами їх накопичення є ґрунт, рослини та водойми. З ґрунту радіонукліди можуть розчинятися у воді від атмосферних опадів або поливу і потрапляти у підземні води. Швидкість вертикального проникнення залежить від багатьох чинників, включно з кількістю опадів і властивостями ґрунту. Наприклад, у зоні аварії на Чорнобильській АЕС на піщаних ґрунтах легкого механічного складу до 1992 р. 90% радіоактивності зосереджувалося в 10-сантиметровому шарі

Розділ 4. Особливості сільськогосподарської радіоекології

грунту. На важчих ґрунтах із багатим вбирним комплексом вертикальна міграція відбувається ще повільніше.

Радіоактивні опади, осідаючи на водоймах, переважно концентруються у мулових відкладеннях, де може накопичуватись до 95–98% їхньої загальної кількості. Водночас частина речовин поступово розчиняється у воді, забруднюючи її.

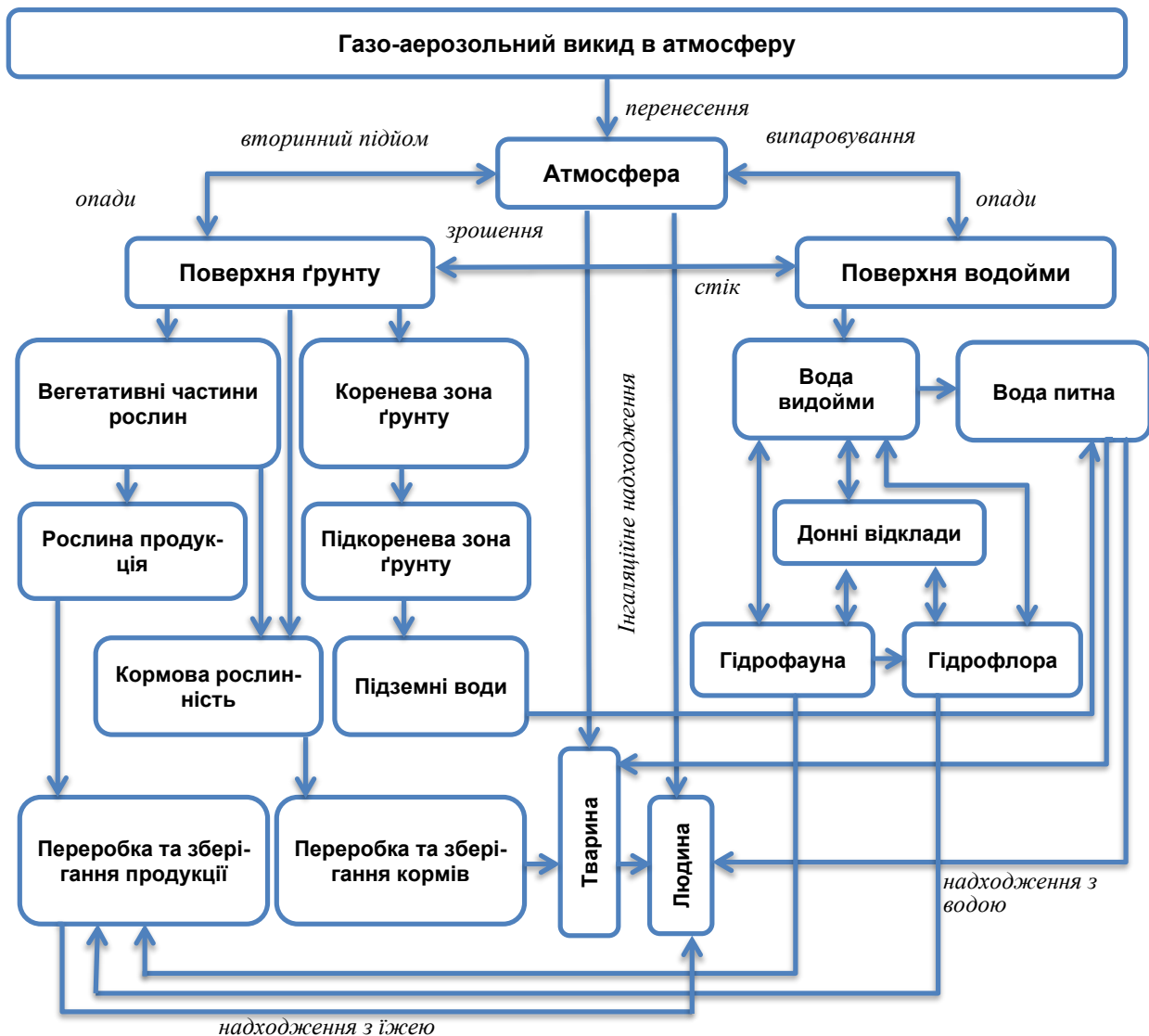


Рис. 4.1. Міграція радіонуклідів у навколишньому середовищі

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

РР, які потрапляють на рослини, можуть адсорбуватися на їхній поверхні шляхом дифузії або проникати всередину через прорихи. Після цього вони залучаються до обміну речовин і накопичуються в органах, що мають харчове або господарське значення. Найактивніше РР поглинаються листям (листова поглинання), суцвіттями (флоральне поглинання) та поверхневим корінням

(поглинання з дернини).

Флоральне поглинання має важливе значення для багатьох рослин. Його інтенсивність залежить від розміру, форми та розташування квітки. Великі квітки, наприклад, у рослин родини розоцвітих або суцвіття злакових культур, розташовані на відкритих частинах рослини, здатні вбирати більше РР порівняно з дрібними квітками, що розміщені поодинокі. При флоральному поглинанні радіоактивні частинки можуть механічно осідати на елементах квітки та проникати у плід. Поглинання через поверхнєве коріння властиве лише рослинам із таким типом кореневої системи. Значна частка РР, якщо не основна, потрапляє у рослини через кореневу систему.

В організм сільськогосподарських тварин РР переважно надходять із забрудненим кормом або водою з відкритих водойм. У людей ці речовини потрапляють з їжею чи водою. Основним джерелом вважається продукція тваринництва, зокрема, молоко та молочні продукти, які можуть становити 60–90% радіоактивного забруднення. Водночас за деякими оцінками, понад 50% РР може надходити з рослинною їжею. Вдихання РР після випадання радіоактивних опадів забезпечує незначний внесок у загальне надходження до організму.

Більшість РР, які потрапляють у продукти тваринного походження, не затримуються в організмі тварин, а разом із екскрементами повертаються у ґрунт, де можуть знову потрапляти в рослини. Так само РР, накопичені в рослинах, можуть повертатися у ґрунт із компостами, попелом чи рослинними залишками.

На суходолі РР швидко переміщуються харчовими ланцюгами, такими як рослина – людина, рослина – тварина – людина, або ґрунт – рослина – тварина – людина. Навіть радіонукліди з коротким періодом напіврозпаду, ^{131}I ($T_{1/2} = 8$ діб), можуть накопичуватися в організмі людини у значних кількостях.

Якщо забруднену воду не використовують безпосередньо рослини, тварини чи люди, шляхи міграції РР, розчинених у воді, можуть продовжуватись, наприклад: вода – планктон – бентос – дрібні риби – промислові риби – тварина чи людина. Водночас вони можуть скорочуватися, наприклад: вода – водяні рослини – риби – тварина чи людина. Через це в продуктах прісноводного чи морського походження РР міститься менше, ніж у продуктах, вироблених на суходолі.

4.3. НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКІ РОСЛИНИ ТА ОРГАНІЗМ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ТВАРИН

Практичне значення вивчення руху РР, зокрема, штучних, у навколишньому середовищі зумовлене, насамперед, можливими радіаційними наслідками потрапляння їх у харчові продукти.

Надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини. Рослини можуть нагромаджувати значні кількості РР, концентрація яких у сільськогосподарських рослинах може у десятки разів перевищувати їх вміст у ґрунті, внаслідок чого стає неможливим використання врожаю для харчування людини або годівлі тварин.

При цьому ^{90}Sr поводить себе подібно до кальцію, а ^{137}Cs – калію; максимальна концентрація ^{90}Sr завжди у тих видів рослин і органах тварин, які багаті на кальцій (кальцієфіли – рослини родини бобових, деякі представники родин розоцвітих, жовтецевих; кісткова тканина тварин, шкаралупа яєць, черепашки молюсків), а найбільша кількість ^{137}Cs – у багатих на калій (калієфіли – картопля, буряки, капуста, кукурудза, овес, льон, виноград; м'язова тканина ссавців). Це пояснюється тим, що стронцій належить до другої головної підгрупи елементів періодичної системи Д. І. Менделєєва, як і кальцій, а цезій – до першої головної підгрупи, як і калій. Внаслідок цього стронцій має властивості, аналогічні кальцію, а цезій – калію. При цьому треба враховувати, що кальцій і калій належать до найбільш поширених природних елементів (кількість першого в земній корі дорівнює 2,96%, другого – 2,5%), а Sr і Cs – до категорії мікроелементів.

Радіоактивні речовини потрапляють у рослини двома основними шляхами. Перший шлях передбачає пряме забруднення надземних органів радіоактивними частинками, які випадають з повітря. У цьому випадку частинки поглинаються тканинами вегетативних та репродуктивних органів (некореневе, або аеральне, надходження). Другий шлях – це надходження через кореневу систему з ґрунту (кореневе надходження). Ці шляхи важливо розрізняти, оскільки некореневе надходження переважно обмежується періодом випадання частинок, тоді як кореневе надходження може тривати десятки років. Ступінь радіоактивного забруднення продуктивних частин рослини варіює залежно від шляху потрапляння РР. Наприклад, у злаків та овочів некореневе надходження більш небезпечне для врожаю, ніж кореневе, тоді як для коренеплодів і бульбоплодів ситуація протилежна.

Розділ 4. Особливості сільськогосподарської радіоекології

Некореневе поглинання радіонуклідів було виявлене у дослідженнях, пов'язаних із позакореневим підживленням мінеральними елементами. Інтенсивність проникнення радіоактивних речовин залежить від їх розчинності та хімічних властивостей. Важливою умовою є наявність вологи на поверхні листя. Фактори, такі як форма, опушування, товщина кутикули, вміст жирів у ній, а також вік листя, визначають тривалість утримання вологи й ефективність поглинання РР. Молоде листя, наприклад, вбирає радіонукліди швидше, ніж старше, а товста кутикула та високий вміст жирів уповільнюють проникнення.

Поглинання РР листям відбувається через кутикулу, клітинні стінки, а також через продиhi. Частина речовин може залишатися в місцях проникнення, а інша частина розподіляється між органами рослини. Хімічні властивості елементів, специфіка виду рослини та її фізіологічний стан впливають на цей процес. Найбільш рухливим є ^{137}Cs , який здатен швидко переміщуватися у рослині та нагромаджуватися у зернах, бульбах і коренеплодах. Калій (K) та його аналоги Cs і Rb також швидко переміщуються і переносяться до різних органів. Стронцій (Sr) і цезій (Ce), навпаки, менш активно беруть участь в обмінних процесах.

Позакореневе надходження радіонуклідів значною мірою залежить від площі листя, що визначається фазою розвитку рослини під час випадання радіоактивних опадів. Поняття «листового індексу» у фізіології рослин характеризує площу листя на одиницю посівної площі. Для більшості сільськогосподарських культур оптимальний листовий індекс становить 2–7. Чим вище листовий індекс, тим більше радіоактивних речовин утримується на поверхні листя і поглинається рослиною.

Вік листя рослин суттєво впливає на рух радіонуклідів. Молоде листя не лише краще поглинає радіонукліди, але й інтенсивніше транспортує їх по рослині, оскільки такі речовини накопичуються у певних частинах рослини в значно більших кількостях. На позакореневе надходження радіоактивних частинок впливають погодні умови, наприклад, дощ може їх змивати, а вітер – здувати. Утримання радіоактивних речовин на рослинах залежить від форми органів рослини та їх механічних властивостей. Найбільше частинки накопичуються у пазухах листя і квітів, тоді як з гладенької поверхні листя або стебла їх легко здуває вітер чи змиває дощ.

Вторинне забруднення надземних частин рослин можливе через перенесення радіоактивного пилу вітром або штучне зрошення дощуванням. Цей фактор слід враховувати при розробці заходів для зменшення надходження радіонуклідів у рослини. Рівень забруднення рослин при прямому осіданні радіоактивних опадів визначається кількістю свіжих випадін, тоді як проникнення через

Розділ 4. Особливості сільськогосподарської радіоекології

коріння залежить від кількості опадів, що потрапляють на ґрунт. Якщо позако-
рене забруднення з часом зменшується, то проникнення через ґрунт може збі-
льшуватися.

Ґрунт ефективно поглинає різні елементи, включаючи радіонукліди. Най-
більш поглинальним є його поверхневий шар, багатий на колоїди. Природні
угіддя затримують основну масу радіонуклідів у верхньому шарі, тоді як на ор-
них землях вони рівномірно розподіляються по ґрунтовому профілю. Включення
радіонуклідів у біологічний кругообіг залежить від міцності зв'язку з частинками
ґрунту та здатності коріння рослин поглинати їх. Важкі ґрунти, такі як чорноземи
та суглинки, краще зв'язують радіонукліди, ніж легкі піщані.

Здатність кореневої системи рослин поглинати радіонукліди залежить від
багатьох факторів: виду рослин, фази розвитку, фізіологічного стану, вмісту во-
логи та поживних речовин у ґрунті. Поглинання радіонуклідів ґрунтом і росли-
нами значно зменшує їх вимивання в підґрунтові води, затримуючи їх у зоні ос-
новної маси коріння. Механізм засвоєння радіонуклідів корінням аналогічний до
засвоєння звичайних елементів мінерального живлення. Радіонукліди, такі як Cs
і Sr, подібні до калію та кальцію, що пояснює їх швидке проникнення в рослини.
Інші ізотопи, наприклад ^{134}Ce , ^{60}Co , ^{91}Y , ^{95}Nb , ^{95}Zr , ^{106}Ru , накопичуються перева-
жно в корінні і практично не переміщуються.

Коефіцієнт накопичення (K_H) – безрозмірна величина, що показує відношення пито-
мої активності радіонукліда в організмі або органі (Бк/кг) до питомої активності цього
радіонукліда у воді або концентрації його у повітрі (Бк/л або Бк/м³)

Коефіцієнт переходу (K_P) – величина, що характеризує відношення питомої актив-
ності радіонукліда в продукції рослинництва чи тваринництва (Бк/кг) до щільності радіо-
активного забруднення ґрунту (кБк/м²) або до величини надходження радіонукліда в орга-
нізм тварини (Бк/добу).

Щоб оцінити міграцію радіонуклідів по харчових ланцюгах та їх накопи-
чення в різних компонентах екосистем, використовують спеціальні кількісні по-
казники. Найважливішими серед них є **коефіцієнт накопичення K_H** і **коефіці-
єнт переходу K_P** .

Коефіцієнти накопичення (K_H):

– Для водних організмів:

$K_H = A_{орг}/A_{вода}$, де $A_{орг}$ – питома активність організму (Бк/кг), $A_{вода}$ – питома ак-
тивність води (Бк/л)

– Для наземних організмів відносно повітря:

$K_H = A_{орг}/A_{пов}$, де $A_{пов}$ – концентрація радіонукліда в повітрі (Бк/м³)

– Для рослин відносно ґрунту:

Розділ 4. Особливості сільськогосподарської радіоекології

$K_H = A_{\text{рос}}/A_{\text{грунт}}$, де $A_{\text{рос}}$ – питома активність рослини (Бк/кг), $A_{\text{грунт}}$ – питома активність ґрунту (Бк/кг)

Коефіцієнти переходу (K_{Π}):

– Для системи «ґрунт-рослина»:

$K_{\Pi} = A_{\text{рос}}/\sigma$, де σ – щільність забруднення ґрунту (кБк/м²)

– Для системи "корм-тваринна продукція":

$K_{\Pi} = A_{\text{прод}}/Q$, де $A_{\text{прод}}$ – питома активність продукції (Бк/кг або Бк/л), Q – щоденне надходження радіонукліда (Бк/добу)

– Для системи "раціон-молоко":

$K_{\Pi} = A_{\text{мол}}/(Q \times t)$, де $A_{\text{мол}}$ – питома активність молока (Бк/л), t – час годівлі (доба)

Переходи між коефіцієнтами:

– Від K_H до K_{Π} для рослин:

$K_{\Pi} = K_H \times h \times \rho$, де h – глибина кореневмісного шару (м), ρ – щільність ґрунту (кг/м³)

– Від K_{Π} до K_H :

$K_H = K_{\Pi}/(h \times \rho)$

– Для водних систем:

$K_H = K_{\Pi} \times V$, де V – об'єм води в системі (м³)

Важливо зазначити, що всі ці коефіцієнти залежать від: фізико-хімічних властивостей радіонуклідів, типу ґрунту чи води, виду організму, умов навколишнього середовища, сезонних змін, віку організму, фізіологічного стану.

Розподіл радіонуклідів у надземних частинах рослини також варіюється. Половина їх кількості накопичується у стеблах, менше – у листі, ще менше – у колосі, а в зерні – лише кілька відсотків. Чим далі орган від коріння, тим менше він накопичує радіонуклідів. Зернові та зернобобові культури демонструють саме таку залежність, тоді як рослини з продуктивними органами у вигляді листя, коренеплодів чи цибулин забруднюються більше. Підземні стебла, як-от бульби, накопичують радіонуклідів менше, ніж коріння.

Радіонукліди поділяють на дві групи за характером їх надходження і накопичення: 1) ті, що швидко потрапляють у рослину і накопичуються у надземних частинах; 2) ті, що повільно проникають, концентруючись у корінні. Для цього процесу використовується коефіцієнт накопичення (K_H). Більшість радіонуклідів накопичується в рослинах у дуже малих кількостях, але ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs є винятками. Вони активно беруть участь в обміні речовин і накопичуються в значних концентраціях у зерні, соломі, плодах овочевих культур. Наприклад, коренеплоди столових буряків нагромаджують Cs у 3–6 разів більше, ніж коріння пшениці.

Розділ 4. Особливості сільськогосподарської радіоекології

Забруднення рослин прямо залежить від кількості радіонуклідів у ґрунті. Надходження ^{137}Cs зменшується зі збільшенням вмісту обмінного калію в ґрунті. Водночас рослини-калієфіли накопичують більше ^{137}Cs . Така поведінка радіонуклідів підкреслює необхідність врахування їх взаємодії з іншими елементами під час агроекологічного планування.

У вегетативній масі деяких рослин рівень накопичення радіонуклідів може бути дуже високим. Наприклад, листя гречки містить до 30% калію, тоді як у пшениці його лише 10–15%. Через це солома гречки накопичує ^{137}Cs у 2–3 рази більше, ніж солома пшениці.

Щодо зменшення вмісту ^{137}Cs у їстівних частинах, рослини розташовуються в такій послідовності: зернові та зернобобові (гречка, соя, боби, квасоля, горох, овес, жито, пшениця, ячмінь, просо, тритикале, кукурудза); кормові (зелена маса) (люпин жовтий, капуста, кормова вика, соняшник, конюшина, тимофіївка, костриця безоста, кукурудза); технічні (редька олійна, ріпак, буряки цукрові, соняшник, льон); овочеві (капуста, буряки столові, салат, морква, картопля, огірки, гарбузи, помідори).

Надходження до рослин ^{90}Sr залежить від рівня забезпеченості ґрунту обмінним кальцієм. Акумуляція ^{90}Sr також визначається здатністю рослин нагромаджувати кальцій. Кальцієфільні рослини накопичують значно більше кальцію, ніж ті, що не виявляють до нього особливої чутливості, а разом із ним і більшу кількість ^{90}Sr .

Дослідження поведінки радіонуклідів у системі ґрунт–рослина, зв'язок між їх концентрацією в ґрунті та накопиченням у рослинах, а також вивчення особливостей руху цих елементів мають велике практичне значення. Вони дозволяють прогнозувати рівень накопичення радіонуклідів у врожаї та розробляти заходи для зменшення їх надходження і нагромадження у продукції рослинництва.

Надходження радіонуклідів у організм сільськогосподарських тварин. Радіонукліди потрапляють в організм сільськогосподарських тварин через травну систему (пероральний шлях), дихання (інгалаційний шлях) та шкіру (перкутантний шлях). Інгалаційний шлях важливий лише під час випадання радіоактивних опадів, а проникнення через шкіру є незначним. Основним шляхом надходження є пероральний, тобто через корми, тоді як через воду надходить значно менше радіонуклідів.

Радіонукліди, потрапляючи в кров, розносяться до органів і тканин, де частково затримуються, вибірково накопичуючись у певних місцях. Проте більшість із них виводиться з організму. Радіонукліди накопичуються переважно в тих органах і тканинах, де є стабільні елементи з подібними хімічними

Розділ 4. Особливості сільськогосподарської радіоекології

властивостями. Завдяки добре вивченому хімічному складу тканин тварин можна передбачити, де саме зосереджуватимуться радіонукліди.

Типи розподілу радіонуклідів у ссавців включають:

- **скелетний** (радіонукліди кальцію, стронцію, а також барію, радію, плутонію, урану);
- **ретiculoендотеліальний** (радіонукліди рідкоземельних металів, таких як церій, празеодим, прометій, цинк, торій, трансуранові елементи);
- **тіреоотропний** (радіонукліди йоду, що накопичуються у щитоподібній залозі через її специфічний метаболізм);
- **дифузний** (радіонукліди калію, натрію, цезію, рубідію, водню, азоту, вуглецю, полонію тощо).

Рівень радіаційного впливу радіонуклідів на організм залежить від часу їх перебування в ньому. Радіонукліди, що беруть участь у швидкому метаболізмі, швидко виводяться з організму. Наприклад, тритій, який входить у водний обмін, виводиться через кілька тижнів із сечею, тоді як ^{45}Ca та ^{90}Sr , що беруть участь у формуванні кісток, залишаються в організмі протягом усього життя.

***Період піввиведення радіонукліда** – це час, за який кількість радіонукліда в організмі зменшується вдвічі внаслідок біологічного виділення*

Для рослин це поняття періоду напіввиведення в такому розумінні не застосовується, оскільки виведення ізотопів маскується їх розбавленням через ріст тканин. Ріст рослин є чутливим процесом, який залежить від багатьох факторів середовища, що впливають на період піввиведення радіоактивних ізотопів.

Для ссавців період піввиведення радіонуклідів залежить від метаболізму. Наприклад, для людини період піввиведення ^{137}Cs становить 30 днів у дітей та 90–100 днів - у літніх людей, а для ^{90}Sr – від 25 до 70 років залежно від віку.

4.4. ОСОБЛИВОСТІ ПРОМЕНЕВОГО УРАЖЕННЯ ОРГАНІЗМУ ІНКОРПОРОВАНИМИ РАДІОАКТИВНИМИ РЕЧОВИНАМИ

При проникненні радіонуклідів у організм, які зумовлюють внутрішнє опромінення, залежно від їх фізичних характеристик, кількості та тривалості перебування в організмі, можуть проявлятися радіобіологічні ефекти, аналогічні тим, що виникають при еквівалентних поглинених дозах зовнішнього опромінення. Серед таких ефектів відзначають радіаційну стимуляцію, морфологічні зміни, розвиток променевої хвороби, прискорення процесів старіння, скорочення тривалості життя, загибель організму та генетичну дію.

Розділ 4. Особливості сільськогосподарської радіоекології

У 40–50-х роках ХХ століття, за умов обмеженого доступу до джерел зовнішнього опромінення, у сільському господарстві використовували розчини різних радіоактивних ізотопів для індукції радіаційної стимуляції у рослин. Зокрема, практикували замочування насіннєвого матеріалу з метою отримання мутацій для селекційних робіт. Вирощування рослин на розчинах із високими концентраціями нуклідів, що характеризуються коротким періодом напіврозпаду і жорстким випромінюванням, таких як ^{32}P , супроводжувалося проявами типової променевої хвороби. Цей стан супроводжувався порушеннями метаболізму та морфологічними змінами, подібними до тих, що спостерігаються при загальному зовнішньому опроміненні, і міг призводити до загибелі рослин і тварин.

Підвищена небезпека РР, які проникають в організм, зумовлена кількома чинниками. Основною причиною є здатність деяких радіонуклідів вибірково накопичуватись у певних тканинах і органах. Якщо при зовнішньому опроміненні дози розподіляються рівномірно, то при внутрішньому опроміненні формуються високі локальні дози для окремих тканин. Це явище обумовлене хімічними властивостями радіонуклідів та специфікою метаболічних процесів у організмі.

Фізіологічні особливості організму також відіграють важливу роль у цих процесах. Наприклад, за допомогою радіоавтографії можна візуалізувати нерівномірний розподіл радіонуклідів у рослинах та виявити зони високої локалізації, що зазвичай характерні для тканин із високою метаболічною активністю, зокрема меристем. У хребетних тварин такі локалізовані зони також добре виражені. Наприклад, до 30% радіоактивного йоду накопичується у щитоподібній залозі, маса якої становить лише 0,02–0,05% від загальної маси тіла. У цьому органі йод входить до складу гормону тироксину.

Радіонуклід ^{90}Sr накопичується переважно у кістковій тканині, створюючи умови для хронічного опромінення кісткового мозку, який є одним із найважливіших критичних органів.

Другою важливою характеристикою інкорпорованих радіонуклідів є підвищення небезпеки дії α - та β -випромінювачів, які, завдяки своїй низькій проникній здатності, не становлять значної загрози для внутрішніх тканин організму при зовнішньому опроміненні. Однак при потраплянні всередину організму вони стають потужними джерелами іонізуючої радіації. Це особливо стосується радіонуклідів, які є джерелами α -випромінювання, таких як Pt, Am, Ra, U та інші. Вони мають високу здатність до радіаційного ушкодження і можуть спричиняти серйозні ушкодження тканин. Наприклад, при проходженні через кишки ссавців вони пошкоджують епітелій; при всмоктуванні у кров – ендотелій судин; а при накопиченні в скелетних кістках – кістковий мозок.

Розділ 4. Особливості сільськогосподарської радіоекології

Третьою характерною особливістю дії інкорпорованих РР є тривале опромінення організму. Періоди піврозпаду та піввиведення багатьох РР, зокрема, таких як ^{90}Sr та ^{239}Pu , є надзвичайно довгими, що призводить до хронічного опромінення організму сільськогосподарських тварин протягом усього їхнього життя.

Ще однією важливою рисою внутрішнього опромінення є те, що його неможливо захистити за допомогою звичних протипроменевих засобів, які використовуються при зовнішньому опроміненні. Можливості прискореного виведення РР з організму обмежені. Тому зазначені специфічні властивості радіаційного ураження інкорпорованими радіонуклідами є особливо важливими для тварин та людей, хоча рослини теж є проміжною ланкою у цьому процесі.

Специфіка внутрішнього опромінення рослин і тварин пов'язана з різким нерівномірним розподілом інкорпорованих РР у різних тканинах та органах, що значно ускладнює проведення дозиметрії. Для цього використовуються різноманітні методи, які передбачають складні розрахунки, але навіть вони можуть лише дати орієнтовні оцінки щодо реальної поглиненої дози.

Ці особливості біологічної дії інкорпорованих РР допомагають зрозуміти потенційну небезпеку, яку вони становлять для живих організмів. Оскільки терапевтичні засоби їх виведення є малоефективними, основним захистом від інкорпорованих РР є запобігання їх проникненню в організм. Це можна здійснити на будь-якому етапі надходження цих речовин в організм людини. Однак найбільш ефективним є запобігання їх накопиченню в сільськогосподарській продукції на етапах ґрунт-рослина та рослина-тварина, що є особливо важливим при веденні сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених радіоактивними речовинами.

Розділ 4. Особливості сільськогосподарської радіоекології

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Основні шляхи міграції радіонуклідів у об'єктах навколишнього середовища і сільськогосподарства.
2. Чинники, що визначають міграцію радіонуклідів у атмосфері.
3. Шляхи надходження радіонуклідів у рослини.
4. Особливості розподілу радіонуклідів між тканинами та органами рослин.
5. Шляхи надходження радіонуклідів у організм сільськогосподарських тварин.
6. Особливості розподілу радіонуклідів між тканинами та органами тварин.
7. Назвіть типи розподілу радіонуклідів у організмі ссавців та приклади радіонуклідів із певним типом розподілу.
8. Дати визначення поняттю періоду напіввиведення і назвати чинники, що на нього впливають.
9. Специфіка внутрішнього опромінення порівняно із зовнішнім.

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період (Рекомендації); за ред. Б.С. Прістера. Київ: Атіка-Н, 2007. 196 с.
2. ГН 6.6.1.1-130-2006. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (Затв. Наказом МОЗ України від 03.05.2006, №256, зареєстр. в Мін'юсті України 17.07.2006 р., №845/12719) [Електронний ресурс]. - (Нормативний документ МОЗ України. Гігієнічні нормативи). Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0845-06#Text>.
3. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашипаров В.О. Сільськогосподарська радіоекологія: підручник; за редакцією академіка НААН України І.М. Гудкова. Київ: Ліра-К, 2017. 268 с.
4. Гудков І.М., Дутов О.І., Хаурдінова Г.О., Райчук Л.А. та ін. Методичні засади, нормативна база та сучасні методи радіоекологічного моніторингу забруднених радіоактивними речовинами територій. Київ, 2013. 37 с.
5. Екологічна безпека агропромислового виробництва: монографія; за науковою редакцією О.І. Фурдичка, А.Л. Бойка. Київ: ДІА, 2013. 416 с.
6. Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку». Від 08.02.1995 р. № 39/95–ВР. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/39/95-%D0%B2%D1%80>.
7. Кравець О.П. Радіологічні наслідки радіонуклідного забруднення агроценозів. Київ: Логос, 2008. 240 с.
8. Краснов В.П., Орлов О.О., Бузун В.О. та ін. Прикладна радіоекологія лісу; за ред. В.П. Краснова: моногр. Житомир: Полісся, 2007. 680 с.

5. ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ НА ОРНИХ ЗЕМЛЯХ, У ЛУЧНИХ ЦЕНОЗАХ ТА ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ

5.1. ҐРУНТ ЯК ЛАНКА-ДЖЕРЕЛО РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Поведінка радіонуклідів у ґрунті. Ґрунт є основним джерелом постачання в біосферу природних радіонуклідів. Якщо розглядати типову агроекосистему, то спрощена схема міграції радіонуклідів її ланками визначається властивостями двох основних її компонент – ґрунту і рослини (рис. 5.1).

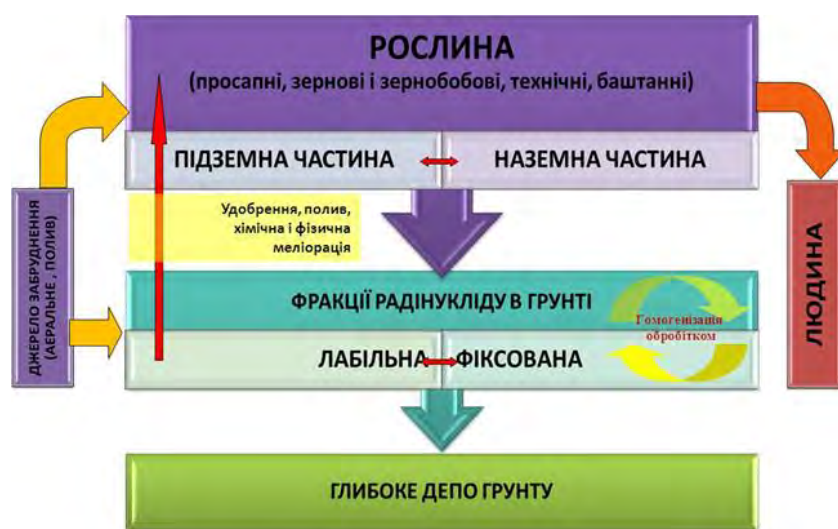


Рис. 5.1. Концептуальна модель міграції радіонуклідів у польових екосистемах

Джерело: авторська графіка

лядати їх окремо немає сенсу.

Міграційні здатності радіонуклідів у ґрунті і їх включення у біологічні цикли визначаються великою кількістю властивостей самих радіонуклідів, ґрунту, різними факторами навколишнього середовища.

Роль фізико-хімічних властивостей радіонуклідів. Радіонукліди, що потрапляють у навколишнє середовище, можуть перебувати у різній фізико-хімічній формі – аерозолів, гідрозолів, частинок, сорбованих на різних матеріалах. Їх рухливість залежить від форми радіонуклідів, у якій вони надійшли в навколишнє середовище.

Так, радіоактивне забруднення при аварії на Чорнобильській АЕС було зумовлене трьома типами випадіння: твердими високорадіоактивними аерозолями

Під міграцією радіонуклідів у 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 і тому розг-

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

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 у 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 у 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 у 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 й 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 у ґрунті та їх перехід у рослини.

Сорбційна здатність ґрунтів зростає зі збільшенням дисперсності його механічних елементів. Навіть у межах одного типу ґрунтів у залежності від кількості фракції глинистих частинок діаметром менше 0,001 мм накопичення радіонуклідів рослинами може змінюватись на порядок. У більш крупних фракціях пилу вміст органічних речовин різко знижується, а в дрібному піску їх майже немає.

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

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 тришарових мінералів, що мають високу вбирну здатність. Переважаючими ж мінералами фракцій піску, навіть дрібного, є кварц і польові шпати, сорбційні властивості яких дуже низькі.

Дрібнопилуваті 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 у 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 у рослини утруднене.

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.

Загалом, перераховані властивості ґрунтів формують у них певний неспецифічний рівень здатності до сорбції і утримування радіонуклідів. У порядку зростання здатності різних типів ґрунтів сорбувати радіонукліди їх можна розподілити у такій послідовності: торф'яні-підзолисті-дерново-підзолисті-сірі лісові-лугові-сіроземи-каштанові-чорноземи.

Роль агрохімічних властивостей ґрунту. Радіонукліди зазвичай знаходяться в ґрунтах в ультрамікрокількостях. Так, при вмісті ^{137}Cs $3,7 \times 10^4$ Бк/м (1 Кі/км^2) - рівень, вище якого ґрунти зараз прийнято вважати забрудненими, масова його концентрація в орному шарі складає $3,9 \times 10^{-12} \%$, а ^{90}Sr – ще менше – $2,4 \times 10^{-12} \%$. Це відповідає приблизно величині 10 г/м, або 10 г/км. 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, у тому числі для стронцію і цезію, при зростанні кислотності знижується міцність закріплення в ґрунті, збільшується рухливість і надходження в рослини. Деякі радіонукліди, зокрема, ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn , при підвищенні

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

pH переходять з іонної форми у різні гідролізні і комплексні сполуки і стають менш доступними для рослин.

Дуже великий вплив на міграцію і доступність радіонуклідів у ґрунтах має вміст обмінного Са, який характеризує їхню так звану «карбонатність». У багатьох ґрунтах, переважно недостатньо зволжених територій, вміст карбонатів досить значний. Зі збільшенням їх вмісту надходження ^{90}Sr з ґрунту в рослини знижується. Зі збільшенням вмісту карбонатів у чорноземах від 0 до 3,2% накопичення ^{90}Sr рослинами знижується в 1,3–2,5 раза, а надходження ^{137}Cs зростає.

Зменшення надходження ^{90}Sr у 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 (3,41%), може виступати у ролі своєрідного дискримінатора, який обмежує надходження стронцію, у тому числі і його радіоактивних ізотопів.

Не тільки з підвищенням карбонатності ґрунту, але й із зростанням концентрації аніонів PO_4^{3-} і SO_4^{2-} , збільшується сорбція ^{90}Sr за рахунок співосідання важкорозчинних і слабо засвоюваних рослинами сполук стронцію. Тому в ґрунтах з підвищеним вмістом обмінних форм фосфору і сірки, особливо перших, спостерігається зниження переходу ^{90}Sr в рослини.

Збільшення в ґрунті вмісту обмінного калію знижує міграцію і надходження в рослини ^{137}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 у ґрунті за рахунок стабільних і зменшенням частки радіоактивних у загальному закріпленні елемента.

На особливу увагу заслуговує один з основних природних радіоактивних «забруднювачів» ґрунту і біосфери – ^{40}K . Його вміст в орному шарі досить великий - $2,7\text{--}21,6 \times 10^4$ Бк/м² (0,7–5,8 Кі/км²). Максимальну радіоактивність за рахунок ^{40}K мають ґрунти, що розвивались на кислих магматичних породах і містять

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

мінерали з великим вмістом К, а разом з ним і ^{40}K , в біосфері зростають. При середніх нормах внесення калійних добрив 60 кг/га у ґрунт надходить $1,35 \times 10^6$ Бк ^{40}K . При разовому внесенні це не призведе до помітного збільшення вмісту ^{40}K , але при багаторічному внесенні калійних добрив може вплинути на його баланс.

Міграція ^{40}K у ґрунті, надходження в рослини і наступний рух ланками біологічного ланцюжка повністю визначається поведінкою його стабільних носіїв – ^{39}K і ^{41}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}K спостерігається і зниження надходження калію. 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 у 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 РР на відстані десятків кілометрів від місця їх випадіння, 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, значною мірою 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.

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

Це зумовлює зниження потужності дози випромінювання радіонуклідів над поверхнею ґрунту, зменшення їх вторинного переносу вітром та поверхневими водами. У той же час може значно змінюватись кількість радіонуклідів, що надходять у рослини, переходять у ґрунтові води.

Швидкість вертикального перенесення радіонуклідів у ґрунті у значній мірі визначається вище перерахованими властивостями радіонуклідів, механічним та мінералогічним складом ґрунту, його агрохімічними характеристиками. Але головним чином вона залежить від кількості атмосферних опадів.

Частинки найрізноманітніших розмірів з током води можуть проникати у глибину 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 у напрямку градієнта концентрації - її вирівнюванню; конвекційне перенесення - 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, у зоні аварії на Чорнобильській АЕС на неораних дерново-підзолистих піщаних ґрунтах легкого механічного складу через 24 роки після випадіння радіоактивних продуктів, близько 90% кількості радіонуклідів містилось у верхньому 15–20 - сантиметровому шарі. На ґрунтах більш важкого механічного складу з багатим ґрунтовим вбирним комплексом вертикальна міграція радіонуклідів відбувається ще повільніше. На всіх типах ґрунтів ^{90}Sr проникає на більшу глибину, ніж ^{137}Cs . Це, безперечно, пов'язане з більшою розчинністю стронцію і «старінням» цезію.

Значний вплив мають погодно-кліматичні умови на горизонтальну міграцію радіонуклідів – їх перенесення по поверхні ґрунту. При сильних зливових дощах у літньо-осінній період можливий значний змив радіонуклідів з площ водозборів у водойми 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 навесні, коли при швидкому таненні снігу і слабкій фільтрації опадів у мерзлий ґрунт посилюється перенесення радіонуклідів по поверхні.

У 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. У той же час круті схили, відсутність рослин посилюють його.

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

Елементи-аналоги. Рослини при повній відсутності наявних ознак радіаційного ураження можуть нагромаджувати значні кількості РР, зокрема, ^{90}Sr і ^{137}Cs , внаслідок чого може виявитись неможливим використання врожаю для харчування людини або годівлі тварин. У зв'язку з цим надзвичайно важливим стає вивчення закономірностей надходження, нагромадження та розподілу окремих радіонуклідів у продуктивних органах сільськогосподарських рослин.

Як уже було згадано вище, ^{90}Sr поводить себе подібно до Са, а ^{137}Cs – до К. Було виявлено, що максимальна концентрація ^{90}Sr завжди спостерігається у тих видів рослин, які багаті на Са, – у відомих **кальцефілів** рослин родини бобових, деяких представників родин розоцвітих, жовтецевих, а найбільша кількість ^{137}Cs – у рослинах, багатих на К, – **калієфілів** картоплі, буряків, капусти, кукурудзи, вівса, льону, соняшнику та інших. У цьому не можна вбачати нічого дивного, бо, як уже згадувалось, стронцій перебуває у тій самій другій головній підгрупі елементів періодичної системи Менделєєва, що і кальцій, а цезій – у першій головній підгрупі поряд з калієм. Хімічні ж елементи об'єднані в групи згідно з тотожністю деяких хімічних властивостей. Саме тому стронцій має властивості аналогічні кальцію, а цезій – калію, так, як і інші елементи, що належать до цих груп.

Вище вже було відзначено, що РР надходять до рослин двома основними шляхами: через надземні органи (некореневе, або аеральне, надходження) і через кореневу систему з ґрунту (кореневе надходження). Надходження через надземні органи можливе, головним чином, лише в період випадіння радіоактивних частинок з атмосфери, тоді як поглинання через коріння може відбуватися протягом десятків років.

Ґрунт, як вже відзначалося, є сильним поглиначем різних елементів і речовин, у тому числі і радіоактивних. Особливо високу здатність до поглинання має поверхневий, багатий на перегній горизонт, у якому міститься основна частина ґрунтового вбирного комплексу. Саме тому природні угіддя затримують основну масу РР у поверхневому 5–10-сантиметровому шарі ґрунту, у той час, як на орних 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 РР, 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

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

рослинами, фіксація біля поверхні ґрунту у зоні розміщення основної маси коріння затримує їх вимивання і перенесення до ґрунтових вод.

Механізм засвоєння радіонуклідів кореннями рослин теж не відрізняється від поглинання звичайних елементів мінерального живлення. У зв'язку з тим, що більшість РР як хімічні елементи не відіграють будь-якої ролі у перебігу фізіолого-біохімічних процесів і потрапляють у рослини в 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 корінням, рух їх по рослині і розподіл по окремих органах у 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}Co , ^{91}Y , $^{103, 106}\text{Ru}$, $^{141, 144}\text{Ce}$, ^{147}Pm , актиноїди нагромаджуються у кількостях на декілька порядків менших. Велике значення має сірка, яка є досить важливим для живих організмів макроелементом. Близького до неї значення можуть досягати деякі мікроелементи (залізо, марганець, цинк), котрі також відіграють значну роль у метаболізмі. При цьому ^{137}Cs і ^{90}Sr легко і швидко пересуваються по рослині, у 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, як правило, менше радіонуклідів він нагромаджує**. У випадку з зерновими та зернобобовими видами рослин, основною продукцією котрих є зерно, ця залежність дуже відрадна. Але коли продуктивними органами є листя, а особливо підземні частини рослин - коренеплоди, цибулини, бульби, доводиться мати справу з більш забрудненою продукцією.

Для відображення характеру і залежності нагромадження РР у різних органах рослин від наявності їх у ґрунті використовують визначені вище K_n і K_p . Для більшості радіонуклідів, таких як ^{144}Ce , ^{106}Ru та інших, значення K_n становлять десятки і соті частки і рідко наближаються до одиниці, тобто концентрування їх у рослині не відбувається. Проте для ^{90}Sr та ^{137}Cs їх величини для деяких кальцефільних і калієфільних видів можуть досягати досить значних показників і навіть перевищувати одиницю.

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

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}Cs зменшується. Від забезпеченості ґрунту обмінним кальцієм залежить надходження в рослини ^{90}Sr .

Вивчення закономірностей поведінки радіонуклідів у системі ґрунт-рослина, зв'язків між їх вмістом у 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 запобігання їх надходження в рослини.

Стан та форми радіонуклідів у ґрунтах. У міграційній здатності радіонуклідів важливу роль відіграють форми знаходження радіонуклідів у ґрунті та їх трансформація з часом. Доступність радіоактивного Cs визначається переважно його фізико-хімічними характеристиками, властивостями ґрунту і агрометеорологічними умовами. У ґрунтах, які являють собою неоднорідне середовище, радіонукліди закріплюються з різною енергією зв'язку. Досі немає єдиної чіткої класифікації форм перебування радіонуклідів у ґрунтах. Найбільш поширеною є класифікація форм радіонуклідів за методом їх витіснення із ґрунту різними екстрагентами: водорозчинні; обмінні (витісняються солями різної нормальності); необмінні або кислоторозчинні (витісняються кислотами різної нормальності); міцно фіксовані (не витісняються після обробки ґрунту жодними реагентами). Між усіма формами радіонуклідів у ґрунті існує динамічна рівновага, у результаті якої іони, що знаходяться у важкорозчинному стані, можуть при певних умовах (зміні вологості ґрунту, термічного режиму та інших факторів) переходити у рухомі форми і навпаки. Найдоступнішими для рослин формами сполук радіонуклідів є водорозчинні й обмінні. Кількість різних форм радіоцезію в ґрунтах суттєво різниться залежно від їх властивостей. З часом співвідношення змінюються в бік збільшення вмісту біологічно недоступних форм. Особливою формою перебування радіонуклідів у ґрунті є так звані паливні частинки.

Трансформація радіонуклідів у ґрунтах, забруднених паливними частинками: кінетика процесів та екологічні аспекти. Швидкість трансформації радіонуклідів у ґрунтах визначається сукупністю фізико-хімічних процесів. До ключових механізмів належать деструкція твердофазних паливних частинок у геохімічному середовищі, мобілізація радіонуклідів у водорозчинний та обмінний стани, іонний обмін у ґрунтово-поглинальному комплексі (ГПК), а також обмінна та необмінна фіксація. Ці процеси можна описати за допомогою

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

кінетичних констант, які характеризують швидкість кожної зі стадій.

Вилуговування радіонуклідів із паливних частинок. Константи швидкості вилуговування радіонуклідів були визначені в багаторічних експериментах. За даними В.О. Кашпарова, трансформація паливних частинок залежить від ступеня їх окиснення та кислотності ґрунту. У ближній зоні радіоактивного забруднення (радіус до 50 км від ЧАЕС) залежність констант трансформації від кислотності (pH_w 4–7) була підтверджена для різних ландшафтно-геохімічних умов. Період напіврозчинення паливних частинок варіює у межах від 1 до 14 років, залежно від кислотності ґрунту.

Кінетичні параметри фіксації та мобілізації ^{137}Cs і ^{90}Sr . Величини кінетичних констант залежать від типу ґрунтів і ландшафтних умов. У мінеральних ґрунтах фіксація ^{137}Cs у 7–20 разів перевищує швидкість його мобілізації, тоді як для ^{90}Sr ці процеси мають приблизно однакові значення, що визначає вищу міграційну здатність стронцію. У органічних ґрунтах швидкість фіксації ^{137}Cs у 12–13 разів перевищує швидкість його мобілізації, тоді як для ^{90}Sr ці процеси перебувають у динамічній рівновазі.

Іонний обмін у ГПК. Дослідження показали, що швидкість іонного обміну ^{90}Sr у ГПК мінеральних ґрунтів у 2–4,5 раза перевищує відповідні значення для ^{137}Cs . В органічних ґрунтах цей показник для ^{90}Sr , навпаки, у 2–3 рази нижчий, ніж для ^{137}Cs . Промивання ґрунтових колонок дистильованою водою протягом 3–3,5 місяців продемонструвало, що до рідкої фази перейшло до 3 % ^{137}Cs і 27 % ^{90}Sr , що відповідає запасам їх обмінних форм.

Міграційна здатність радіонуклідів. Після вивільнення з твердої фази міграційна здатність радіонуклідів визначається константами мобілізації (k_E), фіксації (k_F) і ремобілізації (k_R). У мінеральних ґрунтах ^{137}Cs практично необмінно фіксується у структурі глинистих мінералів, що значно обмежує його біогенну міграцію. Натомість ^{90}Sr демонструє високу міграційну здатність, особливо у ландшафтах із високою кислотністю ґрунтів, що створює ризик його включення в трофічні ланцюги. Особливо цей ризик зростає в останні роки внаслідок активного вилуговування стронцію з паливних частинок.

Біогенна міграція радіонуклідів. Дослідження підтверджують підвищене накопичення ^{137}Cs у рослинності органічних ґрунтів, що пов'язано із високою швидкістю іонного обміну у ГПК. Для ^{90}Sr характерна динамічна рівновага між процесами мобілізації, фіксації та ремобілізації, що ускладнює прогнозування його екологічної поведінки.

Загалом, головною трансформацією, що знижує міграційну здатність радіонуклідів, є їх іммобілізація у ГПК. Для ^{137}Cs цей процес відбувається значно

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

швидше, ніж фізичний розпад або мобілізація, тоді як для ^{90}Sr усі процеси трансформації мають подібну швидкість, що у 10 разів перевищує швидкість фізичного розпаду. Таким чином, абіогенна трансформація радіонуклідів у ґрунтах, забруднених паливними частинками, визначається, перш за все, властивостями ГПК та умовами геохімічного середовища.

Поглиналина здатність ґрунтів. Ґрунти за своєю природою – це потужний поглинач різних хімічних елементів, включаючи важкі метали, природні та штучні радіонукліди; ґрунт відіграє ключову роль у їх кругообігові. Сучасними геохімією та радіохімією встановлено існування декількох типів поглинання мінеральних речовин ґрунтом. Залежно від фізико-хімічних властивостей і геохімічних характеристик мікросередовища, у якому вони перебувають, елементи можуть бути:

- осаджені;
- включені в кристалічні ґратки мінералів ґрунту;
- зворотно адсорбовані мінеральними компонентами ґрунту;
- адсорбовані органічними речовинами, або входити до складу органічних речовин.

Поняття «сорбція», часто використовуване в екології ґрунтово-рослинного покриву, ставиться до всіх процесів на межі тверда фаза-розчин і передбачає різні (сильні та слабкі) взаємодії, зокрема:

- 1) вандерваальсові сили;
- 2) іонно-дипольну взаємодію;
- 3) гідрофобні і водневі зв'язки;
- 4) перенесення заряду;
- 5) іонний та лігандний обміни;
- 6) хемосорбцію;
- 7) магнітне тяжіння.

Оскільки ґрунт є тонкодисперсною системою, для нього характерні іонообмінні процеси, що відбуваються на поверхні ґрунтових частинок. Катіоннообмінна (КОЄ) ємність різних ґрунтів коливається в інтервалі від 1 до 100 мк-екв./100 г сухого ґрунту, але для більшості ґрунтів значення цієї характеристики не перевищує 30 мг-екв./100 г.

Поверхневі властивості ґрунтових частинок є найважливішим параметром, що визначає ємність адсорбції у елементів-атіонітів. Здатність катіонів до адсорбції тісно пов'язана з іонним потенціалом (відношення заряду до радіуса негідратованого іона певного елемента).

Вивченням видів перетворення РР, що випали на земну поверхню в

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

результаті глобальних і техногенних викидів, виявлено взаємозв'язок радіонуклідів, зокрема, цезію і стронцію, з різноманітними фракціями органічних речовин ґрунту і на напівкількісному рівні оцінено швидкість їх виникнення. Показано, що через 10 років після надходження приблизно 38% радіонуклідів уже зв'язані з органічними речовинами і входять у фракції фульвокислот. Аналогічні трансформації розчинних форм у більш стислі терміни спостерігалися для радіонуклідів чорнобильських випадінь. Були вивчені розподіли розчинних форм ^{90}Sr і ^{137}Cs між органічними і мінеральними компонентами, а також молекулярно-масовий розподіл радіонуклід-органічних сполук у ґрунтових розчинах ґрунтів різних типів на території з різним співвідношенням паливного і конденсаційного компонентів випадінь. Показано, що для органоґенних ґрунтів близько 60% розчинних форм ^{90}Sr і ^{137}Cs «зв'язані» з органічними речовинами. Молекулярна маса основної частини цих речовин становить $(7,2-8,7) \times 10^2$ Da, тобто належить до фракції фульвокислот. У ґрунтовому розчині дерново-підзолистих ґрунтів близько 80% стронцію – це мінеральний компонент ґрунтового розчину, а органічна частина – сполуки молекулярної маси $(4,7-5,1) \times 10^2$ Da.

98–99% радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr зони відчуження ЧАЕС входять до органічних сполук, що мають молекулярну масу $3 \times 10^2 - 2 \times 10^4$ Da. Відзначено, що ^{90}Sr зв'язаний здебільшого з речовинами меншої молекулярної маси, а ^{137}Cs - більшої молекулярної маси, що визначає і різну швидкість їх міграції. Радіоактивний ізотоп ^{90}Sr більше зв'язаний із речовинами декальцината і з фульвокислотами як за типом простих солей, так і у вигляді комплексних сполук. Основна частина (70%) $^{134+137}\text{Cs}$ міститься у негідролізованому залишку гуматів і лише незначна частка зв'язана з фульвокислотами. Встановлені факти певною мірою пояснюють різну рухливість у профілі ґрунтів і різну інтенсивність надходження в біологічні об'єкти цих радіонуклідів.

Як уже було згадано, важливою ознакою біогеохімічної поведінки радіонуклідів є так зване «старіння», тобто фіксація елемента в ґрунті, набуття ним низької рухливості. Відповідно до сучасних уявлень, «старіння» радіонукліда являє собою комплекс хімічних і кристалохімічних реакцій із можливим включенням елемента в кристалічну структуру глинистих вторинних мінералів. Це явище найбільш яскраво виражено для нуклідів Cs - елемента з малим іонним радіусом. Незалежно від механізму цього процесу він описується кінетикою першого порядку із постійною закріплення β [с⁻¹].

Теоретично існують три групи реакцій і відповідно три можливі механізми фіксації цього радіонукліду в ґрунті. Перша група реакцій являє собою механізм включення в кристалічні решітки мінералів (переважно глинистих) ґрунтів.

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

Друга – механізм закріплення Cs у вільних міжпакетних просторах шаруватих мінералів. Третя – поверхнева і крайова фіксація та утворення хімічних сполук.

Усі три механізми **Таблиця 5.1. Коефіцієнт сорбції ^{137}Cs ґрунтами різних типів**

визначаються ґрунто-
вими характеристиками.
Відомо, що тривалість
необмінного зв'язування
цезію залежить від міне-
ралогічного складу ґрун-
тів. Найпоширенішим по-
глядом про механізм фік-
сації цезію є пояснення
цього процесу необмін-

Тип ґрунту	β , 10^{-7}с^{-1}
Дерново-слабопідзолистий піщаний	14-23
Дерново-середньопідзолистий середньосуглинистий	28-30
Дерново-сильнопідзолистий важкосуглинистий	4-9
Чорнозем типовий	30 - 40
Чорнозем звичайний	35-65
Сірий лісовий	100-150
Торф'яно-болотний	8,4-9,6

*Джерело: упорядковано авторами на основі загальновідомих наукових да-
них*

ним включенням у кристалічні решітки глинистих мінералів ґрунту. Водночас відповідно до сучасних геохімічних уявлень можливі й інші механізми закріплення ^{137}Cs . У працях С.М. Іванова зі співавторами цей процес досліджувався у статичних і динамічних умовах, що дозволили оцінити енергію зв'язування іона. Отримані дані свідчать, що у взаємодії мікрокількостей радіонуклідів цезію із ґрунтом переважають процеси поверхневої сорбції. Висновок авторів про перевагу міцносорбованої частини не виключає можливості і хімічних зв'язків. На суглинистих ґрунтах фіксація цезію зі збільшенням часу взаємодії підвищується з 19,4 до 24,6%, а на супіщаних – із 10 до 17–18%. Необмінне поглинання цезію на торф'яно-болотних ґрунтах не перевищує 17%.

5.2. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ЛУЧНИХ ЦЕНОЗАХ

Інтенсивність поглинання радіонуклідів рослинами значною мірою залежить від їхніх біологічних особливостей (**рис. 5.2**). Спостерігається взаємозв'язок між накопиченням мікрокількостей ^{137}Cs та їхніх хімічних аналогів.

Лучна і пасовищна рослинність накопичує в своїй наземній біомасі значно більше радіонуклідів, ніж культури польової сівоzmіни, що обумовлено їхньою підвищеною концентрацією в дернині. Такі види трав як тонконіг болотний, тимфіївка лучна, лисохвіст лучний, основну масу коренів яких зосереджено у верхньому, найбільш забрудненому радіонуклідами шарі ґрунту 0–5 см, займають перше місце серед злаків із накопичення ^{137}Cs . Проте серед основних ботанічних груп заплавних лук злакові, все-таки вирізняються нижчим рівнем вмісту в наземній біомасі ^{137}Cs . Інші ботанічні групи лучних рослин за обсягом надходження

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

в них радіонуклідів розміщуються в такому порядку: осокові, бобові, різнотрав'я.



Рис. 5.2. Концептуальна модель міграції радіонуклідів у лукопасовищних екосистемах

Джерело: авторська графіка

Лучна і пасовищна рослинність накопичує в своїй надземній біомасі значно більшу кількість радіонуклідів порівняно з культурами польових сівозмін, що зумовлено підвищеною їх концентрацією в дернині. Такі види трав як тонконіг болотний, тимфіївка лучна, лисохвіст лучний, основна

маса коренів у яких зосереджена у верхньому, найбільш забрудненому радіонуклідами шарі ґрунту 0–5 см, займають перше місце серед злаків за накопиченням ^{137}Cs . Однак серед основних ботанічних груп заплавних лук злакові все ж відрізняються нижчим рівнем вмісту радіонукліду в наземній біомасі. Решта ботанічних груп лучних рослин за розмірами надходження в них радіонуклідів розташовуються в такому порядку зростання: осокові > бобові > різнотрав'я.

Вважається, що луки є критичними природними екосистемами, які визначають істотний внесок у дозу опромінення населення через використання їх як основного корму для одержання продукції тваринництва. Накопичення ^{137}Cs у травостой луків різних типів зменшувалась у такій послідовності: болотні луки, заплавні і низинні луки, суходільні луки. Максимальні коефіцієнти переходу радіонуклідів властиві для болотних луків на органогенних ґрунтах. Для інших типів луків найбільш високі значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів визначено для рослин, які ростуть на кислих дерново-підзолистих ґрунтах сильно зволжених – низинних і заплавних, що свідчить про вплив гідрологічного режиму ґрунтів на біологічну рухомість ^{137}Cs у лучних екосистемах.

Аналіз отриманих даних багаторічних спостережень за динамікою вмісту радіонуклідів у різних типах ґрунтів і надходженням їх у рослини в зоні радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС виявив неоднакові темпи зниження розмірів накопичення рослинами радіонуклідів із різних типів ґрунтів, для оцінювання яких використано періоди напівзниження рівня радіоактивності

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

сільськогосподарських культурах.

На природних лукопасовищних угіддях у кругообіг надходить від 0,01 до 0,2% ^{137}Cs , який присутній в біоценозі. На постійних пасовищах ^{137}Cs , який випав з атмосфери, сорбується у верхньому (1 см) шарі органічного матеріалу, що накопичився в результаті життєдіяльності рослин на поверхні ґрунту. Це перешкоджає фіксації ^{137}Cs у кристалічних гратках мінералів і створює сприятливі умови для додаткового надходження радіоцезію в рослини, особливо при високій вологості ґрунту. У цьому випадку відбувається сорбція ^{137}Cs стеблами, вузлами кущіння та поверхнею листків пасовищних рослин. Крім того, своєрідний мінералогічний склад ґрунтів Українського Полісся, який полягає у відсутності глинистих мінералів у мулистій фракції, перевага фульвокислот порівняно з гуміновими в складі гумусу, загальний низький вміст мулистої фракції, надлишкова водонасиченість та кислотність – все це забезпечує підвищене надходження ^{137}Cs у пасовищні рослини.

Видові особливості поглинання радіонуклідів. Особливості накопичення радіонуклідів рослинністю на різних типах лук. Допустимих рівнів радіологічного забруднення кормів в Україні не існує. Отже, особливу роль тут відіграють раціони годівлі сільськогосподарських тварин, які мають не тільки відповідати загальноприйнятим вимогам і забезпечувати високу продуктивність тварин, але і враховувати кількість радіонуклідів, яка потраплятиме до їх організму. Отже, при складанні раціонів необхідно мати інформацію щодо питомої активності його компонентів. Найкритичнішими тут є природні пасовища. Тому для організації випасів молочного стада необхідно використовувати ґрунти з високим рівнем родючості і мінімальною щільністю забруднення. Підвищена критичність у радіаційному відношенні ґрунтів, відносно невисокий рівень їх родючості може бути частково компенсований шляхом застосування добрив і меліорантів, посівом кормових культур з відносно невисокою потенційною здатністю накопичувати радіонукліди. За однакових умов вирощування, відмінності в накопиченні ^{137}Cs у зеленій масі різних видів рослин різняться більше, ніж на порядок. Мінімальним накопиченням радіонукліда відрізняються кормові злакові культури (зелена маса кукурудзи, тимофіївка, грястиця збірна тощо), середнім – культури, що належать до родини хрестоцвітих (редька олійна, капуста кормова, ріпак озимий), більшим - конюшина червона і соняшник. Але максимальним накопиченням ^{137}Cs відрізняється люпин жовтий. Саме в його зеленій масі вміст радіонукліда був більш, ніж у 10 разів вищим, ніж у кукурудзі, і майже у 2,5 раза вищим, ніж у зеленій масі соняшника.

Ураховуючи, що інтенсивність переходу ^{137}Cs з раціону в цю продукцію є

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

відносно сталою величиною, можна спрогнозувати максимально можливий його вміст у добовому раціоні для отримання гарантовано радіаційно безпечної продукції.

Найбільш забруднене молоко одержують від корів, яких випасали на пасовищі, розташованому на торфовому ґрунті, при цьому пасовищний травостій має найвищу забрудненість ^{137}Cs . На лісовому та лучному пасовищах на дерново-підзолистому ґрунті активність радіонуклідів у молоці нижча і більше вирівняна в часі. Максимальні коефіцієнти переходу ^{137}Cs із ґрунту пасовищ у молоко визначено при випасанні корів у лісових масивах, де відмічено високу забрудненість пасовищної рослинності.

5.3. ПОВЕДІНКА РАДІОНУКЛІДІВ У ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ

Ефективність утримання радіонуклідів рослинністю в лісових екосистемах залежить від багатьох факторів, серед яких погодні умови (вологість повітря, наявність опадів, швидкість вітру, тощо), розмір аерозольних часток, рельєф, тип фітоценозу тощо. Існує залежність між величиною біомаси конкретного фітоценозу, тобто площею поверхні рослин, і загальною величиною частинок, що в них затримуються. Лісові екосистеми відрізняються від інших наземних екосистем регіону найбільшою фітомасою. Цим і пояснюється значне накопичення в них радіоактивних випадінь.

Первинний перерозподіл радіонуклідів. Внаслідок Чорнобильської аварії значні площі сільськогосподарських угідь України зазнали радіонуклідного забруднення. Залежно від ступеня радіоактивного впливу на організм людини і його наслідків проведено зонування лісів і регламентацію ведення лісового господарства. Виділено дві зони:

- зона 1 – ліси зі щільністю забруднення за ^{137}Cs 1–5 Кі/км² (зона посиленого радіоактивного контролю);
- зона 2 – ліси з щільністю забруднення за ^{137}Cs 5–15 Кі/км² (зона гарантованого добровільного відселення).

Виділяють три зони радіоактивного забруднення – ближня, дальня (регіональна) і зона глобальних випадінь, що відрізняються контрастністю макро- і мікронеоднорідностей, спектром полідисперсної суміші та ізотопного складу і щільністю забруднення радіонуклідами. Щодо дальньої зони (250–500 км), то в ґрунт надійшло 40% РР, а кронами перехоплено 60%. Найбільша частка серед забруднюючих радіонуклідів припадала на ^{134}Cs та ^{137}Cs .

Під впливом низки метеорологічних факторів, а саме напрямку

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

переважаючих повітряних потоків, сформувалось декілька слідів радіоактивного забруднення – західний, північний, північно-східний і південний, які, розгалужуючись і дроблячись на окремі плями, поширилися на значні території Українського Полісся і визначили характер його радіоактивного забруднення.

Після аварії на Чорнобильській АЕС аерозолі радіонуклідів випали на ландшафти різного генезису. При цьому структура самих ландшафтів безпосередньо впливала на рівень і просторовий розподіл радіоактивного забруднення. У лісових біогеоценозах розподіл техногенних радіонуклідів виявився багато в чому пов'язаний з будовою деревостану.

Деревна рослинність у порівнянні з трав'янистою має вищу здатність утримувати радіоактивні випадіння. Це обумовлюється значною біомасою крон, більшим відношенням до її маси листя та хвої. Активність радіоактивного забруднення дерев і чагарників залежить від ряду чинників. Вміст у рослинах радіонуклідів, які надходять аерозольним шляхом, залежить від загальної площі і сорбційних властивостей покривних тканин рослин, інтенсивності осідання аерозолів, а також від морфологічних властивостей самих рослин. Різні частини дерев і кущів по-різному нагромаджують у своїх тканинах РР. Первинне затримання лісовою рослинністю радіоактивних аерозолів залежить від повноти, біомаси рослинності на одиницю площі, характеру поверхні рослин, періоду вегетації, а також дисперсності РР.

Роль накопичувачів пилу та аерозолів, що поширювалися в приземному шарі атмосфери, відіграли лісові насадження. Найбільша щільність радіоактивного забруднення лісових масивів спостерігається на узліссях з навітряного боку, а в глибині лісового масиву відмічається падіння величини цього показника майже на порядок. З підвітряного боку виявлена протилежна картина. Просторовий розподіл випадінь на природно-рослинні комплекси мав виражений осередковий характер. Припускається, що останнє зумовлене відмінностями в інтенсивності конвективних процесів, які розвивалися над лісовими, луговими і польовими ділянками, населеними пунктами і водоймами, які, у свою чергу, виступали як місцеві фактори, які визначали конфігурацію локальних плям «сухого» чи «мокрого» (під дією опадів) випадіння.

Отже, на початковому етапі забруднення, максимальна кількість радіонуклідів була акумульована у хвої, меншою мірою – корі і гілках і практично відсутні були радіонукліди в деревині, що характерно для аерального забруднення.

Подальший перерозподіл РР між компартментами лісової екосистеми змінний у часі і пояснюється вертикальним їх переміщенням з крон до лісової підстилки, що характеризується періодами напівочищення деревного ярусу. Він

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

залежить від метеорологічних умов та морфологічних показників крон деревостану.

Перерозподіл ^{137}Cs в лісових фітоценозах. За роки, що минули після аварії на Чорнобильській АЕС, кількісні характеристики накопичення ^{137}Cs рослинністю істотно змінилися. Після первинного розподілу радіонуклідів у компонентах лісових біогеоценозів відбувся досить динамічний їх вторинний перерозподіл, пов'язаний з процесами підстилкоутворення, водною і біогенною міграцією в ґрунті.

Міграція радіонуклідів у лісових екосистемах має свою специфіку (рис. 5.3). Надходження радіонуклідів до дерев, чагарників і трав'яного покриву відбувалося двома шляхами - аеральним і корневим.

Радіоактивний Cs, що випав на поверхню землі, переміщувався під впливом природних чинників у горизонтальному і вертикальному напрямках. Горизонтальна міграція відбувалася при вітровій ерозії ґрунтів, змиванні атмосферними опадами.

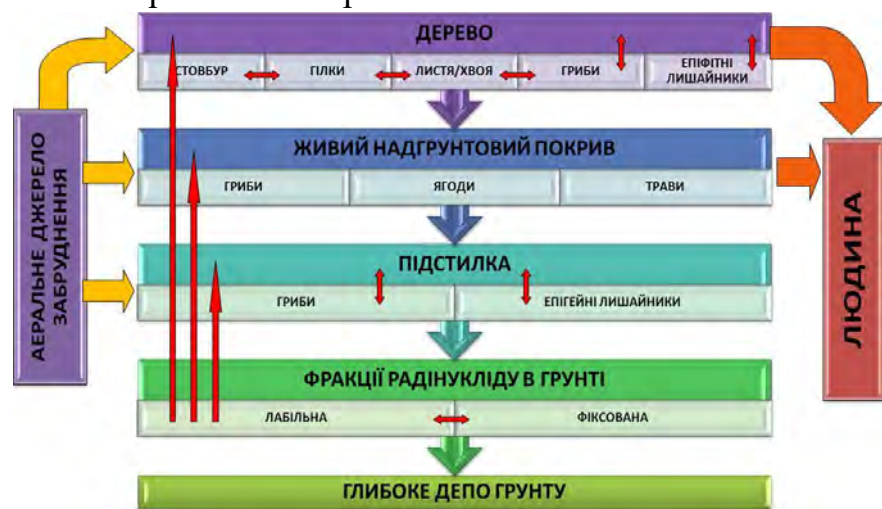


Рис. 5.3. Концептуальна модель міграції радіонуклідів у лісових екосистемах

Джерело: авторська графіка

Швидкість міграції залежала від гідрометеорологічних факторів (швидкості вітру й інтенсивності атмосферних опадів), рельєфу місцевості, виду ґрунтів, рослинності і фізико-хімічних властивостей нукліда. Вертикальне перенесення цезію відбувалося з фільтраційними потоками води і було пов'язане з діяльністю ґрунтових тварин, мікроорганізмів та ін.

Приблизно через 2–4 роки після аварії (перший післяаварійний період) кореневий шлях надходження радіонуклідів у рослинність став переважати над аерозольним. Рухливість і біологічна доступність ^{137}Cs згодом знизилася внаслідок переходу його в “малообмінний” стан. Згодом радіонукліди перемістилися з крон дерев на поверхню лісової підстилки, а далі – у кореневмісний шар ґрунту, де стали доступними для корневих систем рослин.

У живих деревостанах найінтенсивніша дезактивація відбувалася в початковий період після аварії внаслідок біогенного опадання покривних тканин, а в

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

загиблих – на 2-й рік, в основному внаслідок опадання відмираючої хвої, кори і гілок. Окрім того, інтенсивність дезактивації корелювала з розмірами частинок, що випали. У ближній зоні, де випали крупніші частинки, швидкість дезактивації, починаючи з кінця 1986 р., була вища, ніж у дальній зоні.

На етапі первинних випадінь забруднення було поверхневим, а потоки полутантів у всіх біогеоценозах визначалися тільки процесами механічного утримання елементів і самоочищення деревного ярусу. Потоки радіонуклідів у віддалений період після випадінь значною мірою визначаються зміною деяких показників біологічного кругообігу, а саме кореневим надходження елементів у рослини і їх поверненням з рослинним опадом, кроновим і стовбуровим стоком. Вміст радіонуклідів у компонентах деревного ярусу неоднозначний. Максимум вмісту ^{137}Cs відмічається в прирості, а мінімальна його кількість зафіксована в деревині. За інтенсивністю самоочищення основні лісоутворюючі породи утворюють ряд: осика > дуб > сосна > вільха > береза.

У віддалений період після випадінь забруднення деревостану визначається в основному висхідним потоком кореневого надходження елементів і залежить від ґрунтово-екологічних умов. Змінюється розподіл елементів за структурами деревного ярусу. На автоморфних ґрунтах, особливо чорноземах, визначальна роль у забрудненні деревостанів належить структурним частинам, що зазнали зовнішнього забруднення (зовнішні шари кори). На гідроморфних і напівгідроморфних ґрунтах зростає частка ролі структур, забруднення яких визначається кореневим шляхом (внутрішні шари кори, деревина тощо). При цьому вміст радіонуклідів у тканинах, найбільше забруднених у період після випадінь, помітно знижується. У багаторічних рядах спостережень встановлені певні відміни питомого вмісту ^{137}Cs у різних частинах дерев залежно від кліматичних особливостей окремих років. Так, у вологі роки зростає забрудненість частин дерев, до яких спрямований потік радіонукліда кореневого надходження, у першу чергу деревина. Тобто питомий вміст ^{137}Cs у деревині достатньо лабільний.

Наступним фільтром для радіоактивних забруднень був надґрунтовий рослинний покрив під пологом лісу. Як правило, саме з рослин починається міграція ^{137}Cs харчовими ланцюгами. Рівні поверхневого забруднення рослин, як зазначалося вище, визначаються їхніми морфологічними особливостями.

Ботанічні родини, до яких належать і лікарські рослини, утворюють такий ряд за інтенсивністю накопичення ^{137}Cs в надземній фітомасі: *Aspidiaceae* > *Cyperaceae* > *Athyriaceae* > *Rosaceae* > *Liliaceae* > *Rubiaceae* > *Poaceae* > *Scrophulariaceae* > *Fabaceae* > *Lamiaceae* > *Asteraceae* > *Apiaceae* > *Dipsacaceae* > *Vacciniaceae* > *Ranunculaceae* > *Campanulaceae* > *Hypolepidaceae* >

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

Primulaceae > Hypericaceae > Geraniaceae. Попри істотну динаміку значень коефіцієнта переходу (КП) у рослини в різні роки, рангове положення видів відносно одне одного за інтенсивністю накопичення ^{137}Cs є досить стабільним.

У свіжих сугрудках, так, як і в суборах, спостерігаються 50-тикратні міжвидові відмінності в інтенсивності накопичення ^{137}Cs . Амплітуда варіювання середніх значень коефіцієнта переходу для рослин відповідає такій для глибини розміщення їх кореневих систем. При збільшенні глибини кореневих систем видів рослин значення коефіцієнта переходу знижується. Живлення рослин із ґрунтових шарів різної глибини має прямі радіоекологічні наслідки через різке експоненціальне зменшення питомої активності ^{137}Cs у шарах ґрунту.

Досить неоднозначним на даний час є пояснення причин варіювання коефіцієнта переходу у видів, що належать до однієї систематичної категорії. При цьому слід урахувати не тільки глибину розміщення кореневих систем, але й їх горизонтальне розташування, ступінь заповнення ґрунтових горизонтів коренями, фізіологію коріння, характер корневих виділень, лабільність до екологічних факторів тощо. Істотний вплив на інтенсивність накопичення ^{137}Cs фітотомасою певного виду рослин має його реактивність, тобто здатність до високих темпів росту і розвитку в онтогенезі, швидкості розвитку як наземної, так і підземної фітотомаси.

Особливо високим накопиченням радіонуклідів вирізняються гриби, як і інші живі організми, що використовують органічну речовину лісової підстилки і корневих виділень в якості основного джерела вуглецевого живлення (ґрунтова мезофауна, мікоризні гриби, мікроорганізми). Для умов квазірівноважного розподілу радіонукліда в ґрунті з максимальною локалізацією його в нижніх шарах лісової підстилки і верхньому шарі мінерального горизонту спостерігається такий ряд по збільшенню вмісту ^{137}Cs у різних видах їстівних грибів: опеньки < лисичка < рядовка < підосичник < хрящ-молочник < білий гриб < підберезник < сирійка < маслюки.

Мінімальна концентрація ^{137}Cs спостерігається в грибів групи ксилотрофів та сапрофітів. Більше забруднення характерне для симбіотрофів, серед яких простежується міжвидове варіювання. Величина накопичення радіоцезію варіює майже в 10 разів, що пояснюється варіюванням глибини залягання міцелію та його розміщення в найбільш забруднених шарах органо-мінеральної товщі ґрунту.

Не останню роль у міграції радіонуклідів компартментами лісової екосистеми відіграють мохи та лишайники. Для ґрунтів парцел з мохами властива менша (в 1,18 раз) щільність радіоактивного забруднення у порівнянні з парцелями

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

без моху. Це обумовлене активною участю мохового покриву в перерозподілі ^{137}Cs , що надходить з опадами. Завдяки великій біомасі (більше 1 кг/м^2 у повітряно-сухому стані), повільним процесам її наростання та відмирання, чималій площі листової поверхні та водоутримуючій здатності зелені мохи акумулюють значну кількість даного радіонукліду, перерозподіляючи його у власному субциклі ^{137}Cs , за межі якого мігрує незначна кількість цього елемента. Причому основна частина його вмісту концентрується саме у відмерлій їх частині.

Лишайники також істотно впливають на швидкість обігу радіонуклідів між компонентами лісової екосистеми. Їх сорбційна поверхня на одиницю ваги у десятки разів перевищує таку в судинних рослин. Окрім того, однією з їхніх особливостей є продукування специфічних лишайникових кислот, які створюють з радіонуклідами солі, сприяючи накопиченню забруднюючих елементів.

Швидкість вертикальної міграції радіоактивних елементів у лісових ґрунтах істотно відрізняються від такої на сільськогосподарських угіддях. Станом на вересень 1987 р. (і в наступні 2 роки) основна частина радіонуклідів (більше 90%) була зосереджена в лісовій підстилці. При цьому близько 50% загальної активності припадає на верхній нерозкладений шар H_0I .

Отже, після переміщення основної кількості радіонуклідів на лісову підстилку міграція їх вглиб ґрунту сповільнена. Вміст радіоцезію у нижніх шарах поступово збільшується. Причому, якщо у шарі 0–2 см радіонукліди переміщуються переважно завдяки мінералізації лісового опаду, то в нижніх шарах його збагачення відбувається завдяки вимиванню з верхнього.

За відкритими науковими даними, у мінеральну товщу ґрунту на даний час мігрувало від 10–15% до 30–35% радіонуклідів. Основна їх частина акумульована у верхньому п'ятисантиметровому мінеральному шарі. Встановлено, що інтенсивність міграції ^{137}Cs істотно вища в лісових ґрунтах гідроморфних ландшафтів, що пов'язане, ймовірно, зі слабкою фіксацією радіоцезію торф'яними горизонтами цих ґрунтів.

Параметри вертикальної міграції досить сильно варіюють залежно від складу лісової підстилки, типу та властивостей ґрунтів тощо.

Вміст радіонуклідів ^{137}Cs у природному середовищі також зменшується відповідно до фізичного розкладу, що призводить до зміни щільності забруднення. Його фізичний напіврозпад становить 30,2 року. Відповідно радіоактивність забруднених територій за період з 1986 по 2016 роки зменшиться вдвічі. А за один рік активність ^{137}Cs в ґрунтах зменшується на 1,66%

Винесення ^{137}Cs з лісової екосистеми і розсіювання всередині неї відбувається завдяки природним процесам масопереносу в рамках біогеоценозу,

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

вивезення деревини і руйнування лісової підстилки, використання людиною ягід, грибів та м'яса диких тварин, а також при виникненні природних і антропогенних катастроф, в основному лісових пожеж, оскільки ^{137}Cs при температурі вище 450°C легко переходить при випаровуванні в повітряну фазу і переноситься вітром.

Природне винесення з лісової екосистеми відбувається переважно завдяки вимиванню радіонуклідів із верхньої частини лісової підстилки дощовими водами та водами талого стоку. Це суттєвий шлях самоочищення лісових екосистем.

Результати досліджень міграції ^{137}Cs в лісових екосистемах дають можливість прослідкувати такі особливості:

- підвищення переходу ^{137}Cs як у трав'яні, так і в кущові та деревні рослини спостерігається при збільшенні вологості і зменшенні трофності ґрунту;
- при кореновому надходженні радіонуклідів найменше забруднена радіоцезієм білякоренева деревина, найбільше – кора і луб;
- серед деревних порід в однакових умовах місцезростання найбільший перехід радіоактивного цезію в органи і тканини характерний для берези і осики, найменший – для хвойних порід (сосна і ялина).

З часом завдяки мінералізації лісового опаду та переміщенню радіонуклідів із лісової підстилки у ґрунт і в процесі інфільтрації у нижні шари відбувається їх перерозподіл по ґрунтовому профілю. Цей процес у різних лісорослинних умовах різний, що пов'язано з ґрунтовими та гідрологічними особливостями. У хвойних лісах міграційна рухливість радіонуклідів ^{137}Cs у 1,5 раза вища, аніж у змішаних.

Із збільшенням глибини потік радіонуклідів у складі рідкої фази поступово зменшувався у зв'язку з поглинанням їх твердою фазою. У результаті цього лише 8–10% кількості радіонуклідів, що виносяться із шару 0–5 см, проникає з низхідним током вологи глибше 30 см. Збільшення концентрації радіонуклідів у рідкій фазі ґрунтів у даному випадку обумовлене посиленням біологічної активності ґрунтів у цей період, а найбільше винесення співпадає з максимумом кількості опадів. Параметри вертикальної міграції досить сильно варіюють залежно від складу лісової підстилки, типу та властивостей ґрунтів тощо.

Розподіл радіонуклідів у компонентах лісового біогеоценозу. Після аварії на Чорнобильській АЕС потоки ^{137}Cs у лісовій екосистемі проходять кілька стадій. На останній, динамічній стадії радіоактивний цезій зосереджується переважно в горизонті H_0h . Міграція елементу вниз відбувається повільно, частково компенсується перенесенням грибним міцелієм і корінням. Дослідження

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

вказують на важливість ризосфери, зокрема, в горизонті H_0h , де відбувається взаємодія між ґрунтом, мікроорганізмами та коренями, що створює сприятливі умови для активізації поживних речовин. Роль грибів у міграції радіонуклідів підтверджується даними про найбільш забруднені ділянки лісу та кількісні показники фітомаси. Макроміцети займають перше місце серед компартментів лісової екосистеми за питомою активністю ^{137}Cs . Зважаючи на малу масу макроміцетів, важливо звертати увагу на їх біологічну активність і роль у активації, поглинанні та транслокації поживних речовин і радіонуклідів. Деякі дослідники стверджують, що гриби, як посередники транслокації ^{137}Cs у свіжу підстилку, можуть бути головною причиною утримання радіоцезію в органічному шарі ґрунту. Дослідження в хвойних лісах Українського Полісся показують, що грибна активність майже компенсує міграцію радіоактивного цезію до глибших горизонтів, сповільнюючи його вертикальний рух. Таким чином, вертикальна динаміка ^{137}Cs в органічних горизонтах лісового ґрунту має стаціонарний характер. Мікориза, що забезпечує симбіоз між грибами і коренями рослин, є важливою для кругообігу радіонуклідів у лісовій екосистемі, адже посилює поглинання поживних речовин рослинами. Гриби використовують ензими для розкладу макромолекулярних комплексів та поглинання поживних речовин із ґрунтового розчину.

Швидкість видалення радіонуклідів з лісової підстилки залежить від таких факторів як температура, вологість і тип опадів. Підстилка, разом із лишайниками і мохом, є важливим резервуаром для накопичення радіонуклідів. Органічна речовина з опадів, лишайників, моху, грибів та гілок служить джерелом харчування для тварин, що є частиною харчових ланцюгів, де кінцевою ланкою є людина. Горизонтальне перенесення радіонуклідів, спричинене поверхневим стоком, залежить від локальної топографії. Для рівнинного лісу Українського Полісся змив і ресуспензія незначні. Початкова кількість радіоактивних забруднювачів переходить у лабільний стан, потім вилугується і надходить у кореневу систему різних рослин, переходячи в нелабільну форму, що не поглинається рослинами і не переміщується в глибші ґрунтові горизонти. Радіонукліди, інкорпоровані в рослини, транспортуються через органічний шар до кореневої зони.

За розрахунками середньої багаторічної величини питомої активності ^{137}Cs було встановлено значне міжвидове варіювання в грибах. За твердженням авторів, це пов'язано з широким варіюванням глибини залягання грибного міцелію, а також з його особливістю зосереджуватись у найбільш забруднених шарах органо-мінерального горизонту ґрунту. Відомо, що глибина залягання міцелію в екологічній групі їстівних грибів знаходиться в межах між поверхнею лісової підстилки H_0l до 50–60 см мінерального шару. У той же час найбільший вміст ^{137}Cs

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

зафіксовано в гуміфікаційному горизонті H_0h .

Відомо, що лісові екосистеми характеризуються найбільш тривалими періодами ефективного напівочищення від техногенних радіонуклідів у порівнянні з іншими ландшафтами. Залежності накопичення радіонуклідів багатьма складовими лісових екосистем (серед них певні види дерев, трав'яно-чагарничкового ярусу, плодових тіл грибів та міцелію тощо) відомі, але потребують уточнення з часом.

У листяних деревостанах органічний шар максимально насичується радіонуклідами впродовж перших кількох тижнів після радіоактивного випадіння. Кількість радіонуклідів у підліску і деревині зростає відразу після забруднення, але різко зменшується впродовж першого року, що пояснюється переміщенням з опадами і опалим листям. Наступне зростання питомої активності деревини припадає приблизно на шостий рік після забруднення і пояснюється кореневим вбиранням ^{137}Cs . Рівень вмісту лабільного і фіксованого ^{137}Cs досягає максимуму на четвертий рік після випадіння, тоді як глибокі пласти ґрунту акумулюють забруднення безперервно.

На відміну від листяних, у хвойних лісах тривалість процесів переміщення радіонуклідів значно вища. Величина радіоактивного забруднення підліску, підстилки і деревостану для хвойних лісів у порівнянні з листяними значно більша і досягає максимуму через десять років після випадіння. Така різниця залежить від особливостей біо-

логічних процесів, які характерні цим двом типам насаджень, і є причиною того, що листяні і хвойні ліси розглядаються окремо. У надземній фітомасі вищих рослин (мохів і судинних видів), що складають основні яруси фітоценозу, – деревний, підріст, підлісок, трав'яно-чагарничковий, моховий, – може утримуватися від 3–5% до 13–16% валового запасу ^{137}Cs у лісовому біогеоценозі.

Радіоактивне забруднення деревостану. Варіювання питомої активності ^{137}Cs у деревних породах може досягати 60–70%. Ступінь радіоактивного забруднення тканин і органів деревних порід, окрім інших факторів, обумовлюється віком насаджень. Хоча вікова різниця в накопиченні «чорнобильського» ^{137}Cs деревними породами почала прослідковуватися лише після 1990 р., більш висока питома активність характерна для молодих дерев. Також на інтенсивність накопичення радіонуклідів деревними породами впливає їхній клас росту і розвитку

Таблиця 5.2. Ряди за значенням $K_{\text{Д}}$ ^{137}Cs для деревини в різних умовах місцезростання

ТУМ	Ранговані ряди
A_2	Сосна > Береза
B_2	Ялина > Сосна > Осика > Береза
B_3	Сосна > Осика > Береза
C_3	Ялина > Осика > Береза > Дуб

Джерело: сформовано авторами на основі загальновідомих наукових даних

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

(за Крафтом). Дерева вищих (1–2) класів розвитку значно інтенсивніше накопичують у тканинах і органах ^{137}Cs у порівнянні з деревами нижчих класів.

Коефіцієнт затримування залежить від складу деревного ярусу та його зімкнутості. Інтенсивність надходження ^{137}Cs із ґрунту в рослини і ступінь його накопичення в деревних породах значною мірою залежать від біологічних особливостей виду. Відносно останнього дослідники висловлюють різні думки. За даними вчених, за накопиченням ^{137}Cs деревиною деревні породи розміщуються в такому порядку: сосна>осика>береза>вільха>дуб. В умовах вологого сугрудку ряд видозмінюється так: дуб>береза>осика>сосна>вільха.

Соснові насадження утримують в 2–3 рази більше радіонуклідів у порівнянні з листяними, що пояснюється підвищеною шершавістю кори і хвої, а також слабким розвитком листя у листяних дерев на період аварії. Хвоя поточного року при стабільному кореновому надходженні радіонуклідів накопичує в 2–3 рази більше ^{137}Cs у порівнянні з минулорічною хвоєю. Найбільша питома активність ^{137}Cs у хвої поточного року спостерігається на вершечку крони. Питома активність минулорічної хвої по всій висоті крони не змінюється.

Сезонна динаміка концентрації ^{137}Cs у фізіологічно активній хвої поточного року і листі характеризується зниженням від весни до осені, стабілізація відбувається приблизно з вересня. Причому найрізкіші зниження спостерігаються у хвої сосни і листі берези. Приблизно так само відбувається зниження питомої активності ^{137}Cs у 2-річній хвої сосни.

Оскільки ^{137}Cs має здатність до накопичення у фізіологічно активних органах і тканинах, то його питома активність у молодих гілках (пагонах поточного року) більша, аніж у гілках старшого віку. Збільшення питомої активності ^{137}Cs у деревині спостерігається зі збільшенням висоти.

Для ^{137}Cs максимальна концентрація спостерігається у периферійних кільцях. Це пояснюється тим, що зовнішні кільця мають найвищу фізіологічну активність, обумовлену активним протіканням ростових процесів. Відповідно, в них найбільше надходження радіонукліда з вертикальними потоками мінеральних речовин і води.

Вміст ^{137}Cs у коренях знаходиться в оберненій залежності від глибини їх залягання і в прямій – від фізіологічної активності. Питома активність ^{137}Cs у корінні значно вища, ніж в оточуючому ґрунті, – від 1,5 раза (шар в 5–10 см) до 20 (шар 30–80 см).

Найбільша кількість всмоктувальних коренів сосни розміщена на глибині 11–33 см, утворюючи широко розвинуту систему під шаром лісової підстилки. На підзолистих ґрунтах, які переважають на Поліссі України, спостерігається

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

проникнення деяких частин коренів у ілювіальний горизонт (20–40 см) і створення там вторинної сітки вбирних коренів.

Таким чином, біологічні особливості окремих рослин, які впливають на накопичення ^{137}Cs , можна виявити тільки при їх зростанні в одному насадженні. Але, у такому випадку, потрібно враховувати взаємовплив різних порід на накопичення радіонукліда. У віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС надходження ^{137}Cs із ґрунту в органи деревних рослин стабілізувалося; їх тканини й органи за інтенсивністю акумуляції цього радіонукліда утворюють такий ранговий ряд: коренева система > хвоя (листя) поточного року > стовбур (деревина з корою) > гілки.

Біомаса порід підліска відносно невелика і становить менше 2,5 % від біомаси деревного ярусу. При цьому сумарна активність ^{137}Cs у рослинах підліска може сягати 0,5% від загальної в екосистемі. Запас у моховому покриві залежить від виду моху, його біомаси, типу умов місцезростання, досягаючи 40% у сфагнових типах лісу. Високих значень може досягнути запас ^{137}Cs в епігейних лишайниках у лишайникових сосняках при високому ступені їх проективного покриття – до 3% від загальної активності в екосистемі, тоді як в епіфітних ця величина досить мала. Лишайники здатні акумулювати більшу частину ^{137}Cs лише в лишайникових сосняках, перевищуючи за цим показником деревний ярус.

Радіоактивне забруднення живого надґрунтового покриву. Трав'янисто-кущові види мають різне поширення в зоні Українського Полісся – від часток відсотка до 95% в В₃. У чагарниковому ярусі міститься <0,5% ^{137}Cs від загальної активності в екосистемі.

За результатами досліджень встановлено, що в трав'яному ярусі міститься приблизно 2,7% ^{137}Cs від загальної активності в екосистемі.

Для ягід видів родини брусничних, які складають основу ягідних ресурсів у Поліссі України, характерно максимальне накопичення ^{137}Cs серед усіх ягідних видів. За коефіцієнтом переходу лісові ягоди формують такий рангований ряд: чорниця > бузина > журавлина > суниця > брусниця > буяхи.

У чорничних типах лісу як А₃, В₃ фітомаса чорниці може сягати значних величин – до 0,34 кг/м² насадження. Для неї характерна сезонна зміна біомаси: зростання навесні – влітку листя і формування плодів, їх опадання у вересні – жовтні і деяке зростання маси стебла і кореневищ восени. Періоду плодоношення (приблизно липень) відповідає максимальна величина біомаси листя, ягід і, відповідно, питомої активності в них ^{137}Cs .

У буяхах, брусниці і журавлині вміст ^{137}Cs в органах можна розташувати таким чином: квіти > листя > ягоди > коріння > стебло. На відміну від

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

перерахованих вище видів у чорниці максимальний вміст ^{137}Cs спостерігається в листі, потім квіти, ягоди, коріння і стебло.

Радіоактивне забруднення видів трав'янисто-чагарникового ярусу соснових лісів є функцією глибини розподілу кореневих систем видів. Так, чорниця і брусниця, маючи поверхнево розміщену кореневу систему, інтенсивніше акумулюють ^{137}Cs . Цьому також сприяє колонізація їх кореневих систем мікоризою і проникнення останньої у інші тканини і органи ерикоїдних видів.

У ягідних видів спостерігається 10–50-тикратна різниця у величині $K_{\text{П}}$ ^{137}Cs в автоморфних і гігоморфних умовах. У гігоморфних умовах ^{137}Cs накопичується в ягідних видах набагато інтенсивніше, аніж в автоморфних. Загально закономірним є зниження інтенсивності акумуляції ^{137}Cs в ягодах на багатших і сухих ґрунтах у порівнянні з біднішими і вологими. Слід зазначити, що зі збільшенням віку значення $K_{\text{П}}$ у надземну фітомасу різко зменшується.

В умовах вологих соснових суборів (для більшості ягідних видів, близьких до оптимальних) ягоди родини брусничних відзначаються інтенсивним накопиченням ^{137}Cs у наземній фітомасі. У свіжих дубових суборах інтенсивність акумуляції ^{137}Cs цими видами істотно знижується. На інтенсивність акумуляції ^{137}Cs чорницею впливає не лише едатоф, але й головна деревна порода.

Значне, статистично достовірне очищення ягід від ^{137}Cs спостерігається лише у суниці і малини, а у видів родини брусничних величина $K_{\text{П}}$ істотно не змінилась за післяаварійний період. Приблизно в 1991–1998 рр. зниження вмісту ^{137}Cs у вегетативній фітомасі чорниці і журавлини болотної відбувалося значно інтенсивніше, аніж у наступні роки. В автоморфних умовах вологих суборів (B_3) період напівочищення свіжих ягід чорниці від ^{137}Cs становив 7–8 років, у напівгідроморфних умовах (B_{3-4}) – близько 18 років. У ягід журавлини болотної в умовах мокрих борів (A_5) і сирих суборів (B_4) даний показник становив відповідно 6 і 10 років.

Отже, у віддалений після аварії на Чорнобильській АЕС період найбільш забрудненими ягідними видами залишаються брусниця, чорниця та буяхи, що спричинене головним чином особливостями їх кореневої системи. Широке внутрішньовидове варіювання значень $K_{\text{П}}$ пояснюється відмінностями ґрунтових умов, головної деревної породи та коливанням погодних умов.

Роль грибів у біогеохімічному циклі ^{137}Cs значно перевищує внесок вищих рослин. Якщо останній у даний час складає усього кілька відсотків, то грибів – 10-70 %. Інтенсивність накопичення ^{137}Cs тісно корелює з приналежністю виду гриба до певної трофічної групи. При цьому найбільша інтенсивність накопичення згаданого радіонукліда характерна для мікоризоутворювачів, до яких

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

належать основні види їстівних грибів (родини *Boletaceae*, *Russulaceae* і ін.); далі в порядку зменшення йдуть гумусові та підстилкові сапротрофи, ксилотрофи.

Крім приналежності виду гриба до певної трофічної (екологічної) групи, на інтенсивність накопичення ^{137}Cs істотно впливає шар ґрунту і глибина, на якій знаходиться основна маса міцелію. При цьому максимальним накопиченням характеризуються види, міцелій яких займає шар гумусованої лісової підстилки. Було виявлено, що у грибів, які належать до різних груп за глибиною розташування міцелію, спостерігаються різнонаправлені тенденції вмісту ^{137}Cs у плодових тілах.

При ранжуванні грибів за величиною накопичення ^{137}Cs слід враховувати вплив умов місцезростання: бори – піддубники (свинушки) > сиріжки > підберезники > білі гриби; субори – піддубники > польські гриби > підберезники > сиріжки > білі гриби > лисички.

На даний час у видів грибів, міцелій яких знаходиться у верхніх шарах лісової підстилки, питома активність ^{137}Cs становить у середньому біля 1% від першопочаткової (1986 р.); у грибів, міцелій яких поширюється на всю товщину підстилки, – близько 5%, а у видів, міцелій яких знаходиться в шарі гумусованої підстилки, – 15%. Однак, вміст ^{137}Cs у грибах, міцелій яких розміщений глибше, – частково в гумусованій підстилці і мінеральному шарі ґрунту – поступово збільшується.

Варто зазначити, що вивчення ролі грибного комплексу в міграції радіонуклідів лісовими екосистемами пов'язано зі значними труднощами через недостатню вивченість як біомаси, так і міцелію грибів на одиниці площі в різних типах лісових екосистем. Міцелій грибів, за різними оцінками, утримує від 10 до 63% валового запасу ^{137}Cs лісових ґрунтів. За деякими даними, співвідношення маси плодових тіл і міцелію у мікоризоутворювачів становить від 1:62 до 1:154, тоді як концентрація ^{137}Cs у плодових тілах і міцелії приблизно однакова. Середньобогаторічна урожайність грибів у лісах Українського Полісся залежно від виду лежить у діапазоні від 2,5 до 246 г/м².

Зазвичай коефіцієнти переходу ^{137}Cs для плодових тіл грибів знижується при переході від бідних до багатих трофотопів і зростає - від свіжих до вологих і сирих гігротопів. За цілим рядом видів від суборів до складних суборів показники накопичення ^{137}Cs знижуються в 4–10 разів.

Таким чином, хоча в кожній з виділених груп грибів величина $K_{\text{п}}$ варіює в широкому діапазоні, загальною закономірністю є більше значення $K_{\text{п}}$ у грибів, міцелій яких знаходиться переважно в шарі гумусованої підстилки. Однак протягом останніх років спостерігалось зменшення вмісту ^{137}Cs для більшості видів

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

їстівних грибів, міцелій котрих знаходиться в підстилці (польський гриб), а у плодових тілах видів, міцелій яких знаходиться у глибших горизонтах ґрунту (білий гриб, сиріжка), питома активність ^{137}Cs збільшилася, що спричинене міграцією радіонуклідів у товщу ґрунту. Є усі підстави очікувати, що така тенденція спостерігатиметься ще протягом певного часу.

Підстилка. Для надходження тих чи інших хімічних елементів до лісових рослин велике значення має динаміка накопичення і розкладу органічних залишків, які знаходяться на поверхні ґрунту. Ці процеси залежать від багатьох факторів: типу ґрунту, складу і віку насаджень, кліматичних та погодних умов тощо. Певні їхні закономірності відомі, і їх можна прослідкувати на прикладі 50–60-річних насаджень соснових (у борах і суборах), сосново-дубових і дубових деревостанів (у суборах і сугрудах). Найбільші запаси лісової підстилки містяться в соснових насадженнях борів і суборів. У сугрудах і грудах цей показник значно нижчий.

Акумуляуюча роль лісової підстилки щодо радіонуклідів істотно варіює залежно від її типу, потужності та будови. Найбільшу кількість радіонуклідів утримують повнопрофільні потужні підстилки хвойних лісів. Залежно від типу ґрунту в їхню мінеральну частину за 10 післяаварійних років мігрувало від 20 до 50% сумарної активності радіонуклідів. З вертикальним внутрішньогрунтовим стоком із лісової підстилки в мінеральні шари ґрунту щорічно виноситься 1–2% активності радіонуклідів.

Розраховано період напівочищення від ^{137}Cs шарів ґрунту, у яких знаходиться міцелій різних грибів, і встановлено, що у хвойних лісах цей показник для нерозкладеної підстилки дорівнює 2,8 року, для напіврозкладеної – 3,8 року, для гумусованої – 4,4 року, а для гумусово-елювіального шару ґрунту – 7,7 року. Саме цим можна пояснити різнонаправлені тенденції вмісту ^{137}Cs у різних видах грибів, що належать до різних груп за глибиною розміщення міцелію.

Зі збільшенням у складі насадження листяних порід і рівня зволоження ґрунту формується більш м'яка і легкогідролізована підстилка (типу модер чи міль), здатність якої до утримання радіонуклідів значно нижча. Окрім того, м'які листяні підстилки більшою мірою заселені різними ґрунтовими сапрофагами, які сприяють розкладанню опаду і вивільненню радіонуклідів.

Загалом за утримуючою здатністю лісовою підстилкою радіонуклідів лісові фітоценози можна розташувати в такій послідовності: сосняки на автоморфних ґрунтах > змішані хвойно-листяні насадження автоморфних ґрунтів > змішані листяні насадження на напівгідроморфних ґрунтах. При переході до суборів зменшується частка мохів і збільшується частка листяних порід підліску, опад яких

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

сприяє швидшій мінералізації підстилки і вивільненню радіонуклідів.

Вплив лишайникового покриву на розподіл ^{137}Cs у системі «грунт-вищі рослини» полягає, насамперед, у розподілі нукліду в ґрунті (у їх затриманні, вилуговуванні зі слані, гуміфікації її мертвої частини та розкладені рослинного опаду).

У різних умовах середовища, навіть на одних і тих же площах лишайники здатні накопичувати і утримувати радіонукліди в різних кількостях. Серед соснових насаджень найбільша мозаїчність у забрудненні лишайникового покриву спостерігається в чистих насадженнях борів (міжвидова варіація питомої активності сягає 40%). Період фізичного напівочищення лишайників становить від 3–11 до 15–30 років.

За інтенсивністю акумуляції ^{137}Cs еколого-біоморфологічні групи лишайників розташовані у такому порядку: епіфітні листуваті > епіфітні кущисті > епілітні листуваті > епігейні кущисті.

Біологічні особливості мохів (істотна водоутримуюча здатність, підтримання кислої реакції ґрунтового розчину, виділення антисептиків, інтенсивний вертикальний приріст) сприяють інтенсивному перерозподілу радіонуклідів у специфічному циклі «мох живий – мох мертвий» з мінімальною міграцією за його межі. ^{137}Cs переважає у фізіологічно активних апікальних частинах мохів.

Таким чином, накопичення ^{137}Cs мохами та лишайниками більш, ніж на порядок вище, аніж трав'янистими видами. Саме мохи та лишайники як посередники транслокації ^{137}Cs у свіжу підстилку можуть бути, поряд з грибами, єдиною причиною затримання радіонукліда в органічному шарі лісового ґрунту.

Отже, здатність підстилки утримувати радіонукліди прямо залежить від її потужності, наявності мохового покриву та лишайників і дольової участі хвойних порід у складі насадження, а також наявності листяних порід підліску, чагарників і чагарничків. Утримання радіонуклідів знижується при збільшенні частки листяних порід у складі насадження. Підгоризонти підстилки істотно різняться за величиною утримання ^{137}Cs .

Таким чином, яруси рослинності за величиною вмісту ^{137}Cs утворюють такий рангований ряд: ярус макроміцетів > ярус мохів > ярус лишайників > підріст > деревний ярус > підлісок > трав'яно-чагарниковий ярус.

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Основні види міграції радіонуклідів у ґрунті.
2. Вплив фізико-хімічних властивостей радіонуклідів на їхню міграцію в ґрунті.
3. Значення механічного та мінералогічного складу ґрунту для міграції радіонуклідів.

Розділ 5. Особливості міграції радіонуклідів на орних землях, у лучних ценозах та лісових екосистемах

4. *Вплив агрохімічних властивостей ґрунту на міграцію радіонуклідів та їхній перехід у рослини.*
5. *Вплив погодно-кліматичних умов на міграцію радіонуклідів у ґрунті та у ланці «ґрунт-рослина».*
6. *Шляхи надходження радіонуклідів у рослини.*
7. *Фактори, що впливають на перехід радіонуклідів із ґрунту в рослини.*
8. *Відмінності у міграції радіонуклідів у природних та штучних екосистемах.*
9. *Специфіка міграції радіонуклідів у лісових екосистемах.*
10. *Специфіка міграції радіонуклідів у польових екосистемах.*

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. *20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України (українською, російською та англійською мовами) / За ред. В.І. Балози. – К.: Атіка, 2006. – 224 с. ISBN 966-326-166-8. URL: <https://komekolog.rada.gov.ua/uploads/documents/36564.pdf>.*
2. *Гудков І.М., Віннічук М.М. Сільськогосподарська радіобіологія: навч. посіб. для аграр. вищ. навчільних закл. Житомир: ДАУ, 2003. 472 с.*
3. *Кравець А.П. Радиологические последствия радионуклидного загрязнения почв и растений. Киев: Логос, 2006. 180 с.*
4. *Краснов В.П., Орлов О.О., Бузун В.О. та ін. Прикладна радіоекологія лісу; за ред. В.П. Краснова: моногр. Житомир: Полісся, 2007. 680 с.*
5. *Краснов В.П., Орлов О.О., Кучма М.Д. Основи лісової радіоекології. Київ: Держкомгосп України, 1999. 252 с.*
6. *Ландін В.П., Чоботько Г.М., Кучма М.Д., Райчук Л.А. Подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в агросфері України. Агроекологічний журнал. – 2017. № 2. С. 67–75.*

6. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ

6.1. ДЖЕРЕЛА І ШЛЯХИ НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ВОДОЙМИ

Дослідження розподілу радіоактивних елементів у водних екосистемах має ключове значення для аналізу впливу атомних електростанцій та закономірностей міграції радіонуклідів у компонентах гідробіоценозів. Розуміння цих процесів необхідне для прогнозування наслідків радіонуклідного забруднення, оцінки природного самоочищення водних екосистем і розробки методів їх відновлення. Ці знання також важливі для радіаційної безпеки гідробіонтів і людини, а також для створення технологій біологічного очищення та дезактивації водойм, що зазнали інтенсивного забруднення.

Водна радіоекологія, хоч і фокусується переважно на хронічному опроміненні низької потужності, вивчає здатність гідробіонтів концентрувати радіонукліди в тканинах і органах, що підвищує внутрішнє дозове навантаження. Хронічні дози спричиняють генетичні мутації, знижують життєздатність організмів, що може призводити до зменшення біорізноманіття і порушення структури гідробіоценозів. Міграція радіонуклідів харчовими ланцюгами водних екосистем створює ризик для людини.

Радіоактивність гідросфери формується внаслідок природних джерел із земної кори та атмосфери, а також антропогенного забруднення через ядерні випробування, утилізацію відходів, видобуток радіоактивних руд і аварії на ядерних об'єктах.

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, належать ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{26}Al , ^{32}P і ^{36}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 дозоформуюче та санітарно-гігієнічне значення для водних організмів і людини мають ^{14}C , ^{40}K , ^{210}Pb , ^{222}Rn , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U і ряд інших. Максимальна кількість ^{236}Ra , ^{232}Th і ^{238}U зустрічається в магматичних породах, наприклад у гранітах, а мінімальна – у вапняках. Калій, торій і радій, як правило, мають тенденцію концентруватися в гірських

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

породах з високим вмістом кремнію. Такий розподіл обумовлює підвищену радіоактивність пригранітних підземних вод і відносно малі концентрації РР у підземних водах, що знаходяться в товщі осадових порід. Ця обставина набуває важливого значення при оцінці ролі підземних вод у 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, їхнього гранулометричного, хімічного, мінералогічного складу і т. і.

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 іншого - вміст радіонуклідів у підземних водах визначається формою знаходження і концентрацією радіоактивних елементів у гірських породах. Між вмістом радіонуклідів у гірських породах і їх кількістю у водах, що контактують із цими породами, існує динамічна рівновага.

Одним із прикладів міграції природних радіонуклідів із товщі земної кори на поверхню можуть служити так звані радіоактивні джерела. До них належать виходи на поверхню підземних вод, у яких міститься радону більше 18,5 Бк/л, радію – більше 0,37 Бк/л, урану – більше 3×10^{-5} г/л.

Техногенні радіонукліди. Різноманіття реальних і потенційно можливих чинників техногенного забруднення радіоактивними речовинами поверхневих водойм може бути зведене до трьох основних груп: радіоактивних відходів, продуктів ядерних і термоядерних вибухів, а також тих речовин, що сформувалися в результаті аварійних ситуацій на підприємствах ЯПЦ (рис. 6.1).

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 у 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

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

епізодичний характер і характеризується відповідними умовами. Наприклад, близькістю джерел потужних газоподібних викидів до непроточних водойм з чималою площею водного дзеркала, метеорологічних особливостей мікроклімату, які сприяють осіданню радіоактивних аерозолів на поверхню ґрунту в зоні водозбірної басейну і їх змиву у водойму, і т. і.

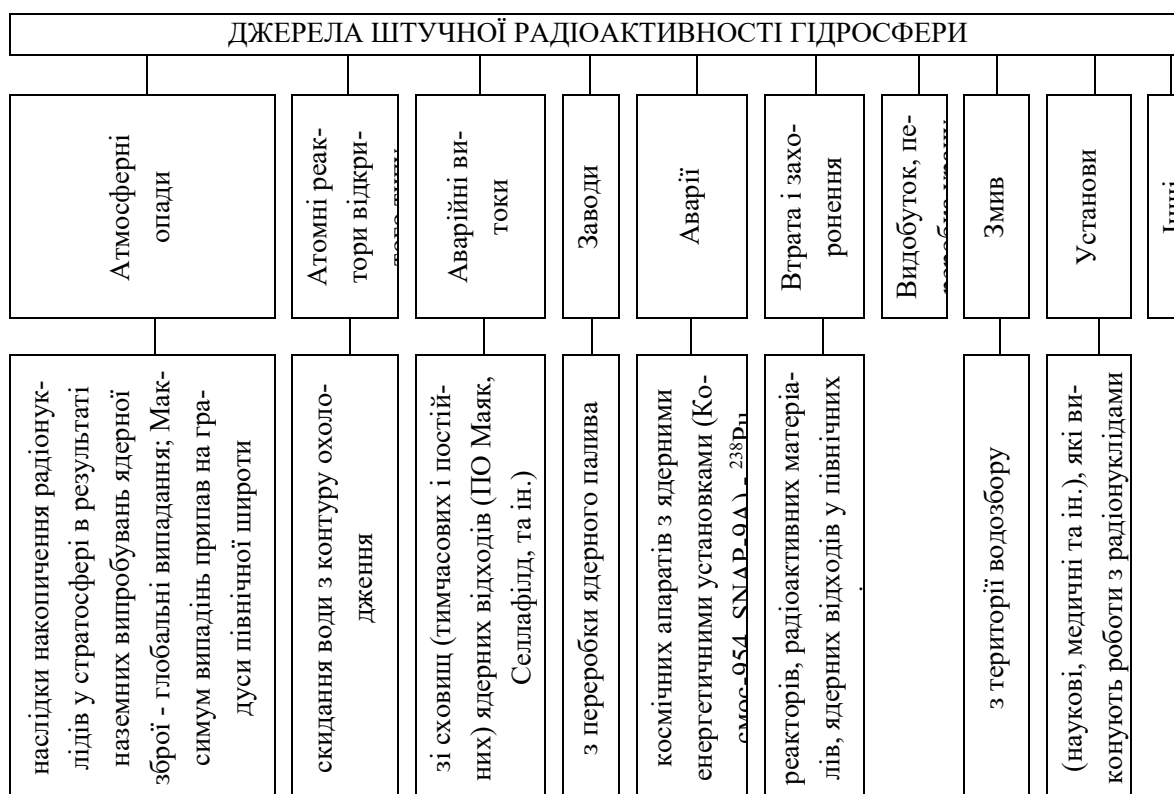


Рис. 6.1. Джерела штучної радіоактивності гідросфери

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

Величезна кількість РР утворюється внаслідок ядерних вибухів при випробуванні ядерної зброї та проведенні промислових вибухових робіт. Нині на Землі не існує поверхневих водойм, вода яких не містила б індикаторних концентрацій таких довгоживучих радіонуклідів як, наприклад, ^{90}Sr або ^{137}Cs . Залежно від характеру і умов проведення цих випробувань утворюються радіоактивні аерозолі різних розмірів, структури і складу, що впливають на особливості формування і надходження радіоактивних випадіння у водойми.

Основної уваги як чинник забруднення гідросфери заслуговують стратосферні (глобальні) випадіння. Внаслідок тривалої затримки їх у стратосфері короткоживучі нукліди розпадаються і залишаються переважно довгоживучі, з яких домінуючу роль, як забруднювачі, грають ^{90}Sr і ^{137}Cs , меншою мірою - ^{144}Ce , ^{147}Pm та ін. ^{90}Sr і ^{137}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 належать до найбільш драматичних подій, що відбуваються в царині атомної енергетики, а наймасштабніші з них спричиняють людські жертви і супроводжуються значним надходженням РР у навколишнє середовище, у тому числі водні екосистеми.

6.2. ПОВЕДІНКА РАДІОНУКЛІДІВ У ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ

Водні екосистеми виконують роль «приймачів» більшості хімічних елементів, включаючи радіонукліди, які надходять до гідрологічної мережі та замкнених водойм, розташованих у безстічних западинах. Радіонукліди потрапляють у водойми як безпосередньо через аерозольні випадіння та атмосферні опади на водну поверхню, так і через поверхневі та ґрунтові води з території водозбірного басейну. У безстічних западинах ці речовини можуть затримуватися на тривалий час, розподіляючись, мігруючи та накопичуючись у компонентах водойм.

Радіоактивне забруднення водних екосистем може відбуватися через різноманітні форми і склад радіонуклідних речовин. Під час надходження радіонуклідів на водну поверхню або з території водозбору відбувається їхнє розсіювання в товщі води та подальший розподіл по компонентах екосистеми, при цьому встановлюється динамічна рівновага, що визначається процесами сорбції і десорбції між рідкою (вода) і твердою (донні відклади, зависла речовина) фазами, а також накопиченням радіонуклідів живими організмами. Варто зазначити, що при короткочасному надходженні радіонуклідів у водойми, вони швидко поглинаються донними відкладами та водними організмами, що призводить до зниження їх питомої активності у воді. Водночас концентрація багатьох радіонуклідів у водних рослинах, тваринних та донних відкладеннях може зберігатися на високому рівні протягом тривалого часу, значно перевищуючи їх концентрацію у воді.

Процеси вертикальної та горизонтальної міграції та перерозподілу радіонуклідів у водних екосистемах пов'язані з біогеохімічними циклічними процесами переміщення речовин у природі і відбуваються значно повільніше. Поряд із седиментаційними та сорбційними процесами депонування радіонуклідів у донних відкладеннях та осіданням на суспензіях важливим є їхнє переміщення і накопичення в трофічній мережі, а також подальша участь у біотичному кругообігу внаслідок життєдіяльності водних організмів.

Інтенсивність накопичення радіонуклідів у різних компонентах водної екосистеми, що виражається через *коефіцієнт накопичення* (K_H) або *коефіцієнт*

концентрування (K_K), визначається як відношення питомої активності радіонуклідів в об'єкті дослідження (донні відкладення, суспензії, біологічні об'єкти) до їх вмісту у воді. Для організмів, таких як молюски та риби, зазвичай використовують середньорічну питому активність радіонуклідів у воді, а для водних рослин коректно використовувати середній вміст радіонуклідів у воді протягом вегетаційного періоду. Багато радіоекологів розрізняють K_H для абіотичних і біотичних компонентів через різні механізми переходу і накопичення радіонуклідів у живій і неживій матерії.

На підставі характеру розподілу по основних компонентах водної екосистеми (вода, донні відклади, гідробіоти) радіонукліди розділяють на чотири основні групи: *гідротропи*, *еквітропи*, *педотропи* та *біотропи* (рис. 6.2).

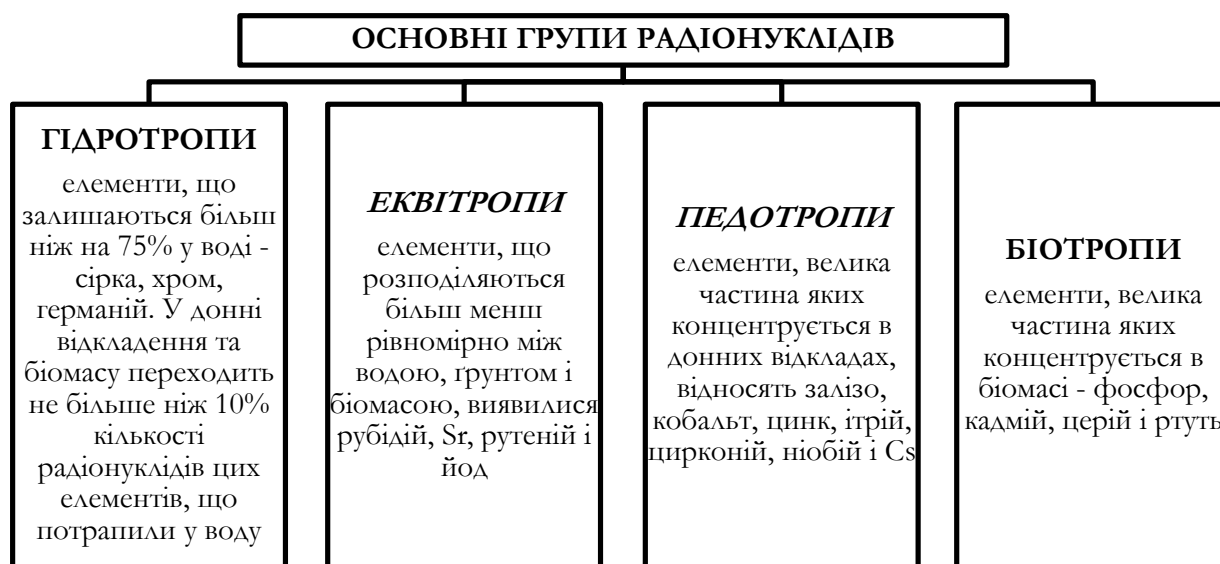


Рис. 6.2. Основні групи радіонуклідів у водних екосистемах

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

До *гідротропів* належать елементи, що залишаються більш, ніж на 75% у воді. *Еквітропами*, тобто елементами, що розподіляються більш менш рівномірно між водою, ґрунтом і біомасою, є рубідій, стронцій, рутеній і йод. До *педотропів*, тобто елементів, велика частина яких концентрується в донних відкладах, належать залізо, кобальт, цинк, ітрій, цирконій, ніобій і цезій. *Біотропами* є елементи, велика частина яких концентрується в біомасі – фосфор, кадмій, церій і ртуть.

6.3. ВОДА І РАДІОНУКЛІДИ: ГІДРОЛОГІЧНІ ТА ГІДРОХІМІЧНІ ЧИННИКИ МІГРАЦІЇ

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

Надходячи у водойми і водотоки з рідкими відходами, змивами з водозбірної поверхні або радіоактивними опадами з атмосфери, РР поступово розсіюються у водній товщі. Швидкість і ефективність цього процесу залежить, перш за все, від комплексу природних чинників (рис. 6.3), серед яких основну роль відіграють *гідрологічні*. У деяких випадках радіоактивні аерозолі можуть затримуватися на водній поверхні і потім у результаті вітрових процесів відноситися до берега, формуючи локальні високоактивні забруднення берегової смуги.

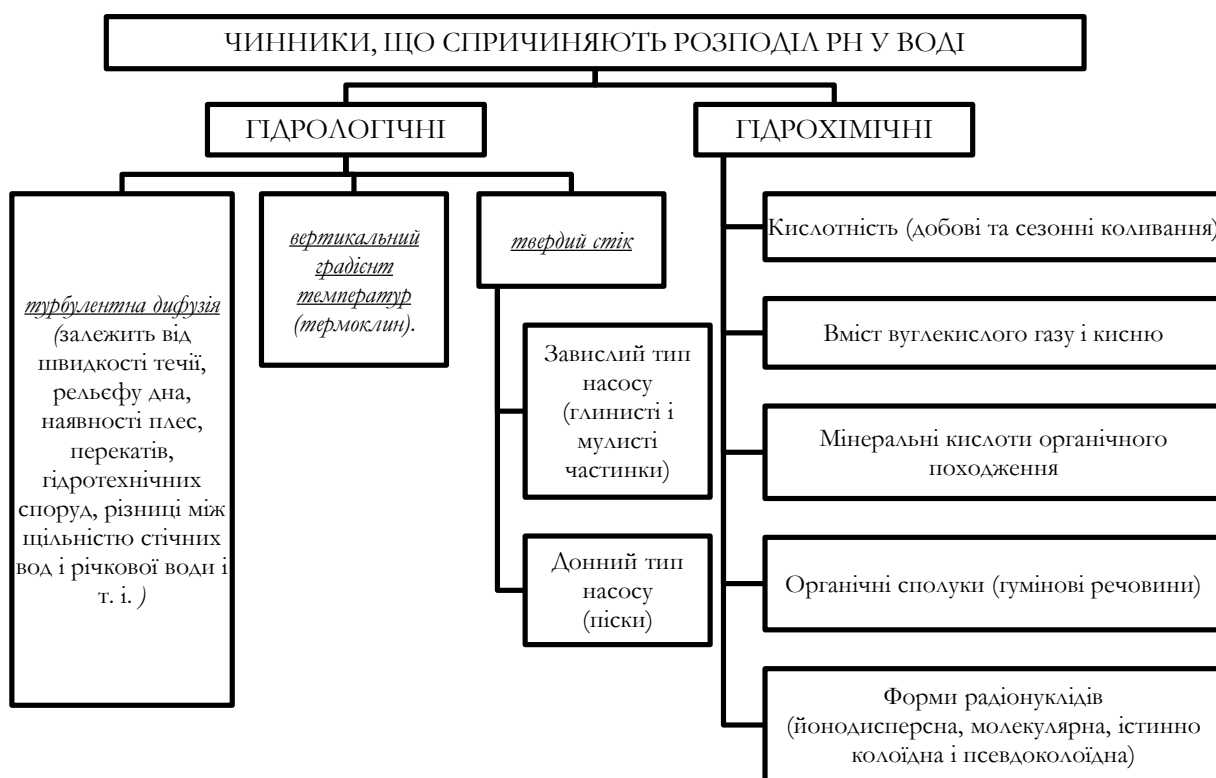


Рис. 6.3. Чинники, що впливають на розподіл радіонуклідів у воді

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

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, у межах якої змішуються забруднені потоки зі всією масою води річки, а також час, протягом якого відбувається цей процес, можуть бути різними.

На малих річках гірського типу з високою турбулентністю потоку змішування можливе на відрізу річки від метра до десятків метрів, і цей процес триває декілька хвилин. У випадку малих річок рівнинного типу повне змішування

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

може завершуватися на відстані від 200 до 500 метрів нижче за випуск стічних вод. Для 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 застосовується оцінка значного ступеня перемішування, наприклад 80%. За результатами натурних спостережень змішування в річках рівнинного типу відбувається на відстані кількох десятків кілометрів від місця надходження стічних вод, а час цього процесу може становити декілька діб.

На розподіл забруднених струменів у річковому потоці можуть впливати різниці в щільності стічних вод і річкової води, зокрема, через різницю температури або ступінь мінералізації. Теплі стічні води зазвичай переміщуються в поверхневому шарі, тоді як стічні води з високою мінералізацією можуть опускатися в нижні шари, і в умовах рівного рельєфу дна вони переміщуються в придонному шарі на значні відстані. Це може створювати враження радіаційного благополуччя на певній ділянці річки, хоча поступово ці забруднені потоки змішуються з основною 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 у 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 РР у масі озерної води.

Важливу роль у розсіюванні та міграції радіонуклідів у 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, та донні, що переміщуються по дну. Перші складаються переважно з глинистих і мулистих частинок, другі - головним чином із пісків. У водному середовищі РР адсорбуються головним чином на поверхні дрібнодисперсних глинистих і мулистих частинок. Тому з числа твердих компонентів ці фракції краще всього акумулюють РР. Швидкість осідання дрібнодисперсних глинистих частинок невелика. Так, у 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 осідання зважених частинок. Тому переміщення сорбованих на них радіонуклідів можливе на значні

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

відстані. Частинки накопичуються переважно в затонах, біля дамб, нерідко на плесах, а також на мілководних, особливо заболочених ділянках річки, багатих на водну 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 РР істотно менше. Загалом, враховуючи, що об'єм усіх видів наносів, які переміщуються, у порівнянні з об'ємом води, що протікає, невеликий, твердий стік як чинник перенесення РР у 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 розчиненою 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 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. Винятком є деякі водойми, головним чином озерного типу, де внаслідок високого вмісту гумінових речовин (дистрофні, сфагнові озера) рН води дуже низький. Подібна картина є результатом 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 у більшості річок рН 6,8–7,6, влітку рН 7,6–8,8. Вода річок з болотним живленням

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

часто має $pH \approx 9$. Окрім сезонних коливань показників pH , мають місце добові варіації, що особливо виражено в багатих на рослинність ставках і невеликих озерах, де $pH \approx 6-10$.

У всіх випадках зміна лужно-кислотних і окисно-відновлювальних умов у водоймі визначає поведінку різних хімічних елементів. Так, в природних водах, pH яких спрямований в кислий бік, легко мігрують кальцій, Sr, 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 pH у водойму, вода якої зазвичай має нейтральну або слаболужну реакцію, можна чекати, що частина стабільних хімічних речовин з розчину перейде до твердої фази і осяде на дно. Разом з ними осідатимуть і відповідні радіонукліди. Ці явища значною мірою залежать від низки обставин: форми, в якій знаходяться радіонукліди, що визначає ступінь їх розчинності, хімічного складу природних вод і т. і.

Оскільки радіонукліди, що надходять у водойми, містяться винятково дуже розбавленому вигляді, вони можуть перебувати в різних станах: іонодисперсному, молекулярному, істинно колоїдному і псевдоколоїдному (адсорбція на колоїдних забрудненнях). При цьому для ряду радіонуклідів характерні такі закономірності, пов'язані з їх хімічними властивостями:

- лужні елементи (натрій, калій, літій, рубідій, цезій) не утворюють у широкому інтервалі pH ні істинних, ні псевдоколоїдів. Вони знаходяться в розчинах у вигляді позитивно заряджених іонів;
- лужноземельні елементи (магній, кальцій, стронцій, радій та ін.) можуть перебувати в іонному стані і утворювати тільки псевдоколоїди, причому зі збільшенням атомної маси елементу. Скоріш за все, підвищується здатність до утворення псевдоколоїдів, що, ймовірно, пов'язане з розчинністю їх сполук;
- три-, чотири- і п'ятивалентні елементи можуть перебувати в іонному, молекулярному станах і утворювати різні продукти гідролізу, у тому числі і нерозчинні, тому вони можуть утворювати як істинні, так і псевдоколоїди.

6.4. РОЛЬ ДОННИХ ВІДКЛАДЕНЬ У РОЗПОДІЛІ РАДІОНУКЛІДІВ

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

Формування радіоактивного забруднення донних відкладів можна умовно розділити на три основні етапи. Перший етап розпочався у момент аварії і характеризувався інтенсивними випадіннями радіонуклідів, які поширювалися через атмосферу на великі відстані, осідаючи на водозбірні території та акваторії водосховищ і їхніх приток. На цьому етапі формування забруднення водного басейну визначалося переважно фізико-географічними чинниками, а ареали забруднення водозборів відповідали західному, північному та південному слідам випадіння.

Другий етап почався зі значного зниження інтенсивності викиду з 4-го енергоблока наприкінці травня – на початку червня 1986 року. У цей період радіонукліди надходили у водосховища через змив з водозбірних територій і переміщення забруднених водних мас вниз по каскаду. Для цього етапу були характерні активні процеси перерозподілу радіонуклідів між компонентами та різними ділянками водосховищ. Вересневі шторми 1986 р. значною мірою завершили перерозподіл радіонуклідів і формування ореолів забруднення.

Третій етап відзначається відносною стабільністю розподілу радіонуклідного забруднення донних осадів у межах акваторії водосховищ. У цей період характер розподілу радіонуклідів стає сталим, зберігаючи утворені ареали забруднення.

Київське водосховище є безпосереднім приймачем забруднених вод, що надходять з річок Дніпро і Прип'ять, і відіграє важливу роль у загальному розподілі радіонуклідів у цій системі.

Найвища щільність забруднення донних відкладів спостерігається у верхній частині водосховища (вище с. Страхолисса), зокрема, у Прип'ятському відрозі та біля півострова Домантівського і с. Страхолисса. Основну роль відіграють зависі р. Прип'ять з активністю $15\text{--}26 \text{ Бк} \times \text{г}^{-1} \text{ }^{137}\text{Cs}$. Щільність забруднення варіює від $7,4 \times 10^{10} \text{ Бк} \times \text{км}^{-2}$ на мілководді до $2,2 \times 10^{12} \text{ Бк} \times \text{км}^{-2}$ у затоках і пониженнях. Осади верхньої частини водосховища, сформовані водами Дніпра, мають щільність $1,1 \times 10^{10}\text{--}1,1 \times 10^9 \text{ Бк} \times \text{км}^{-2}$. У Тетерівському відрозі цей показник становить $3,7 \times 10^{10} \text{ Бк} \times \text{км}^{-2}$.

У середній і нижній частинах водосховища зростає роль сорбції радіонуклідів з води частинками донних осадів. Найбільша щільність забруднення спостерігається у зонах мулонагромадження: старе русло Дніпра, затоплена заплава, прибережні зони ($(7,4\text{--}37) \times 10^{10} \text{ Бк} \times \text{км}^{-2} \text{ }^{137}\text{Cs}$). На затопленій заплаві Дніпра щільність варіює від $5,6 \times 10^9$ до $74 \times 10^9 \text{ Бк} \times \text{км}^{-2}$. На січень 1990 р. у донних

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

відкладах Київського водосховища містилося $9,6 \times 10^{13}$ Бк ^{137}Cs ; $2,6 \times 10^{13}$ Бк ^{90}Sr ; $7,4 \times 10^{11}$ Бк ^{239}Pu ; $1,5 \times 10^{12}$ Бк ^{240}Pu .

^{137}Cs зв'язується з мінеральними та органічними компонентами донних відкладів. Частка необмінно сорбованого ^{137}Cs становила 70–80%, для ізотопів плутонію – 95–99%. Обмін радіонуклідів між осадами і водою уповільнюється завдяки осадонагромадженню.

У зонах, де швидкість осадонагромадження не перевищує кілька мм/рік, радіонукліди експоненційно зменшуються від поверхні (0–2 см) до 5–10 см. У районах інтенсивного осадонагромадження забруднення рівномірно розподілене до 10–15 см, іноді глибше.

Основні запаси ^{90}Sr зосереджені у верхній частині Київського водосховища, де до 60% нукліда знаходиться у необмінних формах. Забруднення Прип'ятського відрогу в 1989 р. підтверджує, що верхня частина водосховища забруднена продуктами паливних випадіннь.

У нижніх водосховищах щільність забруднення ^{137}Cs зменшується: від $1,9 \times 10^{10}$ Бк $\times$ км $^{-2}$ у Канівському до $3,0 \times 10^9$ Бк $\times$ км $^{-2}$ у Каховському. Забруднення сформувалося внаслідок аерозольних випадіннь і нанесу з Київського водосховища. Адсорбція і седиментація нині є визначальними для самоочищення води і забруднення осадів.

Щільність забруднення ^{137}Cs залежить від гранулометричного складу донних відкладів. У гирлах балок Запорізького і Каховського водосховищ спостерігається накопичення ^{137}Cs , до $(1,1\text{--}2,2) \times 10^{10}$ Бк $\times$ км $^{-2}$. Аномальний вміст ^{137}Cs (до $5,6 \times 10^{10}$ Бк $\times$ км $^{-2}$) зафіксовано в Павло-Кичацькій затоці Запорізького водосховища через промислові підприємства. Накопичення ^{137}Cs продовжується, але щорічне надходження не перевищує 10% загального запасу.

Донні відкладення відіграють важливу роль у долі радіонуклідів у прісних водоймах, оскільки мають велику сорбційну масу і здатність до поглинання. Вони осаджують на собі основну частину випромінювачів, що потрапляють у водойму, тим самим частково виводячи їх з біотичного круговороту. Завдяки цьому, донні відкладення відіграють ключову роль у процесах самоочищення води від різних забруднювачів, зокрема радіонуклідів. Це відбувається через сорбцію радіонуклідів на поверхні дна, дифузію з водою в товщу донних відкладів, осадження на дно завислих частинок, які несуть сорбовані радіонукліди, а також через осідання на дно залишків відмерлих гідробіонтів, що також містять радіонукліди.

Найбільша сорбційна здатність і поглинальна місткість притаманна донним відкладенням, які складаються переважно з дрібнодисперсних глинистих або

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

мулових частинок. У місцях, де є потужні відкладення мулу, можна очікувати значно більше накопичення радіонуклідів, ніж у гирлах річок, де дно складається з чистих, добре промитих пісків, галечників або скельних порід.

Це підтверджується даними про забруднення річкових екосистем після аварії на Чорнобильській АЕС. У зоні відчуження ЧАЕС найнижчий рівень питомої активності радіонуклідів мають компоненти річкових екосистем, де донні відкладення зазнали процесів природного самоочищення, особливо під час паводків і весняних повеней. За минулі роки ці відкладення перестали бути істотним джерелом вторинного забруднення вод руслового потоку. Нині основне надходження радіонуклідів відбувається через змив з водозбірних територій і притік з більш забруднених водних об'єктів. У замкнутих водоймах, особливо в озерах ближньої зони відчуження, рівень радіоактивного забруднення значно вищий через обмежений водообмін і високі концентрації радіонуклідів у донних відкладеннях. Тому в непроточних водоймах рівень радіонуклідів у воді визначається інтенсивністю обміну мобільних форм радіонуклідів між донними відкладеннями і водними масами, а також змивом з території водозбору (табл. 6.1). Для таких водойм важливу роль відіграють заплавні ландшафти річки Прип'ять, які піддалися інтенсивному радіонуклідному забрудненню після аварії і зараз є одним з найбільших джерел надходження радіонуклідів з поверхневим стоком у річкові системи зони відчуження, що належать до басейну Дніпра.

Донні відклади прісних водойм характеризуються великою різноманітністю, тому їх здатність накопичувати ті або інші радіонукліди варіює залежно від типу донних відкладів і умов водного середовища.

Найбільш низькі K_H ^{90}Sr і ^{137}Cs зафіксовані у піщаних і торф'янистих донних відкладах, а також у кремнеземного і змішаного сапропелів. Найбільш високі K_H характерні для мулистого сапропелю і відкладів, які складаються з різних видів харових водоростей. Вцілому всі донні відклади більшою мірою поглинають ^{137}Cs , ніж ^{90}Sr .

Оскільки більшість радіонуклідів концентрується переважно у верхньому, найбільш заселеному бентосними безхребетними шарі донних відкладів, забруднення останніх радіоактивними речовинами призводить до підвищених рівнів опромінювання мешканців дна, а також придонного шару. Крім того, донні відклади непроточних водойм можуть стати джерелом вторинного забруднення середовища радіоактивними речовинами. Нарешті, у мілководних водоймах забруднені радіонуклідами донні відклади можуть обумовлювати підвищені рівні γ -випромінювання над поверхнею водного плеса, де шар води не забезпечує належного екранування випромінювань від дна.

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

Таблиця 6.1. Вміст радіонуклідів в основних компонентах озерних екосистем Красненської заплави р. Прип'яті в зоні відчуження Чорнобильської АЕС

Об'єкт	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs		²³⁸⁺²³⁹⁺²⁴⁰ Pu і ²⁴¹ Am	
	МБк	%	МБк	%	МБк	%
<i>оз. Далеке-1</i>						
Вода	1650	4,25	236	0,45	0,27	0,03
Донні відклади	37000	95,35	51800	99,11	1100	99,90
Сестон	58	0,15	155	0,30	-	-
Біота	96	0,25	73	0,14	0,81	0,07
<i>оз. Глибоке</i>						
Вода	50900	10,21	6200	0,64	10	0,04
Донні відклади	444000	89,02	962000	98,64	25900	99,80
Сестон	800	0,16	2471	0,25	-	-
Біота	3035	0,61	4598	0,47	42	0,16

Джерело: Гудков та ін. (2008)

6.5. ВПЛИВ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ЧИННИКІВ СЕРЕДОВИЩА НА ПОВЕДІНКУ РАДІОНУКЛІДІВ У КОМПОНЕНТАХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Інтенсивність накопичення і фіксації радіонуклідів у живих та косних компонентах водойм визначається хімічними властивостями радіонуклідів, їх фізико-хімічною формою у воді, біологічними особливостями гідробіонтів та сорбційними характеристиками компонентів екосистеми. Розподіл і накопичення радіонуклідів залежать також від гідрологічних та гідрохімічних параметрів, зокрема інтенсивності водообміну, концентрації ізотопних і неізотопних носіїв, температури, освітленості та рН середовища.

Концентрація стабільних ізотопів і макроелементів аналогів істотно впливають на накопичення радіонуклідів. Наприклад, накопичення ⁹⁰Sr знижується за підвищення вмісту кальцію і магнію, а ¹³⁷Cs – за високої концентрації калію. В умовах низького вмісту цих хімічних аналогів інтенсивність накопичення радіонуклідів зростає. Для оцінки співвідношень між мікро- і макрокомпонентами

в організмах і середовищі використовується **коефіцієнт дискримінації** (K_d), що відображає їхню взаємодію.

Коефіцієнт дискримінації (K_d) – це співвідношення, яке характеризує накопичення радіонуклідів або інших хімічних елементів в організмах у порівнянні з концентрацією цих елементів у навколишньому середовищі. Він використовується для оцінки, наскільки інтенсивно організм акумулює певний елемент у порівнянні з іншими аналогічними елементами. Високий коефіцієнт дискримінації вказує на більшу здатність організму затримувати елемент, а низький означає менш інтенсивне накопичення.

Наприклад, елодея може видаляти до 2 кг вапна з води на 100 кг сухої маси за добу, а її біомаса, що досягає 3–5 т/га, сприяє значному видаленню кальцію і, відповідно, ^{90}Sr , який осідає у вигляді карбонатів. Концентрація ^{90}Sr у карбонатних осадах на поверхні рослин перевищує його вміст у тканинах майже на порядок, що пояснюється фотосинтетичним поглинанням CO_2 із бікарбонатів.

Лужно-кислотні умови середовища значно впливають на накопичення радіонуклідів гідробіонтами. Значення рН водних систем зазнає добових і сезонних коливань, а скидання промислових відходів може викликати його зсув. Поглинання ^{90}Sr водними рослинами зростає зі збільшенням рН через участь цього радіонукліда разом із кальцієм у карбонатутворенні, яке залежить від лужності середовища. За рН=5 весь карбонатний осад ($^{90}\text{SrCO}_3 \cdot \text{CaCO}_3$) розчиняється, а при збільшенні рН знижується його розчинність і фіксація ^{90}Sr в осаді посилюється.

Накопичення ^{137}Cs водними рослинами не залежить від рН, оскільки Cs у розчині переважно перебуває у вигляді катіонів. Натомість рН впливає на фізико-хімічний стан інших радіонуклідів. Зокрема, поглинання ^{59}Fe донними відкладами знижується при переході середовища від кислого до нейтрального, що пов'язано із перетворенням заліза на колоїдну форму. За рН 9–10 у піщаному ґрунті й сапропелі спостерігається зростання накопичення радіонуклідів через укрупнення колоїдів і механічне осадження.

Накопичення ^{90}Sr донними відкладами, багатими органічною речовиною, зростає зі збільшенням рН, що пояснюється підвищенням їх поглинальної здатності. У карбонатному ґрунті підвищення рН сприяє утворенню карбонатного осаду стронцію, тоді як підкислення розчиняє осад і переводить ^{90}Sr у розчин.

Дослідження моделі водойми показали, що за кислих значень рН зростає вміст ^{90}Sr у воді через зниження його концентрації в донних відкладах і біомасі. Розподіл цезію між компонентами водойми не залежить від рН, тоді як ^{144}Ce накопичується менше в донних відкладах і рослинах із підвищенням рН, що збільшує його вміст у воді.

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

Поглинання іонів і їх перенесення через систему мембран у клітину рослин безпосередньо пов'язані з процесами фотосинтезу, і, відповідно, з **освітленістю**. Встановлено, що K_H ^{60}Co , ^{90}Sr і ^{137}Cs із збільшенням освітленості зростають. Зокрема, елодея накопичує ^{90}Sr при освітленні в два рази більше, ніж у темряві. У харовій водорості K_H ^{60}Co , ^{90}Sr і ^{137}Cs при освітленні в 2-5 разів вище, ніж у темряві. При цьому ^{59}Fe , ^{91}Y і ^{144}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 водяними 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 радіонуклідів належать, в основному, елементи, що гідролізуються (^{59}Fe , ^{91}Y , ^{144}Ce). Якщо ж разом з адсорбцією на поверхні клітин відбувається перенесення відповідних іонів всередину клітин (активний і пасивний транспорт), то поглинання радіонукліда (^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs) залежить від режиму освітлення. Збільшення освітленості в цьому випадку інтенсифікує активне перенесення іонів із збільшенням енергетичних витрат на процеси окислювального фосфорилування.

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, у середньому від 0 до 25°C. В експериментах з ^{60}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}Sr елодеєю і харовою водорістю в дослідженому інтервалі температур зростає приблизно в 1,5 раза. Підвищення температури призводить також до накопичення цезію елодеєю і куширом у 2-3 рази, відмічено також невелике зростання K_H ^{144}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 перебувають у стані найбільшої біологічної активності та, нарощуючи біомасу, інтенсивно

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

концентрують радіонукліди й інші елементи. У осінній період ці процеси уповільнюються, а в зимовий - практично припиняються.

Значення K_d радіонуклідів у личинок риб через 10 діб після їх перебування в радіоактивній воді свідчить, що з підвищенням температури накопичення нуклідів, що вивчалися, личинками щуки й окуня зростає в 2-5 разів.

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}Sr і ^{137}Cs , оскільки накопичення хімічних речовин, і, зокрема, радіонуклідів рослинами перебуває в прямій залежності від інтенсивності процесу фотосинтезу, яка в другій 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 у кореневища. При цьому фітомаса, що продукується підземною частиною деяких видів (рогоз, очерет), може в 2-3 рази перевищувати масу наземних органів. Поширюючись у 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 відкладами**. Найменш міцно фіксуються ^{90}Sr і ^{137}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}Cs фіксується міцніше, ніж ^{90}Sr , і це підтверджується результатами дослідів з витіснення радіонуклідів різними десорбуючими розчинами. Перехід ^{90}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}Cs практично не залежить від рН середовища.

Розділ 6. Міграція радіонуклідів у водних екосистемах

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Перелічіть основні джерела та шляхи надходження радіонуклідів у водні об'єкти.
2. Основні чинники, що формують рівень радіаційного забруднення водойм та його радіонуклідний склад.
3. Основні групи радіонуклідів за характером їх розподілу по основних компонентах водної екосистеми.
4. Гідрологічні та гіdroхімічні чинники, що впливають на розподіл радіонуклідів у воді.
5. Дайте оцінку ролі донних відкладів у розподілі радіонуклідів ланками водних екосистем.
6. Опишіть особливості перерозподілу ^{137}Cs і ^{90}Sr у водних екосистемах.
7. Особливості накопичення і розподілу радіонуклідів у різних типах водойм.

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Герасимов О.І. Радіоекологія за галузями: Підручник. Одеськ. держ. екол.-ний ун-т. Одеса: ТЕС, 2016. 100 с.
2. Гудков, Д., Кузьменко, М., Кіреєв, С., Назаров, О., Шевцова, Н., Дзюбенко, О., & Калгян, О. Радіоекологічні проблеми водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС. Вісн. НАН України, 2008. № 4. С. 44–55.
3. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашипаров В.О., Кутлахмедов Ю.О., Гудков Д.І., Лазарєв М.М. Радіоекологія: навч. посіб. Київ: 2010. 417 с.
4. Клименко М.О., Клименко О.М., Клименко Л.В. Радіоекологія : підручник. Рівне : НУВГП, 2020. 304 с.
5. Ландін В.П., Проневич В.А., Коніщук В.В., Чоботько Г.М., Райчук Л.А., Стадник А.П. Радіоекологічні аспекти використання торфоболотних ґрунтів. Агроекологічний журнал. 2018. № 3. С. 12–20.
6. Прістер Б.С. Проблемы сельскохозяйственной радиобиологии и радиозэкологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления: монография. НАН Украины, Ин-т проблем безопасности АЭС. Чернобыль (Киев. обл.): Ин-т проблем безопасности АЭС, 2008. 320 с.
7. Долін В. В., Бондаренко Г. М., Орлов О. О. Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи : Моногр. НАН України. Ін-т геохімії навколиш. середовища. Київ: Наук. думка, 2004. 221 с.
8. Славова Т.В., Вегунов В.А., Славов В.П. Сільськогосподарська радіоекологія в Україні: історичні витоки, становлення, розвиток. Монографія. За редакцією чл.-кор. НААН України В.П. Славова. Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014. 226 с.

7. ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ДІЇ ВИПРОМІНЮВАННЯ НА БІОЛОГІЧНІ ОБ'ЄКТИ

7.1. РОЛЬ УМОВ ОПРОМІНЕННЯ В ДІЇ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ НА ОРГАНІЗМ

Вплив іонізуючої радіації на організм залежить від рівня поглиненої дози, часу та потужності опромінення, обсягу уражених тканин, виду випромінювання та типу опромінення (зовнішнього чи внутрішнього).

Рівень поглинених доз є ключовим фактором, що визначає реакцію організму. Наприклад, одноразове опромінення собаки гамма-променями в дозі 3,5–4 Гр спричиняє тяжку променеву хворобу, тоді як доза 35 сГр призводить лише до тимчасового зниження кількості лімфоцитів і нейтрофілів у крові.

Час опромінення впливає на наслідки через процеси відновлення в тканинах. При одноразовому опроміненні дозою 6,5 Гр можливий летальний результат, тоді як доза 7,8 Гр, розподілена на рік (0,65 сГр на місяць), не спричиняє загибелі.

Дослідження показують, що зниження потужності дози при тій самій поглиненій дозі зменшує біологічний ефект. Наприклад, у дослідженнях Г. Лангендорфа ураження ретикулоцитів у мишей при дозі 200 Р було максимальним за потужності 1 Р/хв, а за потужностей 0,5; 8 і 50 Р/хв спостерігався менший ефект.

Різниця в біологічному впливі за однакових доз, але різної потужності, пояснюється здатністю організму до відновлення. При низькій потужності швидкість ушкоджень співставна з темпом регенерації. Висока потужність випромінювання зменшує ефективність відновних процесів, що посилює біологічний ефект. Проте при короткочасному інтенсивному опроміненні частина дози витрачається на поглинання кисню тканинами, а подальше опромінення відбувається в умовах його дефіциту, що обмежує вплив.

Ступінь променевого ураження, що розвивається після опромінення, значною мірою залежить від того, піддається опроміненню все тіло або тільки якась його частина. Наприклад, у собаки при опроміненні її смертельною дозою досить екранувати живіт, щоб запобігти летальному результату. Інший приклад: при променевій терапії злоякісних новоутворень у хворих в ураженій пухлиною тканині утворюється поглинена доза, що досягає тисяч рад, тобто доза, що у багато разів перевищує абсолютно смертельну для людини в разі тотального опромінення.

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти

Численними дослідженнями було показано, що ефект променевого впливу на організм залежить не тільки від поглиненої дози і її фракціонування в часі, але в значній мірі і від просторового розподілу поглиненої енергії, яке характеризується ЛПЕ (*лінійна передача енергії* – фізична характеристика якості іонізуючого випромінювання; величина іонізаційних втрат енергії на одиниці шляху в речовині). ЛПЕ визначається як відношення повної енергії dE, переданої речовині часткою внаслідок зіткнень на шляху dl, до довжини цього шляху. Після оптимального значення ЛПЕ, коли спостерігається максимум уражених одиниць на одиницю дози (тобто розмінюється рівно стільки енергії, скільки потрібно для ураження всіх мішеней), **настає ефект надлишкового ураження (overkill)**. Деякі аспекти цієї залежності ми вже розглянули при вивченні поняття ВБЕ (*відносна біологічна ефективність ІВ* – показник, необхідний для кількісної оцінки якості випромінювання. ВБЕ оцінюють порівнянням дози випромінювання, що викликає певний біологічний ефект, з дозою стандартного випромінювання, який зумовлює той же ефект. Раніше в якості стандартного приймалося рентгеновське випромінювання, що генерується при напрузі на трубіці в 180-250 кВ) і **коефіцієнта якості**.

Підвищена, у порівнянні із зовнішнім, небезпека внутрішнього опромінення за рахунок інкорпорованих радіонуклідів обумовлена декількома причинами:

1) Здатність деяких радіонуклідів вибірково накопичуватися в окремих органах і тканинах, званих «критичними» (наприклад, 30% йоду депонується в щитовидній залозі, яка становить лише 0,03% маси тіла);

2) Значний час дії опромінення до моменту виведення радіонукліда з органу або його розпаду. Теоретично (тобто при допущенні, що виведення радіонукліда відбувається за експоненціальним законом) швидкість біологічного виведення характеризується постійною « λ_b », а ефективна швидкість виведення λ_{ef} – сумою постійних $\lambda_{ef} = \lambda_b + \lambda_p$, де λ_p – постійна радіоактивного розпаду ($\lambda_p = 0,693/T_{0,5}$). Тоді ефективний період напіввиведення нукліда з організму дорівнює:

$$T_{ef} = 0,693 / \lambda_{ef} = T_b \times T_{0,5} / (T_b + T_{0,5}); \quad (7.1)$$

3) Зростання небезпеки впливу високоіонізуючих α - і β -випромінювань, які не дієві або малодієві для внутрішніх органів при зовнішньому опроміненні через низьку проникаючу здатність.

Розглядаються 3 шляхи проникнення радіонуклідів у організм: 1) через органи дихання; 2) через шлунково-кишковий тракт і 3) через шкіру або пошкодження шкіри. Цими шляхами радіонукліди спочатку потрапляють у кров,

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти
потоком якої потім разносяться по всьому тілу або переважно в критичні органи.

Найбільш небезпечний перший шлях, оскільки за робочу зміну людина згідно з розрахунками вдихає за 6 годин – 9 м^3 повітря (за добу 20 м^3), а з їжею споживає лише 2,2 л води. Крім того, засвоєння і відкладення в організмі радіонуклідів у цьому випадку вище, ніж при ковтанні. Засвоєння через неушкоджену шкіру в 200–300 раз менше, ніж через шлунково-кишковий тракт, і не має істотного значення в порівнянні з першими двома шляхами.

Частка нукліда, що потрапив у критичний орган, коливається від 0,01% до 100%. Це залежить від природи радіонукліда, від відмінностей хімічної форми (розчинна або нерозчинна), а для легеневого шляху – ще й від розмірів (дисперсності) аерозольних часток.

За характером розподілу нуклідів в організмі, як вже було зазначено, чітко видно три групи:

- 1) концентруються в кістках (^{45}Ca , ^{90}Sr , ^{239}Pu і ін.);
- 2) в печінці (^{60}Co і ін.);
- 3) у всьому тілі (^3H , ^{14}C , ^{137}Cs та ін.).

Біологічні періоди напіввиведення радіонуклідів з різних органів різні: від десятків діб до (практично) нескінченності. Наприклад: ^{137}Cs – 70 діб, ^{90}Sr – 50 років, а ^{239}Pu – 200 років. Ефективні періоди напіввиведення: ^{90}Sr – 18 років, а ^{239}Pu – 200 років (**табл. 7.1**).

***Біологічний період напіввиведення** – це час, за який активність (або число радіоактивних ядер) за рахунок виведення з організму з продуктами метаболізму в середньому зменшиться у два рази.*

***Ефективний період напіввиведення** – це час, за який активність (або число радіоактивних ядер) за рахунок розпаду і виведення з організму з продуктами метаболізму в середньому зменшиться у два рази.*

7.2. НАЙВАЖЛИВІШІ РЕАКЦІЇ ОРГАНІЗМУ ЛЮДИНИ НА ДІЮ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ

Усі наслідки, які розвиваються при опроміненні організму людини, можуть бути умовно розділені на дві групи: **соматичні** і **спадкові**. Радіаційний ефект називається **соматичним**, якщо він виникає в організмі людини, який піддавався опроміненню, і **спадковим** (генетичним), пов'язаним з пошкодженням генетичного апарату і виявляється в наступному або подальших поколіннях людини, яка зазнала опромінення. Соматичні ефекти можуть виявлятися швидко і через значний час. Тому їх поділяють на ранні і пізні. Ранні ефекти виявляються за кілька

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти днів або тижнів, пізні – за кілька місяців або років. Наприклад, катаракта виявляється після кількох місяців, рак – за кілька років.

Таблиця 7.1. Періоди напіввиведення радіоактивних елементів з шлунково - кишкового тракту та легенів

Елемент	Ізотоп	Період напіввиведення, доба	
		Біологічний	Ефективний
Тритій	^3H	13	12
Плутоній	^{239}Pu	6500	6300
Вуглець	^{14}C	10,01	10
Уран	^{238}U	200,01	200
Натрій	^{24}Na	11	0,6
Радій	^{226}Ra	8100	1800
Фосфор	^{32}P	257	1305
Церій	^{144}Ce	563	191
Полоній	^{210}Po	30	25
Калій	^{40}K	58	0,52
Барій	^{140}Ba	70	65
Кальцій	^{45}Ca	16400	152
Цезій	^{137}Cs	70	65
Рубідій	^{86}Rb	45	13,2
Йод	^{131}I	138	7,6
Стронцій	^{89}Sr	1300	50,3
Рутеній	^{106}Ru	16	15
Цирконій	^{95}Zr	450	56
Ніобій	^{95}Nb	760	33,5

Джерело: сформовано авторами на основі загальновідомих наукових даних

При оцінці ймовірності розвитку можливих наслідків опромінення в останні роки стали широко застосовувати поняття **стохастичні** та **нестохастичні (детерміновані)** ефекти (рис. 7.1).

Стохастичні ефекти (ймовірні) можуть виникати за будь-яких доз випромінювання, оскільки вони пов'язані з випадковою взаємодією випромінювання з молекулою ДНК. Такі ефекти не мають дозового порога, а їх ймовірність зростає пропорційно до дози. Водночас сумарний результат ефектів не залежить від дози, що відрізняє їх від детермінованих ефектів.



Рис. 7.1. Спрощена класифікація біологічних ефектів іонізуючого опромінення

Джерело: авторська графіка на основі загальноновідомих наукових даних

Для оцінки ймовірності стохастичних ефектів використовується лінійна безпорогова гіпотеза, згідно з якою частота ефектів монотонно зростає з дозою, починаючи від нуля.

Іноді доцільно застосовувати лінійно-квадратичну чи іншу зростаючу модель залежності, але загальним залишається відсутність дозового порога.

Деякі дослідники ставлять під сумнів лінійну безпорогову гіпотезу, вказуючи на можливу корисність малих доз опромінення, проте доказів на користь жодної точки зору поки недостатньо. Необхідні подальші дослідження для глибшого розуміння впливу малих доз і вдосконалення системи регулювання.

Для працівників, що працюють з іонізуючим випромінюванням (ІВ), рекомендована річна доза становить 20 мЗв, для решти населення – 1 мЗв на рік. Основним документом, що регламентує радіаційну безпеку в Україні, є «Норми радіаційної безпеки України – НРБУ-97», які діють з 1 січня 1998 року. Ці норми розроблені відповідно до Конституції та законодавства України з метою захисту окремих осіб, їх потомства та людства загалом, а також для забезпечення умов безпечної практичної діяльності, пов'язаної з впливом ІВ.

Дозові межі, встановлені НРБУ, ураховують:

- дозу, яку одержують при медичному обстеженні або лікуванні;
- дозу опромінення від природних джерел випромінювання;
- дозу, що пов'язана з аварійним опроміненням населення;
- дозу опромінення від техногенно-підсилених джерел природного походження.

У НРБУ проведена чітка різниця між дозовими межами для різних категорій населення, яке зазнає опромінення:

- категорія А – персонал, що безпосередньо працює з ІВ;
- категорія Б – обмежена частина населення (люди, які безпосередньо не працюють з ІВ, але за умовами проживання або розміщення робочих місць можуть зазнавати опромінення);
- категорія В – усе населення.

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти

При цьому розподіл дози опромінення протягом календарного року не регламентується. Для жінок дітородного віку (до 45 років) і для вагітних жінок діють такі обмеження:

- до вступу спеціальних нормативів для вагітних жінок на виробництві (категорії А, Б) установлені допустимі рівні у 20 разів нижчі, ніж для відповідних рівнів категорії А;

- для жінок дітородного віку, які віднесені до категорії А, вводиться додаткове обмеження опромінення: середня еквівалентна доза зовнішнього локального опромінення (зародка і плоду) за кожні два місяці не повинна перевищувати 1 мЗв. При цьому за весь період вагітності ця доза не повинна перевищувати 2 мЗв, а межа річного надходження для вагітних установлюється на рівні 1/20 допустимого надходження для категорії А;

Обмеження встановлені в середньому за кожні наступні 5 років, але не більше 50 мЗв за окремий рік. Визначено три групи органів тіла людини, опромінення яких викликає різні наслідки:

- 1 – все тіло, червоний кістковий мозок, гонади;
- 2 – м'язи, щитовидна залоза, жирова тканина, внутрішні органи;
- 3 – кісткова тканина, шкіряний покрив, кисті, передпліччя, щиколотки і стопи.

Таблиця 7.2. *Порушення в організмі людини залежно від величини поглиненої дози*

Поглинена доза, Гр	Порушення в організмі людини
до 0,25	Видимих порушень немає
0,25 - 0,50	Можливі зміни в крові
0,5 - 1,0	Зміни в крові, нормальний стан працездатності порушується
1,0 - 2,0	Погіршується самопочуття, можлива втрата працездатності
2,0 - 4,0	Втрата працездатності, можливий смертельний наслідок
4,0 - 5,0	Смертельні випадки до 50 % від загальної кількості опромінених
6,0 і більше	Смертельні випадки до 100 % від загальної кількості опромінених

Джерело: сформовано авторами на основі загальновідомих наукових даних

Нестохастичними (детермінованими, пороговими) називають ефекти, для яких тяжкість ураження змінюється в залежності від дози і для яких, отже, може існувати поріг дії. Такі реакції мають адаптивну відповідь неспецифічного характеру, зумовлюють посилення стійкості організму до дії несприятливих факторів різної природи. Подібні ефекти виникають тоді, коли число клітин, які загинули

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти

в результаті опромінення, які втратили здатність до відтворення або нормального функціонування, досягає критичного рівня, при якому проявляються порушення функцій уражених органів. При малих дозах опромінення ймовірність виникнення таких ефектів практично дорівнює нулю, але вище певного дозового порогу вона швидко зростає з дозою аж до одиниці. При дозах опромінення вище деякого порога ефект спостерігається в усіх індивідів, а ступінь його вираженості зростає зі збільшенням дози (ступінь тяжкості ураження детермінована величиною дози).

Прикладами нестохастичних ефектів є: променеві опіки, променевий синдром (променева хвороба), катаракта, випадіння волосся, безплідність, ураження органів та систем.

1) **Променева хвороба.** При одномоментному значному опроміненні людини або швидкому розподілі дози ефект від опромінення (симптоми променевої хвороби) з'являється вже в першу добу, причому ступінь ураження залежить від поглиненої дози. Залежність частоти виникнення гострої променевої хвороби (ГПХ) від дози починається з нуля при пороговій дозі 0,5 Гр і досягає 100% близько 1,5 Гр, із середньою частотою виникнення (50%) при дозі 1 Гр. При дозах менше 1 Гр спостерігаються лише легкі реакції організму (зміни в крові, вегетативні порушення). При дозах понад 1 Гр розвивається променева хвороба, тяжкість якої залежить від дози:

Легкий ступінь – 1–2 Гр

Середній ступінь – 2–4 Гр

Тяжкий ступінь – 4–6 Гр

Украй важкий ступінь – понад 6 Гр

Дози понад 6 Гр без медичної допомоги є смертельними. За визначенням А.К. Гуськова (2001), ГПХ є формою захворювання, що характеризується ураженням органів і тканин, що призводить до основних клінічних симптомів, таких як кістково-мозкові, кишкові або церебральні ураження, або їх поєднання.

2) **Променеві опіки.** Залежно від поглиненої дози іонізуючої радіації мають місце: реакції I ступеня (при дозі 8–12 Гр) – еритематозний дерматит; II ступеня (при дозі 12–30 Гр) – вологий епідерміт; III ступеня (при дозі 30–50 Гр) – виразковий дерматит, і IV ступеня (при дозі понад 50 Гр) – з явищами некрозу, що виявляється в різних формах – від випадіння волосся, лущення шкіри і легкої пігментації (при I ступеня опіку) – до виразково-некротичних уражень з утворенням трофічних виразок (при IV ступені променевого ураження).

3) При тривалому, повторюваному зовнішньому або внутрішньому опроміненні людини в малих, але істотно (у 10 разів і більше) перевищуючих рівнів,

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти допустимі для професіоналів, можливий розвиток **хронічної променевої хвороби**. При цьому рівень доз, необхідний для розвитку хронічної променевої хвороби, повинен перевищувати 0,1 Гр в рік і сумарно досягати величини не менше 0,7–1,5 Гр. У залежності від клінічного перебігу розрізняють 3 ступені тяжкості хронічної променевої хвороби.

4) Розвиток **катаракти** спостерігалось в осіб, які пережили атомні бомбардування в Хіросімі і Нагасакі, у ряду фізиків, що працювали на циклотронах, у хворих, очі яких піддавалися опроміненню з лікувальною метою. Одномоментна катарактогенна доза іонізуючої радіації, на думку більшості дослідників, лежить у межах 2 Гр. Прихований період до появи перших ознак розвитку ураження зазвичай складають від 2 до 7 років.

5) **Скорочення тривалості життя** внаслідок впливу іонізуючої радіації на організм було виявлено в експериментах на тваринах (припускають, що це явище обумовлено прискоренням процесів старіння і збільшенням сприйнятливості до інфекцій). Тривалість життя тварин, опромінених дозами, близькими до летальних, скорочується на 25–50% у порівнянні з контрольною групою. При менших дозах термін життя тварин зменшувався на 2–4% / Зв. Було показано, що тривале хронічне опромінення щурів у дозах 0,5Р/добу також дає достовірне скорочення тривалості їх життя. Менші дози можуть, за повідомленнями деяких авторів, навпаки збільшити термін життя експериментальних тварин. Останнє, як вважають обумовлено загальною стимулюючою дією малих доз опромінення, підвищенням стійкості тварин до інфекцій. Гостре променеве ураження, що виявляється у формі гострої променевої хвороби, на загальну думку, призводить до скорочення тривалості життя людини, однак кількісна залежність цього явища ще не виявлена. Достовірні дані про скорочення термінів життя людини при тривалому, хронічному опроміненні малими дозами до теперішнього часу відсутні. У даний час немає науково обґрунтованих даних, щоб стверджувати, що мале підвищення навколишнього природного радіаційного фону шкідливе для населення з точки зору тривалості життя.

***Гормезис** – це дозова відповідь біологічних організмів на низькі рівні агентів або стресових факторів, яка характеризується стимулюючим ефектом. У рамках радіаційного гормезису малі дози радіації можуть мати позитивні або захисні впливи, наприклад, стимулювати відновлювальні процеси, сприяти росту клітин або покращувати імунітет.*

6) **Стимуляційні ефекти** при дії ІВ і радіаційний **гормезис**. Поняття «гормезису» (інверсія) запозичене з фармакології і означає здатність багатьох речовин при їх введенні в організм надавати, у залежності від дози, діаметрально протилежну дію. Термін «радіаційний гормезис» був запропонований в 1980 році

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти американським дослідником Т.Д. Люккі і міцно увійшов у радіобіологію після його публікації.

Є велика кількість спостережень і критеріїв на користь існування радіаційного гормезису:

- 1) стимуляція проростання насіння і росту численних видів рослин;
- 2) підвищення активності окремих ферментів і їх комплексів;
- 3) стимуляція фізіологічної діяльності бактеріальних клітин і ізольованих клітин ссавців;
- 4) збільшення тривалості життя гідробіонтів, мучного хрущака і дрозофіл при одноразовому опроміненні, а мишей і щурів в умовах хронічного опромінення при вкрай низькій потужності дози;
- 5) збільшення резистентності до повторного опромінення вражаючими дозами – явище отримало назву «адаптивна відповідь»;
- 6) зниження смертності від раку у людини, показаному в епідеміологічних дослідженнях останнього часу;
- 7) відсутність будь-яких проявів погіршення здоров'я, скорочення тривалості життя і підвищення онкологічної захворюваності серед населення, що проживає в умовах різко підвищеного природного радіаційного фону;
- 8) погіршення низки фізіологічних показників при утриманні біологічних об'єктів в умовах зменшення природного радіаційного фону, створюваного за допомогою екранування.

Малі дози радіації – це рівні радіації, що знаходяться вище природного радіаційного фону, але зазвичай нижчі за ті, які здатні спричинити гострі радіаційні ефекти. Проте, визначення цього терміну варіюється серед фахівців. Деякі з основних підходів включають:

- радіаційні дози, які перевищують природний фон у 10 разів;
- дози, які обмежуються зверху значенням, що в 100 разів менше від рівня $LD_{50/30}$;
- для людини малі дози зазвичай трактуються як дози у діапазоні 4-5 рад (0.04-0.05 Гр) при одноразовому опроміненні.

Такі різні визначення вносять певні суперечності у розуміння цього терміну. Наукові дискусії тривають щодо конкретного кількісного визначення малих доз і їх біологічних ефектів.

Цей далеко не повний перелік спостережень свідчить про стимулюючі ефекти наднизьких рівнів опромінення вказує, що крива доза-ефект в її самій початковій частині, яка не піддається поки адекватному вивченню, може відхилятися від лінійної залежності.

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти

Явище гормезису при впливі атомної радіації на біоту, за деяким твердженнями, є критерієм для визначення діапазону «малих доз». Іншими словами, **малими дозами** (потужностями) за обраним критерієм кінцевого радіологічного ефекту для даного виду живих організмів слід вважати ті дози (потужності опромінення), при яких проявляється ефект, діаметрально протилежний спостережуваному при дії великих доз.

До **стохастичних** ефектів належать усі спадкові наслідки дії опромінення, а також деякі соматичні ефекти і, в першу чергу, виникнення злоякісних новоутворень, які обумовлюють головний соматичний ризик опромінення в невеликій дозі. Останній тип стохастичних ефектів радіації визначається ураженням соматичної клітини і індукцією пухлинного росту. Спадкові ж ефекти обумовлені радіаційним пошкодженням генетичного апарату статевої клітини. У результаті передачі порушеною інформації наступним поколінням виникають спадкові дефекти і хвороби самих різних типів. Прояв спадкових ефектів, як і пухлин, можливий при будь-яких дозах опромінення: поріг дози відсутній.

Кількісна оцінка залежності «доза-ефект» для злоякісних новоутворень базується на великому матеріалі, включаючи результати обстеження 100 000 осіб у Хіросімі та Нагасакі, жителів Маршаллових островів, лікарів, шахтарів та інших груп. Виявлено, що через 9–11 років після опромінення зростає частота лейкозів та інших лімфо- та гемобластозів, а середній латентний період для інших злоякісних утворень становить 20–25 років.

Оцінка ймовірності захворювання на рак через опромінення є складною, оскільки багато даних отримано на тваринах і не можуть повністю замінити інформацію про дію радіації на людину. Для надійної оцінки ризику необхідно виконати кілька умов: визначення дози, рівномірний розподіл випромінювання, довгострокове спостереження за населенням та наявність якісної контрольної групи.

Згідно з концепцією безпорогової лінійної залежності, кінцевий ефект від опромінення залежить від популяційної дози. Біологічний ризик опромінення оцінюється через ризик захворювання на лейкоз та рак, особливо в умовах опромінення великих груп осіб.

Незважаючи на вивчені канцерогенні властивості радіації, ризик розвитку раку через низькі дози залишається предметом дискусій. Наприклад, для виявлення додаткових випадків раку молочної залози після одноразового рентгенологічного обстеження, при дозі 0,01 Зв, потрібно обстежити 100 мільйонів жінок. Це нереально, тому зазвичай використовуються групи, які зазнали більших доз.

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти

Лінійна залежність між дозою і ефектом передбачає, що ризик раку пропорційний дозі, однак на практиці радіаційний ефект зазвичай нелінійний, що ускладнює точні прогнози. Через це багато хто вважає лінійне припущення виправданим для забезпечення більш суворих стандартів радіаційної безпеки

7.3. ІОНІЗУЮЧЕ ВИПРОМІНЮВАННЯ І СПАДКОВІСТЬ ЛЮДИНИ

Цитогенетичні ефекти опромінення (зміни у структурі та кількості хромосом в клітинах) необхідно розглядати окремо для зародкових та соматичних клітин.

Для *зародкових* клітин ці ефекти можуть впливати на формування гамет з аномальним набором хромосом, що може призвести до загибелі зиготи, ембріонів чи плоду на різних стадіях розвитку, або викликати самовільне переривання вагітності чи мертвонародження чи народження дитини з вадами. У зв'язку з цим, одним із проявів дії іонізуючого опромінення на статеві клітини є частота народження дітей із хромосомними хворобами. Число таких випадків можна вважати відображенням частоти мутацій.

Генетичні дефекти, спричинені опроміненням, не можна однозначно відокремити від тих, що виникли з інших причин. Порівняно з цим, близько 10% усіх новонароджених мають генетичні дефекти різного типу, включаючи дальтонізм, багатопалість, синдром Дауна, хорею Гентингтона та інші порушення. Природний мутаційний процес, що охоплює понад 1500 локусів, які спричиняють спадкові захворювання, призводить до накопичення «шкідливих» мутацій у популяціях людей, у результаті чого кожна людина несе в своєму генотипі мінімум 2-3 шкідливі мутації в гетерозиготному стані. Це накопичення призвело до появи в кожному поколінні близько 4% дітей, які страждають від спадкових хвороб.

Значна частина природних мутацій у людині, близько 6%, є результатом дії природного радіаційного фону. Відповідно до закону пропорційної залежності (лінійна залежність без порогу" – ЛЗБП) між генетичними порушеннями і дозою радіації, стійке підвищення рівня радіації в оточуючому середовищі, наприклад, на 1 мЗв, може призвести в наступних поколіннях до збільшення випадків спадкових захворювань на 0,04%. Серед 2,5 млрд осіб це складе 1 млн. випадків.

Експерименти на тваринах дозволили встановити кількісну залежність між появою спадкових захворювань і дозою опромінення. Мутагенна доза подвоєння перебуває в діапазоні 0,5–2,5 Зв, на дрозофілах ця доза виявилася значно меншою – 0,05 Зв. Це свідчить про те, що дія радіації є слабким мутагеном для ссавців.

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти

Крім того, зниження потужності дози, тобто розподіл отриманої дози у часі, призводить до значного зменшення числа мутацій. Таким чином, при хронічному опроміненні малими дозами знижується кумулятивна дія радіації за цим показником.

За допомогою поправочних коефіцієнтів оцінюють ризик генетичних ушкоджень і для людини. При опроміненні в 1 Зв великої популяції людей очікується на тисячу новонароджених 3–6 випадків з генетичними вадами. При збільшенні дози відповідно зростатиме й число випадків з дефектами. Для зниження цієї небезпеки рекомендовано чоловікам, опроміненим дозою 1 Зв і протягом року після опромінення. Дослідження на тваринах показали, що опромінення жінок менш небезпечно щодо генетичних ушкоджень.

Дані про дію радіації на геном **соматичних** клітин не мають прямого значення при оцінці генетичних наслідків опромінення для майбутніх поколінь, однак вони дуже важливі для прогнозування шкоди безпосередньо опроміненого індивіда, тому що виразно показана роль опромінення в таких віддалених наслідках як злоякісні новоутворення і раннє старіння. Низка чинників підтверджує мутаційну теорію раку (клонове походження пухлинних клітин, випадковий характер їх виникнення, близький порядок частот появи мутантних і малігнізованих клітин).

При опроміненні найчастіше виникає лейкемія, рак легенів, рак грудей у жінок. Решта видів раку (печінки, шлунка та ін.) спостерігаються значно рідше. Зазвичай між опроміненням і захворюванням проходить 15–20 років. Звичайно, не всі опромінені обов'язково захворіють: серед 100000 опромінених у дозі 3 Зв ймовірно захворювання 100–120 осіб на різні форми раку. Причому, як тепер показано, ця ймовірність залежить не тільки від дози опромінення, а й від інших причин, що діють у період між опроміненням і захворюванням. Виявлено, що вплив на опромінений організм багатьох канцерогенних речовин, присутніх у навколишньому середовищі навіть у таких кількостях, які самі по собі нешкідливі, у багато разів збільшує ймовірність захворювання на рак.

Генетична дія іонізуючого випромінювання (ІВ). Мутагенну дію іонізуючої радіації вперше було встановлено радянськими дослідниками Г.А. Надсоном і Г.С. Філіповим у 1925 р. у дослідях на дріжджах. У 1927 р. це відкриття було підтверджено Г. Меллером на класичному генетичному об'єкті – дрозофілі.

Подальші дослідження показали, що іонізуюче випромінювання здатне збуджувати усі види спадкових змін або мутацій: **геномні мутації** (кратні зміни гаплоїдного числа хромосом) (рис. 7.2), **хромосомні мутації** або **хромосомні аберації** (структурні або чисельні зміни хромосом) (рис. 7.3) і **точкові** або **генні**

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти
мутації (зміни молекулярної структури генів) (рис. 7.4).

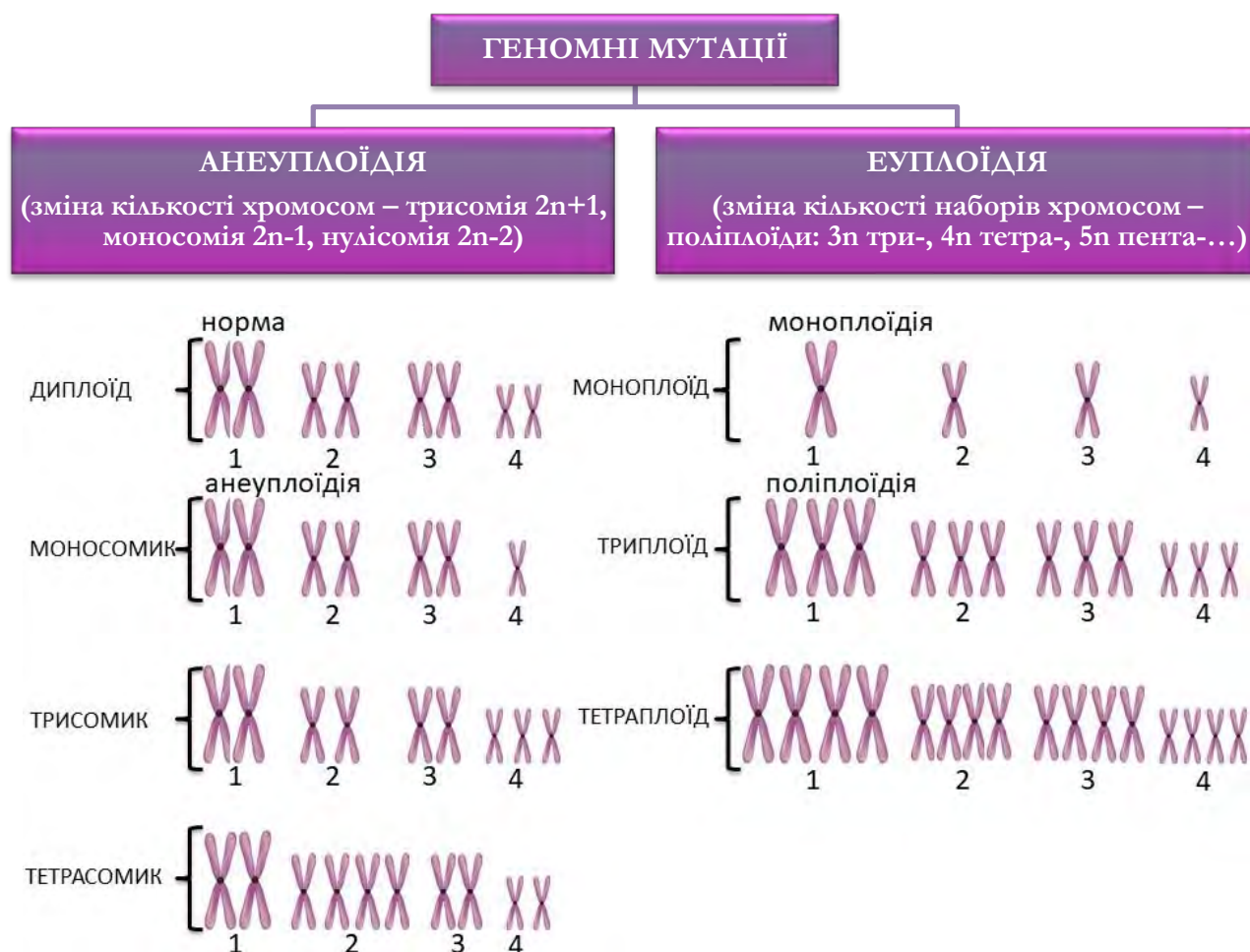


Рис. 7.2. Геномні мутації

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

Спектр мутацій, індукованих іонізуючим випромінюванням, не відрізняється від спектра спонтанних мутацій.

Мірою генетичної дії ІВ є доза, яка подвоює кількість мутацій. Оцінити її нелегко. Для ссавців, деяких радіочутливих видів рослин вона варіює в досить широкому діапазоні доз – від 0,1 до 1 Гр.

Генні мутації. На підставі кількісного обліку генних мутацій було встановлено залежність частоти їх виникнення від дози опромінення. Показано, що частота летальних мутацій в статевих клітинах досліджених лабораторних тварин зростає прямо пропорційно дозі іонізуючого випромінювання:

$$N/N_0 = k \times D, \quad (7.2)$$

де N_0 – кількість спонтанних мутацій; N – загальна кількість мутацій за

винятком контролю; D – доза опромінення; k – коефіцієнт пропорційності зростання мутацій.

Графічне вираження цієї залежності показує, що будь-яка мала доза іонізуючої радіації призводить до підвищення частоти мутацій в порівнянні з рівнем спонтанних мутацій.

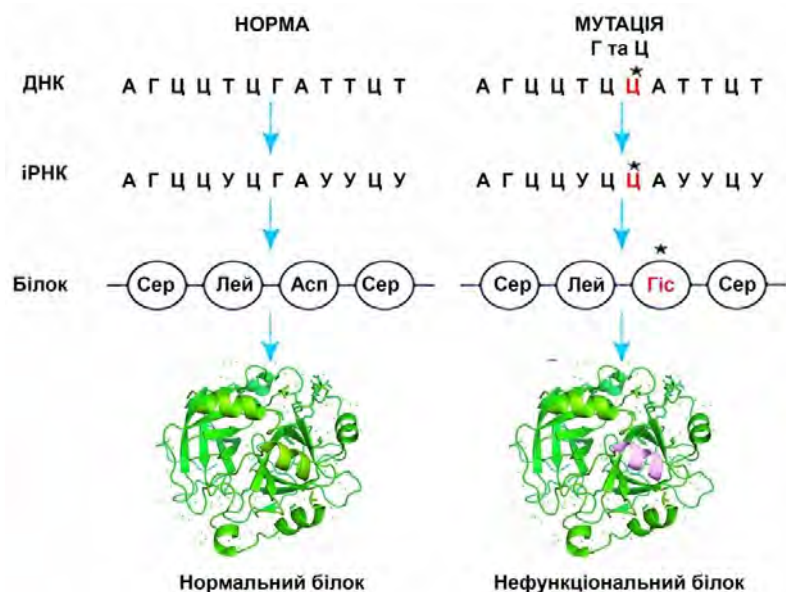


Рис. 7.4. Генні мутації

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

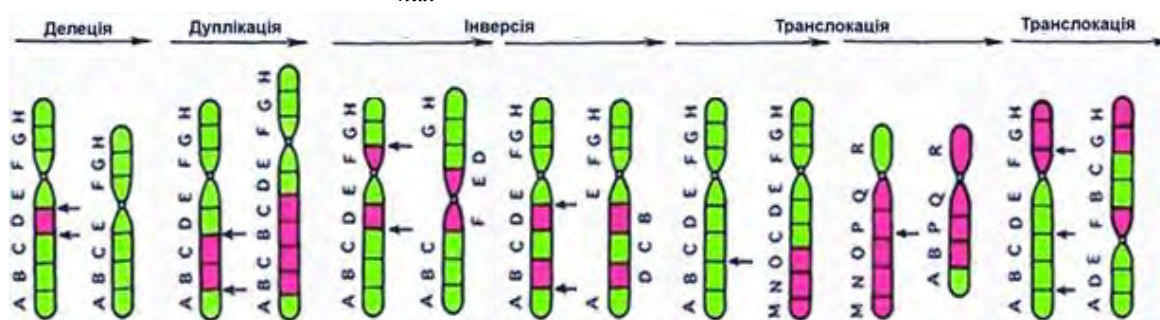


Рис. 7.3. Хромосомні аберації

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

При дозі 10 мГр у популяції з 10^6 новонароджених спостерігається 63 випадки генетичних захворювань у першому поколінні (0,06% від рівня спонтанних мутацій, 10,5%), а загалом – 185 випадків (0,17% від природних захворювань). Проте ці дані є неточними, оскільки залежать від таких факторів, як порівняльність спонтанних і радіаційних мутацій та частота їхнього вибуття з популяції.

Експериментальні дослідження на опромінених мишах показали, що між первинним ушкодженням і його реалізацією відбувається репарація. Подовження експозиції або фракціонування дози значно знижує кількість мутацій. Відомо, що доза менше 8 мГр/год (до 0,007 мГр/год) при впливі на сперматогонії мишей спричиняє утворення лише 1/3 мутацій, що виникають при більших дозах.

Генні мутації, які реалізуються, можуть бути стійкими завдяки конваріантній редуплікації ДНК (подвоєння без утворення яких-небудь генетично значущих помилок або змін у секвенційно-кодівій пов'язаності нових копій з

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти
оригінальним генетичним матеріалом), передаючись у всіх наступних клітинних поколіннях або зберігаючись у клітинах.

Хромосомні мутації. Вплив іонізуючої радіації на хромосоми призводить до появи значної кількості хромосомних перебудов, частота яких варіюється залежно від дози. Частота перебудов, спричинених одиночними розривами (наприклад, делеції), зростає лінійно з дозою і є приблизно у 2–2,5 рази меншою, ніж частота змін азотистих основ ДНК при тій самій дозі. Натомість частота перебудов, які виникають внаслідок двох незалежних розривів, зокрема двоударних перебудов (наприклад, транслокацій), збільшується пропорційно квадрату дози. Це пояснюється тим, що ймовірність одночасного виникнення двох незалежних подій дорівнює добутку ймовірностей кожної з них і становить у 1,5 рази менше, ніж частота одиночних розривів при певній дозі.

Прямі цитологічні дослідження клітин із хромосомними аномаліями підтверджують, що частота хромосомних аберацій залежить від щільності іонізації. Випромінювання з меншою енергією, але більшою щільністю іонізації ефективніше індукують хромосомні перебудови. Наприклад, нейтрони з енергією 7,5 МеВ викликають більше перебудов, ніж нейтрони з енергією 15 МеВ. Ще менш ефективними є рентгенівські та гамма-промені. Таким чином, корпускулярні випромінювання частіше спричиняють хромосомні перебудови, ніж електромагнітні, через різницю в щільності іонізації.

Також встановлено, що опромінення у чистій кисневій атмосфері підвищує частоту мутацій, тоді як опромінення в атмосфері азоту її знижує. Наприклад, підвищення концентрації кисню від 0% до 21% лінійно збільшує кількість хромосомних перебудов, а подальше підвищення концентрації кисню є менш ефективним.

Ці явища свідчать, що хромосомні перебудови є наслідком незворотних пошкоджень генетичного матеріалу клітини, спричинених дією іонізуючого випромінювання. Під час опромінення в ядрі клітини можуть виникати як повноцінні, так і потенційні розриви хромосом. Приховані розриви можуть перетворитися на справжні або залишитися нереалізованими залежно від умов у клітині після опромінення. Кількість зафіксованих мутацій визначається двома чинниками: кількістю первинних ушкоджень хромосом у момент радіаційного впливу та ймовірністю їх переходу в кінцеві мутації.

На підставі численних досліджень встановлено, що здатність розірваних кінців хромосом до з'єднання або відновлення залежить від фази мітотичного чи мейотичного циклів, специфіки об'єкта, характеру випромінювання (вид, доза, потужність, лінійна передача енергії) та біохімічних умов мікрооточення.

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти

Хромосомні аберації у популяціях, опромінених дуже малими дозами, можуть використовуватися як тест для оцінки отриманої організмом дози (біологічна дозиметрія). Проте їх не можна застосовувати як критерій ризику для популяції, оскільки у нормі тканини завжди містять певний рівень хромосомних аномалій (від 0,1% до 2%). Наприклад, у тимусі дорослої тварини щодня гине 10–15% клітин, а популяція лімфоцитів крові повністю оновлюється за два роки завдяки постійному надходженню молодих лейкоцитів. Таким чином, для нормального функціонування організму необхідна загибель окремих клітин, а також спонтанні хромосомні аберації, що ведуть до цієї загибелі.

З іншого боку, у літературі зростає кількість публікацій, які свідчать про зниження рівня мутацій при діях «дуже малих доз» іонізуючого опромінення. Наприклад, для клітин ссавців доза 0,02 Гр знижує спонтанний рівень мутацій, тоді як при дозі 0,05 Гр частота хромосомних аберацій у лімфоцитах крові вже перевищує норму. Для рослинного об'єкта доза, що знижує рівень хромосомних аберацій, становить 0,05–0,1 Гр. Це пояснюється тим, що малі дози опромінення можуть індукувати процеси репарації ДНК. Принципової різниці між впливом радіації на соматичні та зародкові клітини немає: ураження відбувається однаково, але наслідки для кожного типу клітин різняться.

Пошкодження *зародкових* клітин призводить до мутацій (генних і хромосомних), швидкість появи яких залежить від ступеня домінантності та зниження життєздатності. Багато мутацій, особливо рецесивні, можуть збільшуватися в популяціях через генетичні процеси, такі як дрейф генів чи ефект родоначальника. Зазначене сприяє зростанню кількості вроджених вад і аномалій обміну речовин. У *соматичних* клітинах мутації можуть спричиняти їх загибель або формування нових властивостей, які виводять клітину з-під контролю.

Згідно з безпорогово-лінійною гіпотезою, навіть одна мутація у проонкогенному локусі ДНК може викликати пухлину за невеликих доз опромінення. Однак сучасні дослідження довели, що малігнізація є багатоступінчастим процесом, що потребує змін у щонайменше семи локусах, які контролюють синтез ростових факторів клітини. Це спростовує теоретичну основу безпорогового канцерогенезу.

Пошкодження ядерного апарату клітини, викликані порушенням обміну нуклеїнових кислот, є ключовим елементом променевого ураження. Синтез ДНК виявляється дуже чутливим до радіації: вже за доз 0,5–1 Гр він значно знижується у тканинах, що постійно оновлюються (кістковий мозок, епітелій кишківника). За летальних доз синтез повністю припиняється через кілька годин.

Розділ 7. Загальна характеристика дії випромінювання на біологічні об'єкти
Синтез РНК є більш стійким, але через добу після опромінення його швидкість також знижується.

Чутливість білків до радіації визначається радіочутливістю амінокислот. Найбільш чутливі до опромінення сірковмісні, циклічні та азотовмісні амінокислоти. У ліпідних структурах іонізуюче випромінювання в присутності кисню утворює вільні радикали й перекиси, які викликають ланцюгові реакції окислення. Унаслідок цього формуються токсичні продукти (ліпоперекиси, епоксиди, альдегіди), які можуть спричиняти симптоми отруєння, подібні до радіаційного ураження. Ці дані лежать в основі ліпідної теорії впливу іонізуючого випромінювання на організми. Пошкодження мембран через їхню чутливість до радіації може порушувати метаболічні процеси.

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Основні чинники впливу іонізуючої радіації на живий організм.
2. Дати визначення поняттям біологічного і ефективного періодів напіввиведення.
3. Поняття стохастичних і детермінованих ефектів.
4. Дозові межі опромінення для різних категорій населення згідно з НРБУ.
5. Види спадкових змін або мутацій радіаційного генезису.
6. Безпорогово-лінійна гіпотеза бластогенезу (канцерогенезу).

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Гудков І.М. Радіобіологія: Підручник для вищ. навчальних закладів. – Київ: НУБіП України, 2016. 485 с.
2. Кашипаров В.А. Влияние физико-химических форм радионуклидов на их биологическую доступность. Вісник аграрної науки. 2001. №4. С. 11–17.
3. Норми радіаційної безпеки України доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000) [Електронний ресурс]: Постанова України № 116, від 12.07.2000. Режим доступу: <http://zakon.nau.ua/doc/?code=v0116488-00>.
4. Носовський А.В., Бондар Б.М. Дозиметрія та захист від іонізуючого випромінювання: підруч. для студентів ВНЗ, які навчаються за спец. "Атомна енергетика". НАН України. Ін-т проблем безпеки атом. електростанцій. Київ : Фенікс, 2020. 406 с.
5. Перепелятніков Г.П. Основи загальної радіоекології: моногр. Київ: Атіка, 2012. 440 с.

8. ОСНОВИ РАДІОБІОЛОГІЇ ЛЮДИНИ

8.1. ВІДДАЛЕНІ НАСЛІДКИ ДІЇ ВИПРОМІНЮВАНЬ НА ЛЮДИНУ

Форми і прояви віддалених наслідків. Одна з найбільш характерних особливостей, які відрізняють променеву хворобу від інших патологій, полягає в тому, що через доволі тривалий термін після впливу в організмі виникають функціональні порушення.

Розрізняють *непухлинні* і *пухлинні* форми (рис. 8.1). Непухлинні форми включають три види патологічних процесів:

- *гіпопластичні стани* розвиваються в кровотворній тканині, слизових оболонках органів травлення, дихальних шляхів, шкіри та інших органів під впливом високих доз зовнішнього γ -опромінення або інкорпорованих радіонуклідів. Проявляються анемією, лейкопенією, атрофією слизової оболонки шлунку, гастритом та безпліддям. Ці патології важко піддаються лікуванню і погано відновлюються.

- *склеротичні процеси* характеризуються ранніми ураженнями судин, поліморфізмом та атипізмом відновних процесів із формуванням поліплоїдних клітин. Морфологічно проявляються цирозом печінки, атеросклерозом, хронічними дерматитами, некрозами тканин та порушеннями нервової системи.

- *дисгормональні стани* розвиваються незалежно від дози опромінення у 50–100% випадків і, ймовірно, мають опосередкований механізм дії. Виявляються

ожирінням, порушенням секреторних і гормональних функцій, альдостеронізмом, а також патологіями щитоподібної та



Рис. 8.1. Форми і прояви віддалених наслідків дії випромінювань на людину

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

підшлункової залоз.

Пухлинні форми віддалених наслідків виникають частіше при опроміненні інкорпорованими α - і β - випромінювачами. Розрізняють три види пухлин:

- **пухлини, що розвиваються за прямим механізмом** (пухлини кісток, печінки, нирок, легень, сполучної тканини, шкіри);
- **дисгормональні пухлини** (матка, яєчники, передміхурова залоза, пухлини статевих органів, залоз внутрішньої секреції);
- **пухлини складного генезу**, що виникають внаслідок прямого і дисгормонального механізмів (лейкози, пухлини молочних залоз).

Типи віддалених наслідків:

- 1) скорочення тривалості життя,
- 2) виникнення додаткових випадків лейкозів, злоякісних пухлин, катаракт і нефросклерозу,
- 3) зниження плодючості,
- 4) порушення ембріонального розвитку.

Скорочення тривалості життя є найзагальнішим віддаленим наслідком опромінення. Існує пряма пропорційна залежність між дозою радіації та ступенем зменшення тривалості життя. У людей цей процес пов'язаний зі збільшенням частоти захворювань на лейкози та рак. Однак скорочення тривалості життя, не пов'язане з конкретними формами патологій, достеменно не встановлено. У разі ядерного бомбардування відбувається природний відбір сильніших осіб, оскільки слабкіші гинуть переважно під впливом факторів вибуху або в перші терміни після нього. Тому питання впливу радіації на тривалість життя людей залишається відкритим.

Злоякісні новоутворення під дією опромінення можуть виникати в багатьох органах. Найчастіше спостерігаються лейкози, рак молочної залози, шлунку і легень, які здебільшого зумовлені загальним променевим впливом. Пухлини шкіри та кісток є результатом місцевого опромінення – зовнішнього або внутрішнього. Частота лейкозів залежить від дози радіації та відстані від епіцентру вибуху. За тривалого впливу м'якого рентгенівського випромінювання і потоків електронів через багато років можуть розвинути пухлини шкіри та підшкірної клітковини. Нині рак шкіри часто діагностують через 18–25 років після інтенсивної променевої терапії.

Катаракта, або помутніння кришталика, є типовим віддаленим наслідком загального опромінення організму чи місцевого опромінення очей. Це порогова реакція, тривалість латентного періоду якої збільшується з віком. Мінімальна

порогова доза рентгенівського випромінювання при одноразовому впливі становить 2 Гр. При тривалішому розподілі дози у часі частота катаракти зменшується.

До інших віддалених наслідків опромінення належить **нефросклероз**, що розвивається внаслідок пошкодження ниркової тканини та судин під час виведення радіонуклідів із організму. Уражені ділянки ниркової тканини заміщуються сполучною тканиною, яка не виконує функцій нирок. Нефросклероз часто супроводжується стійким підвищенням артеріального тиску.

Механізм віддалених наслідків. Віддалені наслідки опромінення часто пов'язують із проявами прискореного старіння, такими як катаракти, склероз судин, посивіння, які нагадують природні вікові зміни. Однак *«радіаційне старіння»* є наслідком структурно-функціональних змін у клітинах органів, таких як печінка, нирки та кісткова тканина, де виникають точкові мутації та хромосомні аберації. Ці зміни накопичуються, що призводить до функціональної неповноцінності органів і організму загалом. порушення ендокринної регуляції також відіграють значну роль. Таким чином, хоча між природним і «радіаційним» старінням є спільні риси, їх механізми суттєво відрізняються, зокрема через накопичення соматичних мутацій.

Організм після опромінення протягом тривалого часу є функціонально неповноцінною системою. Це проявляється у скороченні тривалості життя, що є незворотною складовою променевого ураження. Дослідження показали, що за доз опромінення, які викликають загибель 50% клітин, нащадки тих клітин, що вижили, часто набувають спадкових змін, так званих **«радіорас»**. У таких клітинах нестабільний ядерний апарат призводить до постійного утворення нежиттєздатних елементів або клітин із порушеними функціями. Одні «радіораси» мають знижену здатність до розмноження та чутливість до стресів, тоді як інші характеризуються неконтрольованим зростанням, нагадуючи злоякісний ріст. Такі ефекти об'єднуються під терміном **«генетична нестабільність»**.

Нащадки клітин опромінених тварин також несуть спадкові аномалії, які проявляються у зниженій функціональній активності й життєздатності організму. Пострадіаційна неповноцінність відновлення організму спричиняє підвищену схильність до захворювань, несприятливого впливу фізіологічних переважень і зовнішніх факторів.

Наслідки опромінення на клітинному рівні охоплюють три основні типи порушень:

- загибель клітин, що призводить до втрати камбіального резерву, наприклад, у гонадах під час променевої кастрації;

- консервація спадкових змін, особливо у тканинах із низькою регенеративною здатністю, що проявляються з часом;
- нелетальні спадкові зміни, які стабільно передаються під час розмноження клітин.

Накопичення ушкоджень генетичного апарату клітин є ключовим механізмом формування віддалених наслідків опромінення. Ці порушення спричиняють розвиток таких станів, як нефросклероз, катаракти, зниження еластичності шкіри та нейродистрофічні розлади. Також важливо враховувати роль епігенетичних змін, які впливають на фенотип і експресію генів без зміни послідовності ДНК.

Крім того, на розвиток наслідків опромінення значний вплив мають порушення ендокринної регуляції, які знижують адаптивні можливості організму. Це особливо виражено в механізмах формування злоякісних пухлин, які часто виникають при загальному опроміненні.

8.2. КЛАСИФІКАЦІЯ ТА ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ РАДІОЗАХИСНОЇ ДІЇ

Уперше ефект хімічного захисту від уражаючої дії іонізуючої радіації був встановлений на водних розчинах при вивченні непрямого ефекту радіації та ролі вільних радикалів і перекисів водного середовища в первинних променевих процесах. Досліджуючи механізми непрямої дії іонізуючої радіації на розчини ферментів, В. Дейл (1940–1942 рр.) показав, що тіосечовина, колоїдна сірка, форміат здатні знижувати радіоліз ферментів. Він припустив, що спостережуваний ефект захисту виявляється в результаті конкуренції за вільні радикали води, що виникають при її радіолізі.

На тваринах ефект хімічного протипроменевого захисту був відкритий тільки в 1949 р., коли Г. Патт і співробітниками виявили, що цистеїн захищає щурів від променевого ураження, а А. Ерве і З. Бак показали на мишах радіозахисну дію ціаніду. У 1950 р. Г. Лімперс і В. Мошер отримали дані про захист мишей тіосечовиною від дії іонізуючої радіації. З. Бак зі співробітниками (1950–1952 рр.) публікує роботи про високу протипроменеву дію на тварин цистеаміну, серотоніну, гістаміну, триптаміну, норадреналіну, тираміну. Усі досліджені препарати були ефективними тільки при введенні до опромінення, тому вони отримали назву **радіопротекторів**, а протипроменевий захист – радіопрофілактичного.

До 1965 р. було вивчено близько трьох тисяч радіопротекторів, що належать до різних класів сполук, однак найбільший радіопрофілактичний ефект

викликали представники лише двох класів – амінотіолів і індолілалкіламінів.

Перш, ніж перейти до розгляду різних механізмів радіопротективного ефекту, необхідно зупинитися на прийнятих у радіобіології кількісних критеріях радіомодифікуючої дії того чи іншого агента. Так, усі радіопротектори розділені на дві основні групи: **короткочасної** та **продовженої дії** (рис. 8.2). До **короткочасних радіопротекторів** належать препарати, захисна дія яких проявляється протягом 0,5–4 годин після введення. Вони найбільш ефективні при опроміненні організму максимально стерпними дозами. В якості засобів індивідуального захисту ці препарати можуть бути використані при захисті від ураження ядерною зброєю, перед радіотерапевтичним опроміненням у медицині, у космонавтиці при тривалих польотах для захисту від сонячних спалахів. До засобів тривалого захисту відносять препарати, що мають радіозахисну дію від однієї доби до декількох тижнів.



Рис. 8.2. Класифікація радіопротекторів

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

Препарати короткочасної дії залежно від структури і механізму захисного ефекту поділяють на такі групи:

- сірковмісні сполуки (β-меркаптоетиламін (меа), цистамін, l-цистеїн, гаммафос, цистофос та ін);
- біологічно активні аміни (серотонін, 5-метокситриптамін, адреналін);
- препарати, що порушують в організмі транспорт кисню (метгемоглобінутворювачі) або його утилізацію клітинами (ціаніди, нітрити);
- похідні імідазолу;
- арілалкіламіни;
- індолілалкіламіни;
- інші радіопротектори.

Механізми радіаційного захисту «класичних» радіопротекторів пов'язані з

первинними радіаційно-хімічними процесами на клітинному рівні, і вони полягають у:

- конкурентному перехопленні та інактивації вільних радикалів;
- фізико-хімічній зміні біологічних молекул-мішеней (зокрема, ДНК) у результаті їх тимчасового зв'язку з протектором;
- створенні у клітині стану «біохімічного шоку» і тимчасової гіпоксії;
- інгібуванні дихальних ферментів і пригніченні дихального центру.

Радіопротектори пролонгованої дії. В умовах хронічного опромінення захисну дію повинні мати тільки радіопротектори, які протягом тривалого часу зберігають свої властивості, тобто високостабільні. Якщо цієї властивості нема, то найефективніші при гострому опроміненні радіопротектори більшості класів, у тому числі й сульфгідрильні сполуки, при хронічному опроміненні не виявляють захисної дії. На відміну від «класичних» радіопротекторів I типу, радіозахисні засоби пролонгованої дії мають широкий спектр фармакологічних властивостей, серед яких протипроменева активність часто не є основною. Радіопротектори II типу найбільш цікавлять фахівців, тому що ця група засобів завжди зберігає ефективність за умов тривалого (до кількох тижнів) використання при пролонгованому фракціонованому опромінюванні.

Основні характеристики радіопротекторів II типу:

- вони ефективні за умов як профілактичного (від кількох годин до 3–4 діб до опромінювання), так і лікувального застосування;
- оптимальний протекторний ефект простежується при опромінюванні у дозах, що не перевищують ЛД_{70–80} («кістково-мозкова загибель») та зі збільшенням дози опромінення їх активність різко знижується;
- реалізація протипроменевого ефекту вимагає декількох годин або днів і зберігається тривалий час;
- протипроменева активність обмежується фізіологічними можливостями конкретних біологічних систем, через які реалізується радіозахисна дія.

Механізми протирадіаційних ефектів протекторів II типу включають:

- активацію сигнальної трансдукції та експресію генів радіаційного відгуку;
- активацію репарації ДНК;
- активацію макрофагів і всієї ретикулоендотеліальної системи;
- стимуляцію секреції цитокінів (монокіни, лімфокіни), інтерлейкінів (IL-1, IL-3, IL-6 та ін.), фактору некрозу пухлин (TNF α) та ін;
- ініціацію продукції гемопоетичних ростових факторів (GM-cSf, SCf, TPO) та ін.;
- стимуляцію проліферації поліпотентних і комітованих СКК.

Розділ 8. Основи радіобіології людини

Третю групу радіозахисних засобів складають неспецифічні стимулятори радіорезистентності (радіомодифікатори), до яких неможливо застосовувати визначення класичних радіопротекторів. На відміну від засобів хімічного захисту, до яких належать радіопротектори I та II типу, стимулятори радіо-резистентності відносять до засобів біологічного захисту. В основі механізмів реалізації проти-радіаційних ефектів радіомодифікаторів, як засобів біологічного захисту, лежить підвищення загальної неспецифічної резистентності організму та модифікації його радіочутливості без побічних токсичних ефектів, що здійснюється завдяки:

- стимуляції нейроімуноендокринної системи з активацією її окремих ланок (гіпофіз-адреналової, гіпоталамо-тимічної, гіпофіз-тиреоїдної) залежно від природи лікарського засобу;
- посиленню функціонування ендогенних антиоксидантних систем;
- безпосередньому субстратному регулюванню біосинтетичних та метаболічних процесів при пострадіаційній репарації тканин;
- полівалентності дії (регулювання тканинного дихання, супутніх процесів перекисного окиснення у мембранних структурах та ін.).

Особлива увага серед цієї групи засобів надається глутатіону (GSH), мелатоніну, рослинним флавоноїдам і поліфенолам. Характерною особливістю радіомодифікаторів є те, що навіть при обмежених протирадіаційних властивостях вони мають достатню біологічну ефективність у підвищенні радіорезистентності при дії радіаційного фактору низької інтенсивності, коли інші радіозахисні засоби неефективні.

Загалом пострадіаційне відновлення має кілька стадій: репараційне відновлення, репопуляційне, регенераційне і компенсаторне (рис. 8.3).

Термінологія і кількісні критерії радіомодифікуючого ефекту. До модифікаторів радіаційного ефекту належать речовини і агенти, що ослаблюють дію іонізуючого випромінювання (ефект захисту), і підвищують чутливість біологічного об'єкта до радіації (ефект сенсibilізації). При цьому передбачається, що ідеальні сенсibilізатори і протектори самі по собі не впливають на кінцевий ефект опромінення.



Рис. 8.3. Стадії пострадіаційного відновлення

Джерело: авторська графіка на основі загальновідомих наукових даних

При дослідженні радіомодифікуючого ефекту різних сполук і агентів незалежно від обраного показника ураження використовуються різні кількісні критерії:

- 1) абсолютна величина різниці між значеннями показника в досліді (опромінення + модифікатор) і контролі (опромінення);
- 2) індекс ефекту (відношення значень показника в дослідній і контрольній групах);
- 3) коефіцієнт захисту (КЗ), що є відношенням різниці між значеннями показника ураженості в контролі і досліді до величини ураженості в контролі;
- 4) фактор зміни дози (ФЗД) - відношення двох рівнозначних за показниками ураженості доз опромінення (як правило при LD_{50}/LD_{30}) у досліді і контролі.

Величина ФЗД є найбільш повною характеристикою ефективності модифікатора. Для її визначення потрібно мати у своєму розпорядженні дозові залежності досліджуваного ефекту, наприклад, криві виживання в досліді і контролі.

Згідно з загальноприйнятим уявленням, радіопротектори, начебто, зменшують ефективну дозу випромінювання. Наприклад, якщо при введенні будь-якого протектора перед опроміненням тварин їх LD_{50}/LD_{30} знижується з 10 до 5 Гр, то фактор зміни дози $ФЗД = 2,0$.

Для згаданих вище амініотіолов і індолілалкіламінів характерна виражена

залежність їх захисної дії від хімічної структури. Навіть невелика зміна останньої призводить до ослаблення або втрати захисного ефекту.

ФЗД щодо більшості детермінованих ефектів опромінення тварин коливається від 1,2 до 3,0 у залежності від конкретних використаних протекторів або їх поєднань, а також від критеріїв оцінки.

Ефективність протипроменевого захисту встановлена на різних видах тварин – мишах, щурах, морських свинках, собаках і мавпах, проте практичне застосування протекторів людиною поки досить обмежена, і ця проблема потребує подальшої розробки.

8.3. ВИКОРИСТАННЯ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ У МЕДИЦИНІ

Циклотрон і його застосування. У 1930 р. Е. Лоуренсом (США) був створений перший циклічний прискорювач - циклотрон на енергію протонів 1 MeV (його діаметр був 25 см). Важкі заряджені частинки (протони, іони) прискорюються в циклотроні змінним прискорюючим полем фіксованої частоти, прикладеним до прискорених електродів, тобто не залежить від енергії частинки.

Сфери використання:

- отримання радіонуклідів для радіаційної медицини;
- синтез радіофармпрепаратів і радіодіагностика;
- виробництво мембран для фільтрів очищення води;
- нейтронна терапія онкохворих;
- опромінення зразків для дослідження;
- структурно-фазовий аналіз сплавів.

Синтез радіофармпрепаратів для ядерної медицини. Радіофармпрепаратами називають спеціально синтезовані біологічно активні речовини, частина молекул яких містить певний радіонуклід (молекули, «мічені» радіонуклідом). Уведені радіонукліди поведуться в біологічних системах так само, як і стабільні ізотопи цих елементів. Відстежуючи радіонуклід за його випромінюванням, яке мізерно мале з точки зору впливу на організм, але при цьому надійно вимірюється високочутливими детекторами, медики отримують можливість вивчати міграцію, перетворення, накопичення, виведення «міченої» біологічно активної речовини і на підставі цього зробити висновок про функціонування досліджуваних органів або тканин.

Як приклад, використання даних радіофармпрепаратів можна привести діагностику і лікування щитоподібної залози за допомогою ^{123}I . Радіоізотопна

діагностика з використанням радіоіотопів йоду дала людству сучасні знання про функції щитовидної залози та значно покращила лікування її захворювань. Препарати з йодом застосовують для вивчення обмінних процесів у організмі, а також для діагностики та лікування багатьох хвороб, адже йод входить до складу біологічних тканин.

^{199}Tl використовують для діагностики перфузії серця. Сканування міокарда дозволяє виявити інфаркт та оцінити кровотік у коронарних судинах.

Методи радіоіотопної діагностики надають унікальну інформацію про стан пацієнта, недосяжну іншими методами

Виробництво і застосування трекових мембран. На основі прискорювачів розроблено технологію виготовлення трекових мембран із полімерних плівок. Їх отримують шляхом опромінення плівки (товщина 10–12 мкм, ширина 300 мм, довжина до 1500 м) іонами азоту чи аргону. Іони пошкоджують полімер уздовж траєкторії, залишаючи треки. Після опромінення плівку освітлюють ультрафіолетом і обробляють лугом, утворюючи пори циліндричної форми. Їхній діаметр, який може становити від 0,03 до 5 мкм, залежить від часу травлення.

Трекові мембрани мають однакові пори і високу пористість, що робить їх ефективними для мікрофільтрації рідин і газів, включаючи стерилізуючу фільтрацію. Вони використовуються в мікроелектроніці, біотехнології, медицині, фармацевтиці, харчовій та парфумерній промисловості, а також для очищення води, що є важливим для екологічної безпеки.

Наразі налагоджено виробництво побутових мембранних фільтрів для питної води, які забезпечують очищення від мікробів на рівні 99,9999%.

Нейтронна терапія онкологічних хворих. Променева терапія – це метод лікування пухлин та деяких непухлинних захворювань за допомогою іонізуючого випромінювання. Джерелами опромінення виступають прискорювачі або радіоіотопні установки. Основою методу є підвищена чутливість ракових клітин до випромінювання, яке викликає в них численні мутації, що призводять до загибелі. Нормальні клітини більш стійкі до впливу опромінення, тому не зазнають значних змін. Знищення пухлини забезпечується спеціальною методикою, коли промені спрямовуються з різних сторін, накопичуючи максимальну дозу в ураженій ділянці.

Променеву терапію поділяють на рентгенотерапію та гамма-терапію. Проте деякі пухлини стійкі до цих видів випромінювання. Для підвищення вибіркової лікування запропоновано використовувати важкі ядерні частинки, такі як протони, важкі іони та нейтрони.

Використання радіоактивних ізотопів у якості індикаторів (мічених атомів). У даний час у біології, біохімії і фізіології в якості речовин, що дозволяють проводити дослідження на молекулярному рівні, широко використовують радіоактивні ізотопи. Вони дозволили вивчати переміщення тіл субмікроскопічно малих розмірів, а також окремих молекул, атомів, іонів серед собі подібних в організмі, без порушення його нормальної життєдіяльності. Запропоновано декілька методів дослідження.

Радіоіндикаційний метод (метод мічених атомів) заснований на використанні хімічних сполук, у структуру яких включені в якості мітки радіоактивні елементи. У біологічних дослідженнях, зазвичай, застосовують радіоактивні ізотопи елементів, що входять до складу організму і беруть участь в його обміні речовин – ^3H , ^{11}C , ^{24}Na , ^{32}P , ^{35}S , ^{42}K , ^{45}Ca , ^{51}Cr , ^{59}Fe , ^{125}I , ^{131}I і ін. У біологічних дослідженнях, зазвичай, застосовують радіоактивні ізотопи елементів, що входять до складу організму і беруть участь в його обміні речовин. Уведені в організм радіонукліди поведуться в біологічних системах так само, як їх стабільні ізотопи. Ця обставина дозволяє простежити долю не тільки радіоактивних ізотопів, а й різних мічених органічних і неорганічних сполук і контролювати перетворення їх у процесі обміну.

Великою перевагою даного методу є його висока чутливість, що дозволяє використовувати в дослідженнях мізерно малі кількості (у ваговому розумінні) мічені сполуки, які не можуть вплинути і змінити нормальний перебіг життєвих процесів. Так, якщо звичайними аналітичними методами вдається визначити ізотопи масою 10^{-6} г, то сучасні радіометричні прилади дозволяють вимірювати радіоактивні ізотопи, маса яких становить 10^{-18} – 10^{-20} г. Застосування методу радіоактивних індикаторів у вивченні різних біохімічних і фізіологічних процесів дозволило описувати їх мовою формул і математичних рівнянь, тобто перейти від якісного опису процесів до їх точного кількісного вираження.

Контроль за розподілом і депонуванням радіонуклідів у різних органах може здійснюватися зовнішньою радіометрією піддослідних тварин (наприклад, реєстрація гамма-випромінювання ^{131}I у щитовидній залозі) або відповідно підготовлених біоматеріалів (кров, тканина органів, сеча, кал і ін.). Широко застосовують з цією метою метод авторадіографії.

Радіоавтографія – метод отримання фотографічних зображень у результаті дії на фотоемульсію випромінювання радіоактивних елементів, що знаходяться в досліджуваному об'єкті. Вперше для вивчення тваринних організмів авторадіографія була застосована російським ученим Е.С. Лондоном в 1904 р. Завдяки застосуванню спеціальних ядерних емульсій методика авторадіографії значно

Розділ 8. Основи радіобіології людини

вдосконалена і з її допомогою були досягнуті великі успіхи у вивченні обмінних процесів, а також у дослідженні розподілу і локалізації РР у клітинах і тканинах тварин і рослин.

Авторадіографію ділять на макроавторадіографію і мікроавторадіографію. **Макроавторадіографія** (контактна, контрастна) дає картину розподілу радіоактивних ізотопів у макроструктурі біологічного об'єкта (кількісну оцінку концентрації радіонукліда), за якою можна судити про характер обміну і органотропності радіонукліда. **Мікроавторадіографія** (гістоавторадіографія) дозволяє вивчати внутрішньоклітинну локалізацію радіоактивної речовини, а також клітинні структури і складні біохімічні процеси в них (синтез білків, ферментів і т.д.)

Суть методу авторадиографічних досліджень зводиться до:

а) попереднього введення піддослідній тварині тієї чи іншої кількості радіоактивного ізотопу;

б) взяття у неї тих чи інших органів і виготовлених з них препаратів (гісто-зрізи, шліфи, кров і т.д.) для авторадіографії;

в) створення протягом визначеного часу тісного контакту між виготовленим препаратом, що містить радіоактивний елемент, і фотоемульсією;

г) прояву та фіксації фотоматеріалу, як це робиться у звичайній фотографії.

Як фотоматеріал для макрорадіоавтографії використовують високочутливі рентгенівські і фотографічні плівки, для гісторадиографії – спеціальні рідкі та знімні ядерні емульсії (тип «Р», «К», «МР» і ін.), якими покривають досліджувані гістологічні препарати.

Радіоавтографи являють собою скупчення чорних зерен відновленого срібла фотоемульсії, що вказує на місце розташування радіоактивної речовини у досліджуваному матеріалі.

Макрорадіоавтографи аналізують візуально, а при кількісній оцінці на радіоактивність проводять денситометрію оптичної щільності почорніння фотоемульсії радіоавтограм у порівнянні зі щільністю почорніння фотоемульсії джерела випромінювання відомої радіоактивності.

Гісторадіоавтографи вивчають під мікроскопом одночасно з гістологічним препаратом. При їх кількісній оцінці підраховують зерна відновленого срібла або треки альфа- або бета-частинок у емульсії під великим збільшенням мікроскопа за допомогою окуляр-мікрометра з сіткою.

У 1959 р. Л.Д. Белов розробив методику «подвійних радіоавтографів», яка дозволяє отримувати радіоавтограми окремо від двох радіоактивних ізотопів, одночасно присутніх в одному досліджуваному об'єкті. Ця методика дає змогу значно зменшити використання піддослідних тварин і забезпечує більш достовірні

Розділ 8. Основи радіобіології людини

результати, оскільки дозволяє порівнювати накопичення і розподіл двох мічених речовин на одній тварині, уникаючи похибок, що виникають при роботі з різними тваринами. За допомогою цього методу досліджено білково-мінеральний обмін у кістковій тканині різних видів тварин (собак, овець, свиней, телят) у нормі, при загоєнні переломів, а також при остеосинтезі та стимуляції остеогенезу. Установлено, що білковий і фосфорно-кальцієвий обміни в кістках прямо залежать від активності ферментів лужної і кислої фосфатаз.

Радіоізотопи з γ -випромінюванням дозволили отримати нові дані про швидкість кровотоку, масу крові та функціональний стан щитовидної залози та інших органів тварин завдяки зовнішній прижиттєвій радіометрії. Ці дослідження міцно увійшли до клінічної практики.

У 1968 р. А.Д. Белов запропонував методику з використанням малогабаритних радіометричних датчиків, імплантованих у тканини для вивчення обміну речовин у різних органах. Цей метод було доповнено одночасною імплантацією терморегістраторів для синхронного вимірювання обмінних процесів і температурної реакції. Завдяки цьому встановлено швидкість метаболічних і температурних змін у печінці, кістках, м'язах та інших органах, а також їх взаємозв'язки у нормі та при патологіях.

Метод радіоактивних індикаторів відкрив широкі перспективи для прижиттєвого дослідження обміну речовин, ставши основою для вітальної біохімії.

Сучасна біохімія досягла значних успіхів завдяки використанню радіоізоотопів, зокрема у вивченні постійного динамічного стану обмінних процесів у живих організмах. Установлено, що у живих клітинах, навіть за умов рівноваги обмінних процесів, постійно відбувається розпад і ресинтез хімічних сполук. Білки, нуклеопротейни, хромопротейди, жири, вуглеводи й мінеральні речовини знаходяться в стані безперервного оновлення, а характер і спрямованість обмінних процесів залежать від переважання синтезу чи розпаду. Дослідження злоякісних пухлин показали, що їхній ріст зумовлений не посиленням синтезом, а затримкою розпаду білкових речовин.

Радіоізотопні індикатори дозволили визначити швидкість оновлення різних компонентів тканин і органів. Було встановлено, що білки м'язів оновлюються повільніше, тоді як у печінці, плазмі крові й слизовій оболонці кишківника процес оновлення відбувається значно швидше. Отримано прямі докази обміну між білками різних органів, зокрема м'язів, плазми та печінки.

У поєднанні з іншими методами досліджень радіоізотопні методи відіграли важливу роль у розвитку молекулярної біології. Вони сприяли розв'язанню багатьох фундаментальних питань, таких як механізми накопичення й використання

Розділ 8. Основи радіобіології людини

енергії в живих організмах, шляхи біосинтезу білків, процеси фотосинтезу, скорочення м'язів, нервового збудження, а також механізми розмноження та спадковості.

Застосування хімічних сполук, мічених радіоактивними ізотопами (амінокислот, жирних і нуклеїнових кислот, глюкози, фосфатидів, мінеральних солей), дозволило вирішити низку важливих питань. Було вивчено вплив речовин харчового раціону на продуктивність тварин, процеси проміжного обміну й взаємоперетворення сполук, а також шляхи розпаду і синтезу хімічних речовин у живому організмі. Радіоізотопні методи підтвердили такі перетворення, як взаємоперетворення пальмітинової та стеаринової кислот, перетворення орнітину в аргінін, фенілаланіну в тирозин, утворення креатину за рахунок металічних груп метіоніну, утворення гліцину з аргініну, адреналіну з фенілаланіну, а також формування вуглецевого ланцюжка цистеїну з серину та фосфоліпідів печінки з фосфатів плазми крові.

Метод радіоіндикації виявив особливості обміну речовин і синтетичну роль мікрофлори рубця та інших відділів шлунково-кишкового тракту жуйних тварин, які раніше не могли бути визначені. Встановлено можливість синтезу амінокислот із аміаку, кето- і оксикислот у рубці жуйних тварин та їхню роль у забезпеченні організму, зокрема молочної залози, для утворення молока. Вивчено також роль травного тракту та травних залоз у кругообігу речовин у системах «кров – стінки травного тракту» та «травні залози – вміст травного каналу». При аналізі процесів всмоктування і переварюваності було виявлено шляхи усунення помилок, пов'язаних із постійним домішуванням речовин, які виділяються травними залозами і жовчю, до вмісту кишківника.

Дослідження обміну речовин методом радіоізотопної індикації підтвердили постулат про зворотність багатьох процесів проміжного обміну, а також про змінність шляхів цих процесів залежно від біологічного стану організму та умов зовнішнього середовища. Лабільність внутрішнього середовища і обмінних процесів слугує основою для пристосування організму до змін навколишнього середовища.

Застосування радіоактивних ізотопів дозволило вивчати обмін макро- і мікроелементів без необхідності введення надлишкових речовин у раціон, зберігаючи природний баланс досліджуваних елементів в організмі. Це дало змогу достовірно встановити швидкість накопичення мінеральних речовин у різних органах і тканинах, їх виведення з організму, а також дослідити хімічні сполуки, у яких ці елементи фіксуються під час транспортування або локалізації. Завдяки цьому методу вдалося визначити швидкість оновлення мінерального складу

Розділ 8. Основи радіобіології людини

органів і сполук кісткової тканини. Зокрема, отримано багато даних про обмін і накопичення в тканинах радіоактивних ізотопів кальцію, фосфору, кобальту, міді, цинку, марганцю, берилію, барію, стронцію, йоду та інших елементів. Результати цих досліджень показали, що проникнення мінеральних речовин у тканини, особливо мікроелементів, визначається не лише законами дифузії, але й клітинним обміном, залежним від специфічних хімічних процесів, які регулюються ферментами.

Радіоізотопний метод індикації відкрив можливість аналізувати процеси проміжного обміну, в яких беруть участь мінеральні речовини, зокрема мікроелементи. У біології та медицині впровадження електрофоретичного методу для розділення білків сироватки крові людини і тварин дало змогу зібрати значний обсяг даних про неспецифічні реакції, що проявляються у зміні білкової формули за різних станів організму. Однак інтерпретація кількісних змін у білках сироватки крові різними авторами суттєво відрізняється, адже традиційний електрофоретичний метод виявляє лише кількісні зрушення у білковій формулі, не розкриваючи деталей динаміки білкового обміну, значення окремих білкових фракцій, інтенсивності їхнього синтезу та розпаду за певних умов.

Завдяки радіоактивним ізотопам ці процеси стали доступними для дослідження. У 1972 р. Л.Д. Белов розробив методику кількісної авторадіографії білків сироватки крові (авторадіоелектрофорез), яка передбачає математичну обробку радіоавтограм для оцінки швидкості біосинтезу, розпаду білків та їх функціональної активності. Ця методика дозволила отримати не лише візуальний документ (радіоавтограму), який демонструє інтенсивність включення мічених речовин у конкретні білкові фракції, а й кількісно оцінити біосинтез, розпад і функціональну здатність кожної фракції, а також розкрити механізми змін у білковій формулі сироватки крові у тварин як у нормі, так і при патологіях кісткової тканини.

За допомогою ^{51}Cr , включеного в молекулу гемоглобіну, і ^{75}Se – до складу метіоніну, був визначений термін життя еритроцитів у периферичній крові різних сільськогосподарських тварин.

Наприкінці ХХ ст. методи *in vitro* радіоізотопних досліджень, при яких радіоактивні речовини не вводять в організм, зазнали значного розвитку. Це суттєво розширило можливості використання радіоіндикаційного методу в лабораторно-клінічній практиці. Методи *in vitro* знайшли широке застосування в ендокринології та імунології, а також ведуться перспективні розробки для їх впровадження у дослідження інших систем. Для вивчення гормонального статусу людини та тварин використовується радіоіммунний (радіоконкурентний) метод, що

Розділ 8. Основи радіобіології людини

базується на здатності неміченого гормона в пробі сироватки крові конкурувати з міченим гормоном за антитіла. Це блокує зв'язування міченого гормона, і відсоток зв'язування міченого антигена з антитілами стає обернено пропорційним кількості немічених антигенів, тобто рівню гормона у пробі. Метод вирізняється високою чутливістю та специфічністю і дозволяє визначати концентрацію таких гормонів, як інсулін, гормон росту, пептидні гормони та багато інших. У сучасній лабораторній діагностиці широко використовуються тести стандартних наборів (кіти), спеціально розроблені для визначення рівнів гормонів.

Особливої уваги заслуговує радіоізотопний метод дослідження функціонального стану щитовидної залози у тварин під час диспансеризації, а також для визначення доз йодистого калію в зонах йодною недостатності. Це має важливе значення для профілактики порушень обміну речовин і підвищення продуктивності. Йодна недостатність у корів призводить до ановуляторного циклу, у свиней – до народження мертвих, безшерстих або слабких поросят, а у курей – до різкого зниження несучості. У тваринництві та ветеринарії найбільший інтерес становлять методи *in vitro*, засновані на визначенні включення йоду в еритроцити або оцінці ступеня зв'язування міченого радіойодом тироксину з білковими фракціями сироватки крові. Ці методи дозволяють опосередковано визначити кількість гормона, що виділяється щитовидною залозою, і оцінити її функціональну активність.

У 1979 році Остапчук, Белов і Ковальов розробили радіоімунний метод діагностики сказу, який базується на зв'язуванні специфічних антитіл, мічених радіонуклідом, із антигеном у мазках-відбитках мозку хворих тварин, а також на вимірюванні радіоактивності утвореного комплексу. Цей метод має значні переваги над традиційними патоморфологічними підходами, зокрема високу специфічність, чутливість, швидкість виконання, можливість аналізу несвіжого патологічного матеріалу та кількісну інтерпретацію результатів.

Усі зазначені радіоімунологічні та радіоізотопні методи доступні для впровадження у лабораторну практику обласних радіологічних відділів і ветеринарних лабораторій.

Нейтронно-активаційний аналіз є високочутливим методом визначення ультрамікрокількостей стабільних ізотопів у біологічних матеріалах, таких як кров, лімфа та тканини різних органів. Його суть полягає у піддаванні матеріалу дії потоку нейтронів у ядерному реакторі, у результаті чого утворюються радіоактивні продукти. Ці продукти проходять радіохімічний аналіз і радіометрію для подальшого визначення складу.

Розділ 8. Основи радіобіології людини

Використання радіоактивних індикаторів дозволяє вирішувати різноманітні питання біології, фізіології, динамічної біохімії та екології мікроорганізмів. Включення мічених сполук у мікробну клітину відбувається шляхом активного залучення їх у процеси обміну речовин під час культивування бактерій у середовищах із радіонуклідами. Радіоактивно мічені мікроби здатні передавати мітку наступним поколінням під час розмноження. Для відстеження їхньої поведінки мічені патогени вводять тваринам, після чого досліджують поширення мікробів в організмі за питомою активністю органів.

Аналогічно можна мітити віруси, додаючи радіоактивні ізотопи у тканинні культури або живильні середовища. Радіоактивна мітка інтегрується у компоненти вірусу під час його розмноження.

Метод радіоактивних індикаторів також використовується в ентомології для вивчення міграції, місць резервації комах, таких як мухи, комарі, кліщі, та для оцінки ефективності заходів боротьби з ними. Крім того, цей метод дозволяє простежувати передачу інсектицидів у комах. Мітку вводять у організм комах через їжу або вирощують їх на середовищах із радіоізотопами. Вибір відповідного радіоактивного індикатора залежить від завдань дослідження.

Датування подій за допомогою радіовуглецю. Цей метод ґрунтується на утворенні радіоактивного ізотопу вуглецю-14, що виникає внаслідок бомбардування атмосферного азоту нейтронами космічного випромінювання. Нестабільні атоми вуглецю-14 перетворюються на CO_2 , який змішується зі звичайним двоокисом вуглецю в повітрі. Під час свого періоду напіврозпаду, що становить близько 5730 років, вуглець-14, який випромінює β -частинки, проникає в усі живі організми через фотосинтез, дихання та воду, в якій розчинений двоокис вуглецю. Потім цей ізотоп переходить до тварин через споживання рослин і виділяється у вигляді CO_2 .

У процесі вуглецевого обміну встановлюється природна рівновага, за якої співвідношення ізоотопів вуглецю в живих тканинах залишається незмінним. Після загибелі рослини або тварини обмін вуглецю-14 припиняється, і співвідношення ізоотопів поступово зменшується внаслідок радіоактивного розпаду. Такі зміни ізоотопного складу спостерігаються у вугіллі, нафті, залишках деревини, знайдених під землею, а також у муміях, що зберігаються в пірамідах. З часом вміст вуглецю-14 знижується, і рівень радіоактивності органічних залишків стає нижчим, ніж у вихідних живих тканинах.

Метод радіовуглецевого датування виявився надзвичайно ефективним для визначення віку археологічних знахідок, картин та інших об'єктів, вік яких варіюється в межах від 1000 до 50 000 років.

Розділ 8. Основи радіобіології людини

Ізотопні дослідження гемоглобіну. Застосування ізотопів у біології можна продемонструвати на прикладі гемоглобіну, зокрема його груп гема. Залізо, що потрапляє в організм з їжею, відрізняється тим, що його обмін з уже наявним у організмі залізом є порівняно складним. Основна маса заліза міститься у вигляді залізобілкових комплексів, таких як феритин і трансферин. У разі втрати заліза, наприклад, через кровотечу, феритин стає джерелом запасного заліза.

Радіоактивний ізотоп заліза-59, введений в організм людини, потрапляє в кров і включається в гемоглобіновий комплекс. Залізо інтегрується в гемоглобін тільки тоді, коли еритроцити залишаються цілими. Якщо еритроцити ушкоджені, залізо не покидає організм, а вбудовується в молекули гемоглобіну, які утворюються в нових еритроцитах. При цьому, якщо залізо не втрачається через кровотечу або переливання, воно залишається в організмі протягом тривалого часу.

Для ізотопних досліджень часто використовують метод ізотопного розбавлення. Цей метод може бути застосований, наприклад, для визначення загальної кількості води в організмі. Для цього вводять певну кількість води, що містить радіоактивний тритій, і після деякого часу, необхідного для повного змішування води з іншою її частиною, відбирають зразок сироватки крові. Після цього вимірюють у зразку сироватки активність тритію.

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. *Непухлинні і пухлинні форми віддалених наслідків дії випромінювань на людину.*
2. *Типи віддалених наслідків дії іонізуючого випромінювання на організм та їх механізм.*
3. *Радіопротектори короткочасної та пролонгованої дії, їх характеристика.*
4. *Радіомодифікатори: принцип дії, приклади.*
5. *Стадії пострадіаційного відновлення.*
6. *Використання іонізуючих випромінювань у медицині.*

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. *Гудков І.М. Радіобіологія: Підручник для вищ. навчальних закладів. – Київ: НУБіП України, 2016. 485 с.*
2. *Міжнародні основні стандарти (норми) безпеки для захисту від іонізуючого випромінювання і безпечного поводження з джерелами випромінювання. [Електронний ресурс]. - (International Safety Standards. IAEA). Ї Режим доступу: <https://www.iaea.org/resources/safety-standards>.*
3. *Надточій П.П., Малиновський А.С., Можар А.О., Лазарєв М.М., Кашипаров В.О., Мельник А.І. Досвід подолання наслідків Чонобильської катастрофи; за ред. П.П. Надточія. Київ: «Світ», 2003. 372 с.*

Розділ 8. Основи радіобіології людини

4. *Перевозников О.Н., Ключников А.А., Канченко В.А. Индивидуальная дозиметрия при радиационных авариях: монография. Чернобыль: Институт проблемной безопасности АЭС НАН Украины, 2007. 200 с.*
5. *Про затвердження державних санітарних правил "Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України" [Електронний ресурс]: Наказ України № 54 від 02.02.2005. Режим доступу: <http://zakon.nau.ua/doc/?code=z0552-05>.*
6. *Райчук Л.А. Елементи методики оцінювання формування дози внутрішнього опромінення населення на віддаленому етапі подолання наслідків аварії на Чорнобильській АЕС. Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць. 2014. Вип. 24.07. С. 150–156.*
7. *Степанова Є.І., Чоботько Г.М., Колпаков І.Є., Литвинець О.М. Деякі аспекти дозиметричної характеристики та особливості внутрішньоклітинного метаболізму дітей – мешканців радіоактивно забруднених територій. Агроекологічний журнал. 2013. № 1. С. 22–27.*
8. *Триснюк, В., Шумейко, В., Триснюк, Т., & Марущак, В. (2022). Моніторинг радіоактивного забруднення місцевості та ліквідації наслідків природних та техногенних катастроф. Екологічна безпека та природокористування, 42(2), 35–46. DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.2.35-46>*
9. *Чоботько Г.М., Ландін В.П., Райчук Л.А., Швиденко І.К., Уманський М.С. Оцінювання формування дози внутрішнього опромінення населення на віддаленому етапі подолання наслідків аварії на ЧАЕС. Вісник аграрної науки. 2015. №7. С. 54–58.*
10. *Як врятуватись від “брудної бомби”, застосування ядерної зброї чи аварії на АЕС. Центр стратегічних комунікацій та інформаційної безпеки при РНБО. URL: <https://dovidka.info/yak-diyaty-v-razi-zastosuvannya-brudnoyi-bomby-yadernoyi-ataky-chy-avariyi-na-aes/>.*

9. ВИРОБНИЦТВО ПРОДУКТІВ ХАРЧУВАННЯ НА ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ ТЕРИТОРІЯХ

9.1. ОСНОВНІ ПРИНЦИПИ ОРГАНІЗАЦІЇ ВЕДЕННЯ СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА НА ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ ТЕРИТОРІЯХ

Основні принципи організації ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами територіях. Ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях повинно здійснюватися відповідно до положень концепції проживання населення на таких територіях України, що мають підвищені рівні радіаційного забруднення через Чорнобильську катастрофу. Важливим є додержання норм радіаційної безпеки та основних санітарних правил, що забезпечить виробництво продуктів харчування з рівнями радіоактивних речовин, які не перевищують допустимі межі.

На забруднених радіонуклідами територіях у господарствах необхідно вирішити такі завдання:

1. Виробництво сільськогосподарської продукції, споживання якої не призведе до перевищення середньорічної ефективної еквівалентної дози опромінення людини 0,1 сЗв (0,1 бер) на рік, що перевищує дозу, яку людина отримувала в доаварійний період.

2. Впровадження у виробництво заходів для зменшення вмісту радіонуклідів у продукції до рівня, який не перевищує встановлені норми, з урахуванням їх економічної доцільності.

3. Проведення протиерозійних заходів для запобігання міграції радіонуклідів на незабруднені угіддя, у водойми та на території населених пунктів.

Різні рівні забруднення території зумовлюють формування кількох зон. У Законі України «Про правовий режим території, яка зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» визначені такі категорії територій (**рис. 9.1**):

1. **Зона відчуження** – територія, де проведено евакуацію населення у 1986 р.;

2. **Зона безумовного (обов'язкового) відселення** – зі щільністю забруднення ґрунту понад доаварійний рівень ^{137}Cs понад 15 Кі/км², ^{90}Sr – більше 3 Кі/км², плутонієм – понад 0,1 Кі/км², де розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

рослини та інших факторів може перевищити 5 мЗв (0,5 бер) за рік понад дозу у доаварійний період;

3. **Зона гарантованого добровільного відселення** – зі щільністю забруднення ґрунту понад доаварійний рівень ^{137}Cs від 5 до 15 Кі/км^2 , ^{90}Sr – від 0,15 до 3 Кі/км^2 , або плутонію від 0,01 до 0,1 Кі/км^2 , де розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини, з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів, може перевищити 1 мЗв (0,1 бер) за рік понад дозу у доаварійний період;

Зона посиленого радіоекологічного контролю (нині скасована) – зі щільністю забруднення ґрунту в порівнянні з доаварійним рівнем ^{137}Cs від 1 до 5 Кі/км^2 , ^{90}Sr – від 0,005 до 0,01 Кі/км^2 , де розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів може перевищити 0,5 мЗв (0,05 бер) за рік понад дозу у доаварійний період.

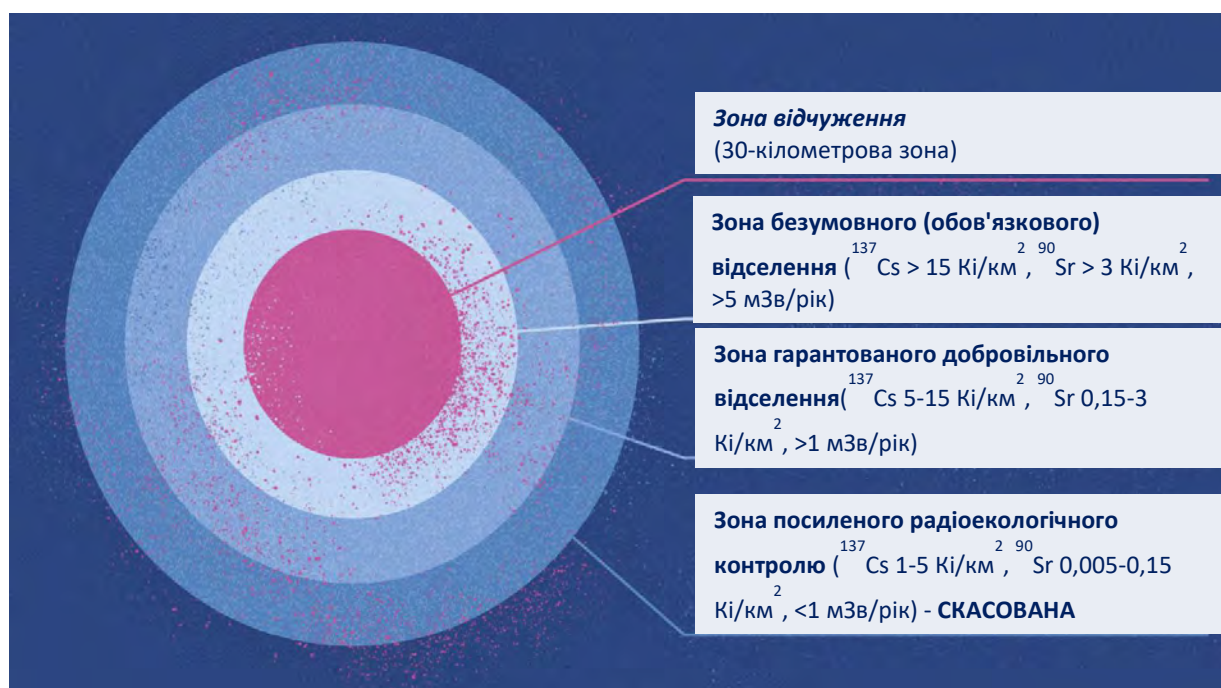


Рис. 9.1. Категорії територій (зон) радіоактивного забруднення

Джерело: авторська графіка на основі Закону України «Про правовий режим території...» № 791а–XII

Зональний принцип ведення сільськогосподарського виробництва, який базується на щільності забруднення угідь, не є достатньою підставою для ухвалення рішень про евакуацію чи реевакуацію населення або виконання певних робіт. Тому більш точним показником є значення поглинутої населенням

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

ефективної еквівалентної дози, яка є головним чинником, що визначає радіобіологічні ефекти.

Еквівалентна доза опромінення населення залежить не тільки від щільності радіоактивного забруднення території, а й від комплексу екологічних факторів, які впливають на міграцію радіонуклідів через харчовий ланцюг. Завдяки цьому у різних видах сільськогосподарської продукції може бути однакова концентрація радіонуклідів, навіть якщо вони вирощені на землях із різними рівнями забруднення. У деяких випадках продукти, вирощені на територіях із меншим забрудненням, можуть містити більше радіонуклідів, ніж ті, що отримані на землях з вищим рівнем забруднення. Тому рішення щодо можливості проживання та ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях приймається не лише на основі даних про рівень забруднення ґрунту, а й з урахуванням комплексу екологічних факторів.

Коефіцієнт концентрування дорівнює відношенню концентрації радіонукліду в організмі до його концентрації у навколишньому середовищі. У радіоекології для характеристики міграції радіонуклідів використовують такі похідні коефіцієнту концентрування як коефіцієнт накопичення (K_n , фактор переносу TF) та коефіцієнт переходу (K_p , Tg) (див. розділ 4):

$$K_n = \frac{\text{Концентрація радіонуклідів в організмі (Бк/кг)}}{\text{Концентрація радіонуклідів у ґрунті (Бк/кг)}}$$
$$K_p = \frac{\text{Концентрація радіонуклідів у організмі (Бк/кг)}}{\text{Щільність радіоактивного забруднення ґрунту (Бк/м}^2\text{)}}$$

K_n – безрозмірний, а K_p має розмірність $\text{м}^2/\text{кг}$.

K_p радіонуклідів із ґрунту в рослини залежить від типу та кислотності ґрунтів, вмісту в них гумусу, обмінного кальцію (Ca) та калію (K), видових та сортових особливостей рослин.

Залучення радіонуклідів у харчові ланцюжки на територіях з рівнями забруднення, що дозволяють ведення сільськогосподарської діяльності, хоч і не призводить до перевищення дози опромінення окремих осіб, проте спричиняє опромінення великих контингентів населення низькими дозами, що впливає на ймовірність віддалених радіобіологічних ефектів. У таких умовах важливим фактором радіаційної загрози стає колективна еквівалентна доза опромінення населення, яка визначається кількістю дозоутворюючих радіонуклідів, що містяться в продуктах харчування, вироблених на забруднених територіях. Отже,

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

основним критерієм для визначення спеціалізації сільськогосподарського виробництва на цих територіях є колективна еквівалентна доза опромінення населення.

Оптимізація структури сільськогосподарського виробництва на територіях, де забруднення продукції не призводить до перевищення меж індивідуальних доз опромінення населення, полягає у досягненні мінімального вмісту радіонуклідів у продуктах харчування людини, при цьому враховуючи економічну доцільність. Це забезпечується передусім такими заходами: підвищенням загальної культури ведення сільськогосподарського виробництва, перепрофілюванням напрямів сільського господарства та проведенням меліоративних робіт. Якщо ці заходи не забезпечують виробництва продукції, що відповідає санітарно-гігієнічним нормативам, ведення сільськогосподарського виробництва на даній території припиняється.

Відмінності у концентрації радіонуклідів у різних видах сільськогосподарської продукції, вирощених на площах з однаковим рівнем радіоактивного забруднення, дозволяють змінювати напрямки виробництва. Обсяг перепрофілювання виробництва визначається як за радіологічними параметрами, так і за економічною доцільністю. У цьому випадку орієнтуються на концепцію «ризик-користь» або «користь-шкода».

Особливу увагу слід приділяти виробництву критичних сільськогосподарських продуктів, споживання яких формує основну частину дози внутрішнього опромінення, зокрема молока і м'яса. Виведені з сільськогосподарського обороту угіддя можна залісити, що дасть можливість у майбутньому використовувати деревину, а також обмежити міграцію радіонуклідів із забруднених зон.

До мінімуму має бути зведене вивезення сільськогосподарської продукції за межі забрудненої зони. Важливою умовою успішної організації сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях і реалізації заходів, що зменшують нагромадження радіонуклідів у продукції, є забезпечення сільськогосподарських підприємств і установ висококваліфікованими радіологами.

Ведення особистого підсобного господарства в районах радіоактивного забруднення. Основні вимоги щодо ведення рослинництва і тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях поширюються також на особисті підсобні господарства. Для забезпечення безпеки проживання сільського населення при постійному споживанні місцевих продуктів харчування необхідно виконати низку робіт. У рік випадіння радіоактивних опадів слід провести дезактивацію садиби – зняти та захоронити верхній 5-см шар ґрунту. Цей захід дозволяє знизити

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

радіаційний фон та значно зменшити подальше забруднення рослин. Однак, це дуже затратне і тому, зазвичай, економічно не вигідне рішення. Окрім того, воно є доцільним лише за умови значних рівнів забруднення і на родючих ґрунтах з потужним органомісним шаром.

На кислих ґрунтах раз у 4-5 років, після збирання врожаю, необхідно вносити гашене вапно на всю площу присадибної ділянки, саду чи городу з розрахунку 50 кг на 100 м², після чого ґрунт потрібно перекопати або переорати. Для ділянок під картоплю дозу вапна зменшують удвічі. Також можна використовувати інші вапняні матеріали, при цьому необхідно враховувати вміст вапна в кожному матеріалі.

Норми фосфорних і калійних добрив треба збільшити, у той час як норми азотних залишити без змін. Оптимальним для забруднених радіонуклідами ґрунтів є відношення азоту до фосфору і калію 1:1,5:2 від норм, рекомендованих для цих умов. Добрива слід рівномірно розподіляти по поверхні ґрунту і перекопати на глибину 20–25 см. Для картоплі вносять половину зазначених доз.

Органічні добрива можна застосовувати в будь-яких формах – гній, компости, торф. Пташиний послід, що містить великі кількості основних елементів живлення рослин і вапна, є дуже корисним. Однак при використанні органічних добрив потрібно впевнитись, що вони не містять великої кількості радіонуклідів, щоб запобігти повторному забрудненню.

Без обмежень можна використовувати торф'яний попіл, а деревинний краще застосовувати тоді, коли спалюють дрова, а не хмиз, який може містити багато радіонуклідів. Рослинні рештки з городу та саду слід зібрати навесні або восени та закопати в ямі глибиною 1 м, розташованій на відстані не менше 10 м від колодязя, засипавши 25-30 см чистої землі. Це дозволить зменшити вторинне потрапляння радіонуклідів у ґрунт.

Після проведення зазначених заходів овочеві культури, картоплю, коренеплоди, а також плодові та ягідні культури на більшості радіоактивно забруднених угідь, де законом дозволена сільськогосподарська діяльність, можна вирощувати за загальноприйнятими технологіями та використовувати врожай без обмежень. Це ж справедливо і для деякої частини земель 2-ї зони забруднення, однак залежить від низки факторів.

В особистому підсобному господарстві при таких умовах дозволяється вирощування та відгодівля свиней і великої рогатої худоби. Проте за 1,5–3 місяці до забою худобу треба перевести на безвигульне утримання та годувати «чистими» кормами. Використання місцевих кормів дозволяється лише після перевірки їх на вміст радіонуклідів, що не повинні перевищувати встановлену норму.

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

Використання природних пасовищ, особливо лісових, для відгодівлі тварин небажане, оскільки ці пасовища можуть містити багато радіонуклідів. Забруднене молоко треба здавати на переробку, а сироватку та відвійки можна використовувати для відгодівлі молодняка.

Утримання м'ясної птиці не обмежується, за умови, що вона протягом 1–1,5 місяця до забою переводиться на безвигульне утримання та годується кормами, незабрудненими радіоактивними речовинами. М'ясо такої птиці можна використовувати в їжу майже без обмежень. Пух і перо можна відмивати у розчинах пральних порошків. Вільне утримання птиці небажане, оскільки воно може призвести до забруднення яєць радіоактивними речовинами понад встановлені норми.

9.2. ЗНИЖЕННЯ НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ПРОДУКЦІЮ СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА

Зниження надходження радіонуклідів у продукцію сільського господарства. Запобігання надходженню РР у сільськогосподарські рослини та організми тварин і розробка шляхів їх виведення з організму тварин є одним з головних завдань сільськогосподарської радіоекології. Ці заходи є найважливішою складовою протипроменевого захисту рослин, тварин і людини. Розв'язання цієї проблеми починається з комплексу заходів щодо зниження надходження РР у сільськогосподарські рослини.

Засоби зниження надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини. Залежно від властивостей ґрунту і ступеня його забруднення радіоактивними речовинами, а також виду сільськогосподарських культур, шляхів використання врожаю та інших умов, застосовують різні засоби, які можуть забезпечити зменшення радіоактивності продуктів рослинництва (**рис. 9.2**). За однією класифікацією вони поділяються на дві групи: 1) загальноновживані у сільському господарстві; 2) спеціальні.

За іншою класифікацією розрізняють засоби механічні, агротехнічні, хімічні, агрохімічні та біологічні. Такий поділ, звичайно, умовний, оскільки на практиці важко визначити межу між механічними та агротехнічними засобами, хімічними й агрохімічними, агротехнічними та біологічними тощо. Крім того, при організації та проведенні заходів щодо запобігання надходженню РР у рослини, як правило, доводиться мати справу з комплексом засобів, які технологічно тісно пов'язані між собою. Тому доцільно визначити п'ять головних комплексних систем зниження надходження РР у рослини: 1) обробіток ґрунту; 2) застосування

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

хімічних меліорантів і добрив; 3) зміна структури сівозміни; 4) управління режимом зрошення; 5) внесення спеціальних речовин і сполук.



Рис. 9.2. Засоби зниження надходження радіонуклідів у рослини

Джерело: авторська графіка

Обробіток ґрунту.

На окультурених ґрунтах РР нагромаджуються переважно в орному шарі. Тому ефективним заходом у перші дні і тижні після аварії було загортання забрудненого шару ґрунту плантажним плугом на глибину 40–50 см з наступним окультурюванням вивер-

нутого підорного шару. Це зумовило зниження нагромадження рослинами радіоактивних продуктів поділу у 5–10 разів і забезпечує зниження рівня зовнішнього випромінювання в 10 разів і більше. Ефективність такої оранки вища на важких ґрунтах, для рослин з мичкуватою кореневою системою, при поливі дощуванням. Тому такий обробіток ґрунту рекомендовано переважно для зон із достатньою вологістю і для регіонів, де застосовується зрошення.

При глибокій оранці можна очікувати істотного зниження родючості ґрунтів. Однак при внесенні достатньої кількості органічних та мінеральних добрив компенсується природна родючість зораного шару і врожай сільськогосподарських культур у сівозміні може не знижуватись.

Дуже ефективним є корінне поліпшення луків. Сіно зернових і зернобобових культур після такого обробітку в середньому містить ^{90}Sr у 1,55 раза менше, а ^{137}Cs – у 10–15 відповідно.

Оскільки в перші тижні, а при сухій погоді протягом багатьох місяців радіоактивні опади розподіляються лише на поверхні ґрунту або в шарі товщиною не більше кількох сантиметрів, рекомендують його знімати. Для цього використовують дорожньо-збиральну, дорожньо-будівельну або спеціально сконструйовану техніку - бульдозери, грейдери, скрепери.

При видаленні поверхневого шару ґрунту (5 см) доводиться вивозити до 500 м³ ґрунту з 1 га. А якщо ґрунти пухкі, то й більше в 2-3 рази. Таку кількість ґрунту важко не тільки знімати, а й проводити його захоронення. Тому цей захід можна рекомендувати тоді, коли вміст РР набагато перевищує допустимі рівні ДР-2006

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

(табл. 9.1), або обробіток ґрунту звичайними сільськогосподарськими знаряддями малоефективний.

Таблиця 9.1. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006), (Бк/кг, Бк/л)

	Назва продукту	^{90}Sr	^{137}Cs
1	Хліб, хлібопродукти	5	20
2	Картопля	20	60
3	Овочі (листові коренеплоди, столова зельень)	20	40
4	Фрукти	10	70
5	М'ясо і м'ясні продукти	20	200
6	Риба і рибні продукти	35	150
7	Молоко і молочні продукти	20	100
8	Яйця (в одному яйці)	2	6
9	Вода	2	2
10	Молоко згущене і концентроване	60	300
11	Молоко сухе	100	500
12	Свіжі дикоростучі ягоди і гриби	50	500
13	Сушені дикоростучі ягоди і гриби	250	2500
14	Лікарські рослини	200	600
15	Інші продукти	200	600
16	Спеціальні продукти дитячого харчування	5	40

Джерело: ГН 6.6.1.1-130-2006 (2006)

При порівняно невисоких рівнях забрудненості ґрунтів достатньо їх переорати відвальними плугами на звичайну глибину. Змішування забрудненого поверхневого шару ґрунту з більш глибокими пластами зменшує поширення РР вітром та надходження їх у рослини у 2–4 рази. При дуже високих рівнях забруднення рекомендується глибоке (до 0,5–1 м) засипання поверхневого радіоактивного шару чистим ґрунтом або сумішкою його з соло-

мою та соломи з глиною. Але такі заходи важко провести на великих територіях.

Застосування хімічних меліорантів і добрив. Роль мінеральних та органічних добрив як постачальників головних поживних речовин в умовах радіоактивного забруднення не змінюється. Нижче розглянуто вплив деяких основних агрохімічних заходів регулювання надходження РР у сільськогосподарські рослини.

Вапнування. РР іноді надходять у навколишнє середовище у вигляді нерозчинних і важкорозчинних частинок. Проте з часом при контакті з киснем повітря і водою вони переходять у розчинні форми. Цьому особливо сприяє кисла реакція середовища. З кислих ґрунтів у рослини надходить більше ^{90}Sr й ^{137}Cs , ніж із слабкокислих або нейтральних. Тому вапнування кислих ґрунтів, крім поліпшення умов росту рослин, знижує надходження РР з ґрунту. Основним

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

компонентом вапняних матеріалів є кальцій - хімічний аналог Sr. Внаслідок антагонізму між ними надходження в рослини ^{90}Sr зменшується більшою мірою, ніж ^{137}Cs .

Вапнування застосовують на підзолистих, дерново-підзолистих та кислих торфових ґрунтах, іноді - на сірих лісових та червоноземах.

На лужних ґрунтах для збагачення їх на кальцій проводять гіпсування, а на нейтральних вносять вапняні матеріали й гіпс.

Отже, вапнування кислих забруднених ґрунтів слід вважати одним із головних заходів, що обмежують процес переходу радіоізоотопів у рослини. Воно дає змогу зменшувати вміст стронцію у картоплі й коренеплодах у 10–20 разів, у сіні бобових – у 6–8 разів, у соломі злаків – у 3–4, у зерні – у 2–4 рази, в овочах – у 5–7, у ягодах – у 4–6 разів.

Із метою зменшення кількості нагромадження врожаєм рослин ^{90}Sr та ^{137}Cs можна вносити не тільки вапно, а й інші вапняні матеріали природного і промислового походження: вапняки, доломіт, мергель, сланцевий та торф'яний попіл, дефекаційне багно, відходи целюлозно-паперових комбінатів, металургійні (доменні) шлаки.

Калійні добрива. Надходження ^{137}Cs у рослини та нагромадження його в урожаї дуже залежить від вмісту у навколишньому середовищі і в рослинах його хімічного аналога - калію. Внесення калійних добрив є одним з головних заходів зменшення вмісту ^{137}Cs у продукції рослинництва у 3–6 разів. Це пояснюють антагонізмом іонів калію та Cs під час їх надходження в рослини.

Рівень калійного живлення рослин істотно впливає на нагромадження ^{137}Cs у надземних органах і при надходженні його через листя. При внесенні калійних добрив у ґрунт і при обприскуванні ними листя вміст ^{137}Cs у вегетативних органах рослин істотно зменшується. Зменшується надходження ^{137}Cs через коріння і листя при позакореневому підживленні рослин калієм. Рослини-калієфіли поглинають ^{137}Cs у більших кількостях, ніж звичайні види.

Фосфорні добрива. Солі фосфорних кислот можуть утворювати із Sr нерозчинні сполуки. Тому при внесенні у ґрунт фосфорних добрив може значно знизитись перехід ^{90}Sr із ґрунту в рослини. Найефективнішими з них є добрива, які містять фосфати кальцію і калію. Внесення у ґрунт тризаміщеного фосфату калію у кілька разів зменшує вміст у рослинах як ^{90}Sr , так і ^{137}Cs . Фосфати амонію, натрію, магнію впливають здебільшого тільки на вміст ^{90}Sr .

Фосфорні добрива в формі суперфосфату можуть посилювати нагромадження ^{137}Cs у рослинах. Азотно-фосфорне добриво підсилювало його

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

надходження на всіх типах ґрунтів. Найінтенсивніше збільшення (у 4 рази) спостерігали на чорноземах.

Азотні добрива. На забруднених радіоактивними речовинами ґрунтах слід обережно підходити до використання азотних добрив. При їх внесенні збільшується нагромадження в рослинах ^{137}Cs , а іноді й ^{90}Sr . Загальне збільшення норми повного мінерального добрива також призводить до нагромадження у рослинах ^{137}Cs .

Органічні добрива. Внесення в ґрунт органічних добрив може істотно зменшити надходження в рослини РР. Особливо ефективно внесення гною, перегною, низинного торфу на ґрунтах легкого механічного складу. Органічні речовини добрив запобігають не тільки надходженню в рослини ^{90}Sr та ^{137}Cs , а й інших радіонуклідів.

Різно зменшується нагромадження РР при спільному внесенні в дерново-підзолисті ґрунти органічних і вапняних добрив. Цей захід є одним із найважливіших серед агрономічних заходів, спрямованих на зменшення надходження радіонуклідів із ґрунту і збільшення врожаю сільськогосподарських культур.

При використанні органічних та інших місцевих добрив слід дотримуватися певних правил. Гній, компост, попіл, одержані в місцях із підвищеною щільністю радіоактивного забруднення, можуть перетворитися на джерело вторинного забруднення ґрунту. Тому їх не рекомендується використовувати на полях з низьким рівнем радіоактивності, а також вносити на овочево-картопляних сівозмінах, оскільки продукцію їх використовують безпосередньо в їжу. Найдоцільніше застосовувати місцеві добрива, одержані на забруднених площах у сівозмінах кормового напрямку, на насінницьких ділянках, під технічні, олійні та прядильні культури, картоплю для виробництва крохмалю.

Використання добрив на забруднених радіоактивними речовинами ґрунтах є одним з головних заходів зменшення надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини. Зниження вмісту радіонуклідів у продукції рослинництва досягають не тільки за рахунок зменшення їх нагромадження рослинами, а й за рахунок зменшення вмісту радіоактивних продуктів поділу на одиницю маси рослинницької продукції при збільшенні врожаю (ефект «розведення»).

Для збільшення врожаю застосовують органічні та мінеральні добрива на основі загальних рекомендацій. Проте при внесенні їх у ґрунти слід додержуватися певних правил. Внесення рекомендованих доз добрив під деякі сільськогосподарські культури на різних типах забруднених радіоактивними речовинами ґрунтів зменшує вміст радіонуклідів у врожаї до 5 разів, а на легких піщаних та суглинкових ґрунтах – до 10 разів.

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

Багатогранна роль, яку відіграють **мікроелементи** в житті рослин і взагалі живих організмів, дозволяє припустити різні механізми їх впливу на поведінку радіонуклідів у системі ґрунт-рослина. По-перше, деякі з них, будучи хімічними аналогами радіонуклідів, можуть вступати з ними в конкурентні відносини при надходженні з ґрунту в рослини. Наприклад, такі взаємодії можуть виникати між цинком і Sr, проявляючи синергізм із макроелементами, можуть стимулювати їх поглинання рослинами, тим самим створюючи конкурентні умови радіонуклідам. Такі взаємовідносини можуть виникати між міддю, марганцем, цинком з одного боку і кальцієм із другого; між бором, молібденом, марганцем – з одного і фосфором – з другого; літієм, бором, марганцем – з одного і калієм – з другого та ін. Зрештою, літій, наприклад, проявляє антагонізм по відношенню до ^{90}Sr і ^{137}Cs та синергізм до калію і кальцію; цинк виявляє антагонізм до ^{90}Sr і синергізм як до калію і кальцію, так і до фосфору; мідь – антагонізм до ^{137}Cs і синергізм до тих же калію, кальцію і фосфору.

Безперечно, роль мікроелементів у даному аспекті не обмежується лише взаємодією з радіонуклідами прямим чи опосередкованим, через макроелементи, шляхом. Вони можуть впливати на проникність клітинних мембран для радіонуклідів із певними іонними радіусами, зарядом, геометрією координаційної та електронної конфігурацій; можуть активізувати або, навпаки, гальмувати системи транспорту окремих радіонуклідів; утворювати комплексні сполуки з різними речовинами, у тому числі і фізіологічно активними, котрі впливають на надходження радіонуклідів у рослини та їх пересування в окремі органи. І особливо гостро всі ці ефекти можуть проявлятися в умовах природного або штучного дефіциту мікроелементів. Саме тоді їх додаткове внесення може призводити до максимально виражених позитивних результатів.

Зміна структури сівозміни. РР поглинаються з ґрунту різними видами рослин з неоднаковою інтенсивністю і нагромаджуються в них у різних кількостях. Тому при плануванні заходів щодо зменшення їх надходження у сільськогосподарські рослини слід особливу увагу приділяти добору у сівозміні культур і сортів рослин.

У відношенні рослин до Sr та Cs помічається природна кореляція між поглинанням кальцію та ^{90}Sr , з одного боку, і калію та ^{137}Cs – з іншого. Кальцієфільні бобові рослини інтенсивно поглинають ^{90}Sr , нагромаджуючи його в значних кількостях у своїх органах. Злаки, які поглинають кальцій у порівняно невеликих кількостях, мало нагромаджують також і ^{90}Sr . Тому нагромадження ^{90}Sr у різних видах рослин може відрізнятися в десятки разів.

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

Калієфільні рослини - люпин, кукурудза, капуста, картопля, буряки, інтенсивно поглинають ^{137}Cs . У порядку зменшення вмісту радіонуклідів у продовольчій частині окремі види рослин розподіляються так: зернові та зернобобові – люпин, овес, гречка, горох, ячмінь, пшениця, кукурудза, просо, соя, квасоля; овочеві - капуста, картопля, буряки, морква, огірки, томати; трави - вівсяниця, райграс, стоколос, конюшина, тимофіївка. Велике значення можуть мати сортові особливості рослин. Так, окремі сорти гороху можуть відрізнятися за здатністю нагромадження ^{90}Sr у зерні та соломі в 2,5 раза, а сорти ярої пшениці за здатністю нагромадження ^{137}Cs у зерні – у 3, у соломі – майже у 2 рази. Різниця в нагромадженні ^{137}Cs залежно від сорту озимої пшениці досягає 5 разів.

Враховуючи такі істотні коливання у здатності різних сільськогосподарських рослин нагромаджувати РР, доречно проводити селекційну роботу по створенню нових сортів із низькою здатністю акумулювати окремі радіонукліди.

Із урахуванням здатності культур і їх сортів до нагромадження РР, відповідні корективи в сівозміні можуть знизити рівень забруднення ними продукції рослинництва.

Фітодезактивація – один з небагатьох заходів, який передбачає очищення ґрунту від радіонуклідів. Більшість інших заходів мінімізації переходу їх в рослини базується на утриманні їх у ґрунті за допомогою зв'язування з іншими речовинами, переводом у нерозчинний стан, витісненні конкурентними способами з транспортних шляхів та іншими із сподіваннями на їх подальший природний фізичний розпад.

***Фітодезактивація** – це різновид фіторе mediaції, метод очищення радіоактивно забруднених територій за допомогою рослин, які здатні поглинати (акумулювати) радіонукліди з ґрунту та води через свою кореневу систему і накопичувати їх у своїй біомасі, що дозволяє в подальшому видалити радіоактивні речовини з екосистеми шляхом збору та утилізації рослинного матеріалу.*

При фітодезактивації використовують рослинні види, які мають високі коефіцієнти накопичення радіонуклідів і здатні формувати значну біомасу. Найбільше цим вимогам відповідає люпин, дещо менше – люцерна, а також кукурудза та соняшник, вирощувані на зелену масу, а також деякі травосумішки. При внесенні оптимальних і підвищених доз добрив, необхідності зрошення, введенні у ґрунт активної мікробіоти (наприклад, силікатних бактерій, які сприяють прискореному руйнуванню радіоактивних часток і вивільненню радіонуклідів) та використанні інших чинників, що створюють оптимальні умови для росту рослин і переведення радіонуклідів у доступний для них стан, можна суттєво підвищити

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

ефективність винесення радіоактивних речовин з ґрунту. Оптимальна система сівозмін з високими коефіцієнтами накопичення у рослин (2–10) і урожаями біомаси (40–80 т/га) дозволяє протягом 5 років зменшити вміст радіонуклідів у ґрунті в 4–5 разів.

Перепоною на шляху широкого застосування фітодезактивації є труднощі утилізації великих мас забруднених радіонуклідами рослин. Проте технологічні проблеми вже вирішуються, і є всі підстави вважати, що метод фітодезактивації ґрунтів стане частиною комплексних систем очищення ґрунтів від радіонуклідів і способів мінімізації їх переходу у продукцію рослинництва.

У агроценозах процес спонтанної фітодезактивації триває постійно. Велика кількість радіонуклідів виноситься з урожаєм, і на забруднених територіях, таких як ті, що постраждали від аварії на Чорнобильській АЕС, спостерігаються суттєві відмінності між рівнями радіоактивності ґрунтів сільськогосподарських угідь, що активно використовуються, та ґрунтів населених пунктів, під забудовами, промисловими майданчиками і лісами. Порівняно високі темпи фітодезактивації спостерігаються на луках і пасовищах, де з урожаєм кормових трав за вегетаційний період може виноситись до 10–12% кількості радіонуклідів з ґрунту. У цих випадках радіонукліди включаються у трофічні ланцюги.

Управління режимом зрошення. Важливу роль у міграції РР і їх надходженні в рослини відіграє зрошення. Зрошувальна вода поліпшує водний режим ґрунту, створює сприятливі умови для розвитку в ґрунті мікробіологічних процесів, розчиняє поживні речовини і робить їх доступними для рослин. Усе це дає змогу керувати ростом і розвитком рослин і забезпечує стабільно високі врожаї. Але при зрошенні можуть бути створені сприятливі умови для надходження в них РР.

Розрізняють три основних шляхи впливу зрошення на нагромадження РР у рослинах:

1. при зрошенні відбуваються істотні зміни у водному режимі ґрунтів, внаслідок чого зростає рухливість РР у ґрунті і їх доступність для корневих систем рослин;
2. внаслідок змін характеру фізіологічних процесів, які взаємопов'язані зі змінами у надходженні в рослини і транспортуванні поживних речовин, відбуваються зміни в нагромадженні як окремих макро- і мікроелементів, так і РР;
3. при зрошенні РР надходять у рослини по ланцюжках міграції, яких немає у богарному землеробстві.

На поливних землях можливі три шляхи переходу РР у рослини: 1) тільки з ґрунту; 2) тільки із зрошувальної води; 3) комбінований, при якому РР надходять

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

у рослини як із ґрунту, так і зі зрошувальної води. Така класифікація дає змогу виділити домінуючий шлях переходу радіоактивних ізотопів у рослини і визначити їх кількість.

Надходження РР у рослини залежить від **способу поливу** – дощуванням (80% площ), чи поверхневого (біля 20% площ). Іноді застосовують підґрунтове і крапельне зрошення (біля 1% площ).

При дощуванні РР поглинаються надземною частиною рослин з поливної води, яка потрапляє на листя, стебла, квітки, плоди; при поверхневому поливі та підґрунтовому зрошенні – корінням.

РР потрапляють у надземну частину та продуктивні органи сільськогосподарських культур при зрошенні двома шляхами: довгим («зрошувальна вода – ґрунт – коренева система – надземні органи») і коротким («зрошувальна вода – надземні органи»). При короткому шляху міграції ізотопів РР не поглинаються твердою фазою ґрунту. Якщо РР містяться у воді, то надходження їх у рослини при дощуванні буде максимальним крізь надземні органи і частковим – крізь кореневу систему. При поверхневому поливі водою з радіоактивними речовинами надходження радіонуклідів дещо менше, оскільки частину з них поглинає ґрунт. Кількість поглинутих ґрунтом радіонуклідів збільшується при просочуванні води по капілярах ґрунту з глибинних шарів. Внаслідок цього мінімальним стає надходження РР з води при підґрунтовому поливі. При поливі незабрудненою радіоактивними речовинами водою слід віддати перевагу дощуванню.

Поверхневий полив чистою водою сприяє глибокому промиванню ґрунту, переносу РР з поверхні в кореневмісний шар, підвищенню рухомості радіонуклідів і надходженню їх у рослини. Підґрунтовий полив і в цій ситуації є доцільнішим. Якщо РР містяться і в ґрунті, і в зрошувальній воді, їх надходження у рослини збільшується. Крім виду поливу, режим зрошення сільськогосподарських культур визначається також нормою поливу, кількістю поливів та строком їх проведення.

Норма поливу – це кількість води, потрібна на один полив одиниці площі. Її слід відрізняти від зрошувальної норми, яка полягає в кількості води для поливу одиниці площі за весь період вегетації рослин. При поливі дощуванням саме норма поливу дає змогу визначити тривалість контакту надземної частини рослин із зрошувальною водою і відповідно – кількість радіонуклідів, які можуть потрапити в рослину. Головним фактором впливу на нагромадження РР в урожаї є норма поливу. При її збільшенні з 100 до 1000 м³/га нагромадження ⁹⁰Sr у надземній частині пшениці зростає втричі, а в зерні – вдвічі. Нагромадження обох ізотопів інтенсивніше при збільшенні норми поливу до 500 м³/га.

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

Якщо за нормою поливу можна визначити кількість РР, які надходять у рослини за один полив, то за **зрошувальною нормою** – за весь період вегетації рослини. Якщо при збільшенні норми поливу кількість радіонуклідів, які надходять у рослини, досягає ступеня насиченості, то збільшення кількості поливів повинно сприяти їх нагромадженню. Так, при однаковій зрошувальній нормі, але при зменшенні кількості поливів дощуванням у 2–3 рази, нагромадження радіонуклідів у рослинах зменшується в 1,5–4 рази.

При поверхневому зрошенні великі норми поливу сприяють вимиванню РР у глибші шари ґрунту. Тому зменшення кількості поливів за рахунок збільшення поливної норми також зменшує надходження радіоізотопів у рослини.

Інтенсивність надходження РР у рослини залежить також **від строків поливу**. При дощуванні на пізніших етапах вегетаційного періоду рослини містять більшу кількість РР, оскільки збільшуються їх маса і розмір надземної частини. У пізні фази розвитку РР можуть потрапляти безпосередньо на генеративні органи рослин, що призводить до збільшення їх вмісту у плодах. Утворюється така закономірність: чим ближче до збирання врожаю здійснюється полив, тим більше РР нагромаджується у рослинах.

Рекомендації щодо запобігання надходженню і нагромадженню РР у сільськогосподарських рослинах за допомогою регуляції режиму зрошення при поливі водою, що містить РР:

1. При можливості вибору способу зрошення перевагу слід надавати поверхневому поливу.
2. У межах об'єму зрошувальної норми за рахунок збільшення норм поливу зменшити кількість поливів.
3. Віддавати перевагу поливам у першій половині вегетаційного періоду рослин.
4. Не допускати поливу дощуванням у період формування і дозрівання генеративних органів, особливо тоді, коли плоди є основною продукцією рослинництва.

Внесення спеціальних речовин і сполук. Для зменшення надходження РР з ґрунту в рослини рекомендується вносити в ґрунт мінерали, здатні до їх сорбції. Особливо інтенсивно сорбують ^{90}Sr та ^{137}Cs ілліти та вермікуліти, дещо менше – монтморилоніти та каолініти. Ефективними сорбентами є флогопіт, асканіт, гумбрин, гідрофлогопіт, біотит, цеоліти та бентоніти. Внесення цих мінералів у ґрунт у дрібно-розмеленому стані у кількості, що становить 0,5–1% об'єму орного шару ґрунту, зменшує надходження РР у рослини в кілька разів.

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

Ефективним є також внесення у ґрунт комплексонів - амінополікарбонових кислот та їх похідних, які можуть утворювати в ґрунті комплексні сполуки з радіонуклідами, сприяючи їх вимиванню з кореневмісного шару вглиб ґрунту.

При складанні рекомендацій щодо практичного застосування комплексних заходів зниження надходження РР з ґрунту в рослини слід враховувати їх санітарно-гігієнічне значення й економічну ефективність. Навряд чи доцільно рекомендувати використання дорогих засобів, яке не зможе виправдати концепцію радіаційної безпеки «ризик- користь».

Засоби зниження надходження радіонуклідів в організм сільськогосподарських тварин. Основним джерелом надходження РР в організм тварин є корми (понад 90%), основу яких становлять рослини, і меншою мірою – вода. Заходів, що зменшують перехід радіонуклідів із корму й води у продукти тваринництва, небагато. Це правильно складені раціони і введення в них добавок та препаратів, що запобігають такому переходу. Збалансовані раціони дають змогу зменшити надходження ^{90}Sr та ^{137}Cs в організм тварини в 2–5 разів.

Головним при складанні раціонів має бути постійний контроль за станом забруднення кормів радіоактивними речовинами. Так, коефіцієнти переходу ^{90}Sr та ^{137}Cs у молоко і м'ясо корів, у раціоні яких переважають зелені трави, у 1,5–2 рази вище, ніж у тварин, основу раціону яких становлять зерно та грубі корми. Сінний тип годівлі великої рогатої худоби більш сприяє надходженню ^{90}Sr та ^{137}Cs у м'ясо й молоко, ніж змішаний або силосно-концентратний раціон. Вища концентрація ^{90}Sr спостерігається у скелеті новонароджених телят і ягнят від корів та овець, які утримувалися протягом періоду вагітності на сінному раціоні, ніж на змішаному та концентратному.

Найбільш несприятливі умови ведення тваринництва на сільськогосподарських угіддях, забруднених радіоактивними речовинами, створюються при годівлі тварин кормами з природних луків.

Важливу роль у запобіганні переходу в організм сільськогосподарських тварин ^{90}Sr та ^{137}Cs відіграє оптимізація мінерального живлення – кальцієвого і калійного.

Кальцій є одним з найважливіших елементів, необхідних для забезпечення нормального здійснення багатьох життєвих процесів. В організмі тварин кальцію належить особлива роль. Він становить основу скелета, є головним мінеральним компонентом молока. При дефіциті в організмі його місце можуть займати хімічні аналоги, серед яких і стронцій. Тому порушення кальцієвого живлення може призвести до збільшення нагромадження в організмі ^{90}Sr . Збагачення раціону на корми, які містять кальцій, додавання мінерального підкорму

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

у вигляді вуглекислих та фосфорнокислих солей кальцію є дешевим і доступним способом захисту від проникнення ^{90}Sr з органів травлення тварин у продукцію тваринництва.

Введення кальцію до раціону телят і поросят знизило відкладення в організмі ^{90}Sr майже в два рази, а у корів знижує кількість ^{90}Sr в молоці у 8–12 разів. При цьому збільшення його вмісту у кормах понад 80 г на добу, що є верхньою межею нормальної фізіологічної потреби тварин у цьому елементі (40–80 г на добу), практично не впливає на його нагромадження.

Враховуючи винятково важливе значення **калію** у функціональній діяльності багатьох фізіолого-біохімічних систем тварин, збагачення раціону за рахунок кормів з підвищеною його кількістю сприятиме зниженню нагромадження ^{137}Cs . Це насамперед кукурудзяний силос, картопля, кормові буряки, деякі види бобових рослин і кормових злакових трав.

Мало вивчений вплив **натрію** на нагромадження ^{137}Cs , який також є хімічним аналогом цього елемента, хоч відома його роль у багатьох фізіологічних процесах. І враховуючи антагоністичні відношення в організмі між калієм і натрієм, можна припустити, що на надходження ^{137}Cs впливають не тільки абсолютні їх кількості в організмі, а й співвідношення між ними.

Важлива роль у зменшенні надходження радіонуклідів до організму сільськогосподарських тварин, а також у підвищенні стійкості тварин до іонізуючих випромінень належить **мікроелементам**. Особливо це стосується регіонів Полісся, ґрунти яких і, відповідно, корми бідні не тільки на вміст основних, а й біологічно важливих мікроелементів. Збагачення раціону на солі кобальту, цинку, міді, марганцю, заліза, йоду та іншими є важливим заходом у системі ведення тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях.

Значний вплив на забруднення продукції тваринництва радіонуклідами має стан пасовищ. При слаборозвиненому чи вибитому травостої значна кількість радіонуклідів може надходити в організм тварин і частками ґрунту і тогорічною рослинністю, особливо навесні і пізно восени.

Тому докорінне поліпшення природних кормових угідь на забруднених радіоактивними речовинами територіях є не тільки засобом підвищення їх продуктивності, а й ефективним заходом зменшення переходу радіонуклідів із ґрунту в лучні трави. Це забезпечується створенням більш продуктивного травостою, загортанням забрудненої радіонуклідами дернини і формуванням нової, менш забрудненої. Проведення агротехнічних заходів слід супроводжувати внесенням вапна і мінеральних добрив у визначених кількостях і співвідношеннях. При

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

перезалуженні ці компоненти треба вносити тільки після оранки, при дискуванні чи фрезеруванні.

Тільки загортання забрудненого шару ґрунту на глибину 5 см зменшує вміст радіоактивного Cs у травостої в 1,5 рази, а докорінне поліпшення природного сінокосу дає змогу знизити надходження радіонуклідів із ґрунту в лучні трави у 2–15 разів залежно від типу ґрунту, водного режиму, кількості вапняних матеріалів і добрив.

При цьому слід пам'ятати, що застосування таких заходів як вапнування, збільшення доз фосфорних добрив може призвести до зменшення в раціоні тварин кількості мікроелементів. Тому треба періодично уточнювати дози їх солей у раціоні.

Період піввиведення з організму людини ^{137}Cs становить 70 діб. Для ^{90}Sr цей строк досягає 50 років. Період піввиведення радіоцезію для сільськогосподарських тварин-савців становить 20–30 діб. Тому рекомендовано переводити тварин за кілька тижнів до забою на максимально «чисті» корми, хоч це лише частково зменшує вміст ^{137}Cs у продукції тваринництва.

Є речовини, які знижують перехід радіонуклідів із кормів у тканини тварин. Це **альгірати** натрію, калію, кальцію – солі альгінових кислот, які виділяються з деяких видів бурих водоростей. Додавання їх до раціону тварин знижує відкладання ^{90}Sr у тканинах у 1,5–2 рази. Подібний ефект мають пектинові речовини, яких багато в коренеплодах, плодах кісточкових.

Дуже високою ефективністю щодо обмеження всмоктування ^{137}Cs у кишках савців відзначаються **фероціаніди** заліза, кобальту та нікелю – похідні фероцину (берлінської лазурі). При їх введенні разом з кормами засвоюваність радіонукліда тваринами зменшується в десятки разів.

Кальцій і калій теж захищають тварин від дії іонізуючої радіації. Але вони не зменшують наслідків дії випромінювання, а знижують надходження РР в організм, тобто блокують їх. Тому їх називають **блокіраторами**.

Є препарати, які прискорюють процес виведення з організму савців як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr . До них належать комплексні препарати, здатні утворювати з більшістю катіонів, у тому числі з Cs і Sr, міцні, проте добре розчинні у воді комплексні сполуки, які, беручи участь у метаболізмі, прискорюють їх виведення з організму. Цей клас сполук дістав назву **декорпораторів**. Середня ефективність застосування радіозахисних заходів та технологій представлена в **табл. 9.2**.

Перетоплення сала супроводжується переходом понад 95% ^{137}Cs у шкварки, внаслідок чого концентрація його в топленому жирі зменшується в 20 разів.

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

Для оцінки ступеню зниження радіоактивності продукції внаслідок застосування окремих прийомів існує *коефіцієнт очищення продукції (КОП)* від радіонуклідів, який визначається відношенням питомої радіоактивності одержаного внаслідок обробок чи переробок продукту до питомої радіоактивності сирого матеріалу. Фактично це різновид коефіцієнта переходу (K_{Π}).

Таблиця 9.2. Ефективність радіозахисних заходів і технологій щодо зменшення дози опромінення людини

Заходи і технології		Ефективність зниження дози
Обмежувальні	Зменшення споживання молока, що виробляється у місцевих умовах	20-50%
	Обмеження споживання продуктів лісового походження	0-50%
Превентивні	Вапнування кислих ґрунтів	1,5-3 рази
	Внесення фосфорно-калійних і органічних добрив	1,5-3 рази
	Покращення луків і пасовищ	2-4 рази
	Застосування ентеросорбентів у тваринництві	1,5-4 рази
	Переведення тварин перед забоєм на чисті корми (до 2-х місяців)	1,5-2 рази
	Кулінарна обробка продукції рослинництва і тваринництва	10-30%
	Переробка молока у вершки, сири і масло	20-50%
	Високотехнологічна переробка забрудненої продукції	5-25%

Джерело: Гудков І.М. (2016)

9.3. ОЧИЩЕННЯ ПРОДУКЦІЇ СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА ВІД РАДІОНУКЛІДІВ ТЕХНОЛОГІЧНОЮ ПЕРЕРОБКОЮ

Очищення продукції сільського господарства від радіонуклідів технологічною переробкою. Проведення заходів щодо запобігання накопиченню радіоактивних речовин (РР) у сільськогосподарських рослинах або організмі сільськогосподарських тварин на практиці може бути малоефективним, тому вміст РР в одержаній продукції може перевищувати допустимі норми. Проте це не означає, що така продукція має бути знищена. За деяких технологічних переробок, які передбачають поділ продукції на кілька компонентів, виявляється, що основна частина РР зосереджується в одному з них. Часто таким компонентом стає побічний продукт переробки. РР надходять у рослини і далі в організм тварин переважно у вигляді розчинених у воді елементів. Тому вони

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

зосереджуються у водній частині клітин і переходять у водний розчин під час переробки. Технологічна переробка, що включає відокремлення води за допомогою віджимання, фільтрування, центрифугування або інших методів, але не висушування, здатна дезактивувати продукцію (табл. 9.3).

Таблиця 9.3. Вплив способу кулінарної обробки на вміст радіонуклідів у деяких продуктах

Вихідний продукт	Спосіб кулінарної обробки	Зменшення вмісту на %	
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Картопля	Очищення від шкірки	-	30-40
Картопля	Відварювання у воді	30-45	-
Картопля	Відварювання у підсоленій воді	50	-
Буряк	Відварювання	60	-
Буряк	Очищення від шкірки	-	30-4
Капуста	Відварювання	60-80	-
Горох	Відварювання	45-89	-
Щавель	Відварювання	45-50	-
М'ясо	Відварювання	70	50
Яловичина	Вимочування у прісній воді з подальшим варінням	80-90	-
Свинина	Вимочування у прісній воді м'яса, витриманого у 25% розсолі протягом 3 міс. і відвареного	90	-
М'ясо куряче	Відварювання	45	-
М'ясо	Смаження	Майже не знижується	
Риба	Видалення луки, нутрощів, плавців	16	-
Риба прісноводна	Відварювання	70-90	-
Риба (тушка з головою)	Приготування юшки	15-28	-
Молоко	Виготовлення сиру	65	83
Сироватка	Виготовлення сиру	64	-
Молоко	Виготовлення сметани	98	-
Молоко	Виготовлення сиру	60-90	55
Молоко	Виготовлення вершків	92-95	95
Молоко	Виготовлення масла вершкового	52-99	-
Молоко	Виготовлення масла топленого	до 100	
Гриби	Миття проточною водою	18-32	-
Гриби польські сухі	Вимочування протягом 2 год	81	-
Гриби білі сухі	Вимочування протягом 2 год	98	-
Гриби	Вимочування протягом 10 хв	81	-
Гриби	Вимочування протягом 10 хв	97	-

Джерело: Гудков І.М. (2016)

Очищення продукції рослинництва. Досягти дуже високого ступеня очищення можна при переробці забрудненої радіоактивними речовинами картоплі на крохмаль. Технологія відокремлення крохмалю з бульб включає їх подрібнення, з подальшим відокремленням клітинного соку і добуванням крохмальних зерен промиванням водою. Після цих операцій одержаний продукт містить радіоактивні речовини в 50 разів менше, ніж сама картопля. Аналогічно отримують крохмаль із зерна злаків. Крохмаль широко застосовується в харчовій промисловості для виготовлення кулінарних та кондитерських виробів, ковбас. Його переробляють на патоку, глюкозу, використовують як сировину для отримання лимонної, молочної та глюконової кислот, гліцерину, амілопектину, що використовуються в харчовій та фармацевтичній промисловості.

При переробці вуглеводомістких продуктів рослинництва на етиловий спирт практично всі радіоактивні речовини залишаються у середовищі бродіння. Одержаний внаслідок дистиляції продукт виявляється в тисячу разів чистішим, ніж вихідний матеріал. Етиловий спирт широко застосовується у народному господарстві як розчинник у різних галузях промисловості, як вихідна сировина для отримання синтетичного каучуку, етилену, хлороформу, оцтової кислоти та інших органічних продуктів, а також як паливо для реактивних двигунів і двигунів внутрішнього згоряння.

Забруднення радіоактивними речовинами безпечно й для цукрових буряків. Технологія одержання цукру з цукрових буряків складається з подрібнення коренеплодів на тонку стружку і наступного вимивання її гарячою водою, до якої разом з цукром переходять і всі радіонукліди. Але при наступних операціях виділення та очищення цукру отримують так званий «білий цукровий пісок» з вмістом РР, у 50-70 разів меншим, ніж у коренеплодах. При рафінуванні цукрового піску відбувається додаткове очищення його від багатьох домішок, у тому числі від радіоактивних, майже на 100%.

Надзвичайно високого ступеня очищення рослин від РР досягають при виробництві рослинних олій (з насіння соняшнику, льону, сої, конопель, бавовни, кукурудзи тощо). Основна операція – екстрагування жирів – здійснюється за допомогою органічних розчинників, які не розчиняють ^{90}Sr , ^{137}Cs та інші радіоактивні ізотопи. Уже на цьому етапі можна одержати практично чистий від РР проміжний продукт, який під час наступних процесів доводиться до надзвичайно високого ступеня чистоти. При переробці олійних культур практично в усіх випадках одержана олія придатна до безпечного вживання в їжу. Тому зазначені технічні культури рекомендуються для вирощування на забруднених радіоактивними речовинами територіях.

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

Забруднена радіоактивними речовинами свіжа вегетативна маса рослин, непридатна для годівлі тварин, може використовуватися для виробництва харчового та кормового білка. Це передбачає виділення білка із зеленої маси через віджимання клітинного соку та коагуляцію, що дає продукт із рівнем радіоактивних речовин у десятки разів нижчим, ніж у самих рослинах. Цей білковий препарат є цінним у харчовій промисловості, зокрема для виробництва ковбас, консервів, сирів, хлібобулочних та кондитерських виробів, а також добавок до кормів для тварин і птиці.

Технології переробки рослинного матеріалу, такі як виробництво сахарози, глюкози, фруктози, рафінози, інуліну, ферментів, вітамінів, амінокислот, органічних кислот та біологічно активних сполук, є прикладами дезактивації продукції рослинництва.

Високорадіоактивні відходи, що залишаються після одержання основного продукту (віджимки та інші екстрагени), можна використовувати для виробництва етилового спирту або як живильне середовище для мікроорганізмів і дріжджів, які мають низькі коефіцієнти нагромадження радіоактивних речовин.

Очищення продукції тваринництва. Технологічна переробка є ефективним способом дезактивації молока. Після сепарування незбираного коров'ячого молока лише 8–16% ^{90}Sr , ^{131}I та ^{137}Cs залишається у вершках, а решта переходить у відвійки. Дво- чи триразове промивання вершків теплою водою і знежиреним молоком зменшує кількість в них ^{90}Sr ще в 50–100 разів. При переробці вершків у вершкове масло значна частина ізотопів переходить у скотини і промивну воду. Концентрація ^{90}Sr , ^{131}I та ^{137}Cs у вершковому маслі при цьому зменшується до 36, 76 та 49% відповідно до їх концентрації у вершках. Перетоплення вершкового масла дає змогу видалити з нього практично повністю ^{90}Sr та ^{137}Cs і ще 10% ^{131}I . Тому із забрудненого радіоактивними речовинами молока доцільно виробляти вершки і вершкове масло. Переробка молока на сир дозволяє знизити вміст ^{90}Sr та ^{137}Cs на 90%, а ^{131}I – на 70%.

Існують методи очищення молока від радіоактивних речовин без значної зміни його хімічного складу. Застосування пірофосфату, який зв'язує Sr, дозволяє за добу вилучити до 83% ^{90}Sr . Іонообмінні смоли ефективно очищають молоко від інших радіоактивних елементів: один об'єм аніоніту Дауекс-2 вилучає понад 95% ^{131}I з 230 об'ємів молока та 50% ^{90}Sr , а катіоніт вилучає до 70% ^{137}Cs з 30 об'ємів молока. Електродіаліз може вивести до 90% ^{90}Sr та 99% ^{137}Cs , а на установці з аніонообмінними мембранами – до 70–90% ^{131}I .

Розподіл радіоактивних речовин по органах тварин нерівномірний, тому м'ясо може мати різну концентрацію радіоактивних елементів. Наприклад,

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

концентрація ^{90}Sr в кістках свиней в 600–700 разів вища, ніж у м'ясі, ^{137}Cs накопичується в м'язах, а ^{131}I – у щитовидній залозі. З урахуванням цього, частина м'ясної продукції (м'язи, субпродукти) може використовуватися для їжі, а інша (щитовидна залоза, лімфатичні вузли) - виключається з харчового ланцюга.

Кулінарна обробка, як виварювання кісток і м'яса, є ефективним методом очищення. Виварювання кісток не впливає на вміст ^{90}Sr , але зменшує кількість ^{137}Cs у бульйоні в 3–5 разів (тобто в бульйон переходить 67–80%). 50–60% ізотопу, що накопичився в м'ясі, переходить у бульйон за перші 10 хвилин варіння. Знижує концентрацію радіоактивних речовин і тривале зберігання м'яса в солі з подальшим вимочуванням, що дозволяє зменшити вміст ^{137}Cs на 63–99%. Вимочування м'яса у воді, підкисленій органічними кислотами, також ефективно знижує рівень радіоактивних ізоотопів, залежно від умов обробки та типу забруднення.

9.4. ВИКОРИСТАННЯ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ У СІЛЬСЬКОМУ ГОСПОДАРСТВІ

Дослідження в радіобіології відкрили широкі перспективи для застосування її принципів у різних галузях: медицині, сільському господарстві, мікробіології та харчовій промисловості. Розвиток цієї науки призвів до появи прикладної радіобіології та радіаційно-біологічних технологій, багато з яких активно використовуються в аграрному секторі, зокрема в рослинництві.

Діапазон доз іонізуючого випромінювання, що застосовуються в сільському господарстві, варіюється від кількох сотих грея (сантигрей) для стимуляції росту рослин і тварин до десятків мільйонів грей для поліпшення поживної цінності кормів. Для цих цілей необхідні джерела іонізуючого випромінювання з різною потужністю та технічними можливостями.

Радіаційна техніка в сільському господарстві. Основні вимоги до джерел іонізуючих випромінювань у сільському господарстві:

1. забезпечення точної поглинутої дози в межах необхідної точності;
2. рівномірний розподіл дози по всьому об'єму продукції;
3. відсутність наведеної радіоактивності в об'єктах опромінення;
4. дотримання умов радіаційної безпеки;
5. економічна ефективність технології, забезпечення її собівартості.

У сільському господарстві найпоширеніші радіаційні джерела на основі радіонуклідів ^{60}Co і ^{137}Cs , завдяки їхнім характеристикам: тривалий період піврозпаду (5,3 і 30 років відповідно), висока проникаюча здатність γ -випромінювання,

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

відсутність наведеної радіоактивності в об'єктах опромінення, можливість створення джерел з різною питомою радіоактивністю та вигідні фізичні властивості для тривалого використання в автономних установках з мінімальними витратами енергії.

Опромінювальні установки поділяються на три типи:

1. нерухоме джерело випромінювання, об'єкт переміщується до нього;
2. джерело випромінювання переміщується в робочу камеру, об'єкт нерухомий;
3. джерело випромінювання переміщується в робочу камеру, об'єкти рухаються відносно нього.

Крім того, розрізняють стаціонарні та пересувні опромінювальні установки. **Перший тип установок** (пересувні гамма-установки на базі автомобілів, установки на основі ^{137}Cs та ^{60}Co з автоматизованим контролем дози, установки для опромінення сіна та кормів для тварин, установки для стерилізації пакувальних матеріалів та продуктів) є найбезпечнішим, оскільки їх конструкція виключає можливість того, що джерело випромінювання залишиться поза сховищем (зазвичай свинцевим контейнером). Тому такі установки отримали назву «самозахисних». До цього типу належать виробничі та дослідно-промислові радянські установки «Колос» (рис. 9.3),

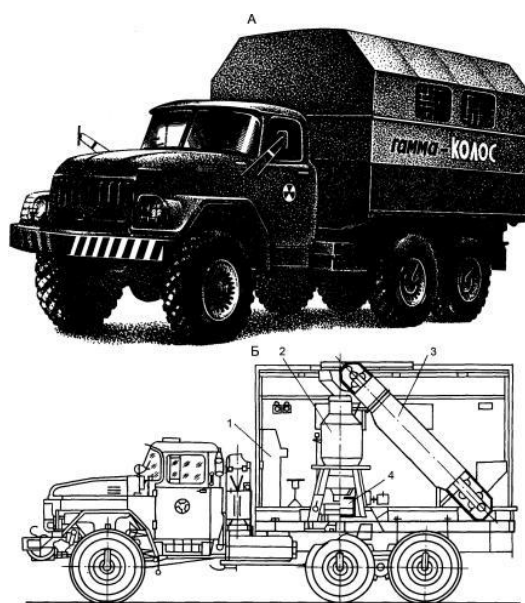


Рис. 9.3. Виробнича пересувна гамма-установка "Колос"

Джерело: Гудков І.М. (2016)

«Стебель», «Стерилізатор», «Генетик» (використовувались в СРСР до 80-х рр. XX ст.). У цих установках об'єкт опромінення подавався до закритого джерела випромінювання за допомогою різних пристроїв, дозволяло опромінювати велику кількість посівного та садивного матеріалу протягом робочого часу.

γ-установка другого типу – це, зазвичай, приміщення з непроникними для випромінювання стінами, в якому розміщено один або кілька джерел випромінювання. Об'єкти опромінення розташовані в приміщенні на спеціальних столах, полицях у період, коли джерело сховане в укритті або в контейнері. Після того, як обслуговуючий персонал залишає приміщення, воно автоматично чи механічно на необхідний час, що визначається дозою опромінення, переводиться в робочий стан.

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

Перевага установок другого типу полягає в тому, що об'єкти опромінення практично не обмежені в об'ємі розміром робочих камер і транспортних обладнань, обов'язкових для установок першого типу. Це значно підвищує їх продуктивність, що дає можливість опромінювати великі партії різної сільськогосподарської продукції. Проте ступінь безпеки таких установок нижчий, ніж у перших. Якою б надійною не була система автоматичного або механічного управління джерелами випромінювання, у таких конструкціях теоретично неможливо повністю захистити обслуговуючий персонал від випромінювання. Хоча сучасні установки такого типу за умов правильної експлуатації та повної справності вважаються умовно безпечними.

Третій тип установок (рис. 9.4) є варіантом поєднання установок першого і другого типів. Це переважно опромінювачі, призначені для промислових потреб. Прикладом може бути установка для опромінення картоплі та інших овочів перед їх закладанням у сховища для пригнічення проростання. Вона подібна до установок другого типу – приміщення з непроникними для випромінювання стінами і розміщеним у центрі джерелом, яке при потребі дистанційно може переводитися в стан «Зберігання» чи «Опромінення». Проте в даній системі об'єкти опромінення

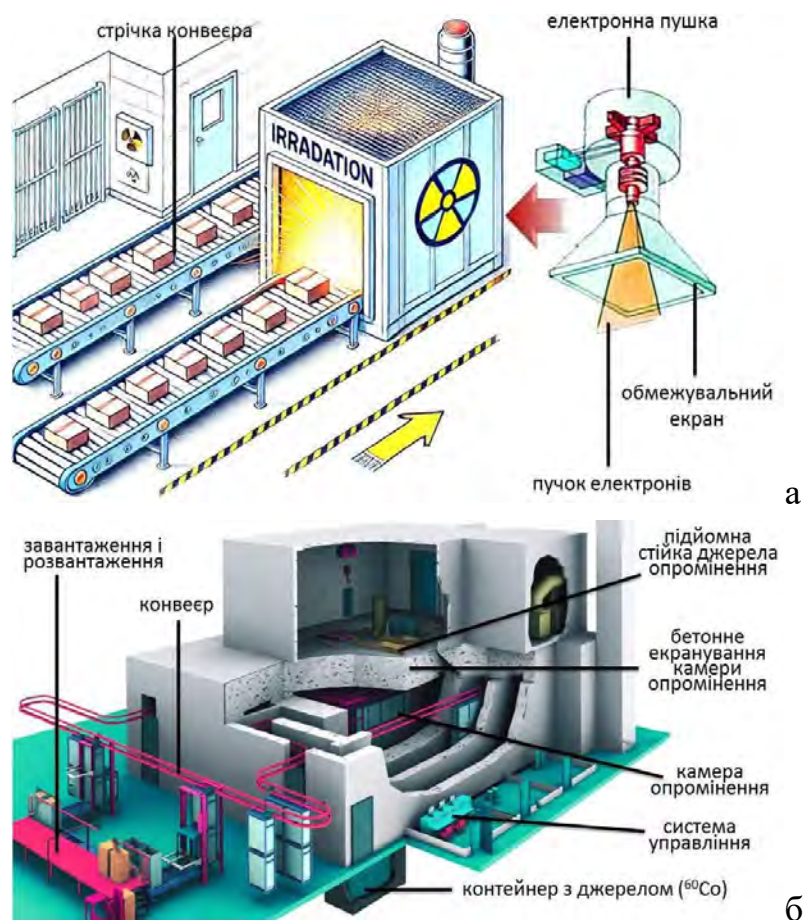


Рис. 9.4 Типовий промисловий γ -опромінювач (опромінення ягід, фруктів та овочів, кормів для подовження строків їх зберігання):

а – схема, б – промисловий зразок

Джерело: а – авторська графіка; б – трансформовано авторами на основі Prakash та Ornelas-Paz (2019)

встановлюються не нерухомо в цьому приміщенні, а конвеєром через лабіринт, який виключає можливість проникнення радіації за межі установки, безперервно надходять у зону опромінення.

Радіаційно-біологічні технології в рослинництві. На початку розвитку радіобіології в дослідженнях з рослинами був виявлений ефект радіаційної стимуляції — прискорення проростання насіння, опроміненого іонізуючою радіацією, що знайшло широке практичне застосування в рослинництві. У 1920-х роках після відкриття радіаційного мутагенезу у мікроорганізмів і комах це явище підтвердили і на рослинах. Дослідження радіочутливості різних видів організмів стали основою для використання іонізуючих випромінювань у запобіганні проростанню продукції при зберіганні, радіаційній пастеризації, консервуванні та стерилізації. На основі робіт у галузі радіаційної імунології створено технології подолання тканинної несумісності при вегетативних щепленнях рослин. На сьогодні у світовому рослинництві впроваджено понад 30 радіаційно-біологічних технологій, деякі з яких розглядаються в цьому розділі.

Передпосівне опромінення насіння сільськогосподарських культур для прискорення проростання, розвитку та підвищення продуктивності рослин. Після відкриття явища радіаційної стимуляції привернуло увагу біологів-агрономів як спосіб підвищення врожайності сільськогосподарських культур. Передпосівне опромінення насіння стало радіаційно-біологічною технологією, яка сприяє прискоренню росту, розвитку, скороченню періоду вегетації, підвищенню врожайності та, в деяких випадках, покращенню якості продукції. Воно впливає на обмін речовин, підвищуючи вміст білка в зернових і зернобобових, цукру в буряках, жиру в насінні соняшнику, а також вуглеводів і вітамінів в овочах. Технологія не утворює нових або токсичних речовин, хоча може збільшувати вміст небажаних сполук, таких як алкалоїди й глікозиди.

Стимуляція росту часто підвищує довжину та міцність волокна у льону, конопель і бавовни, а прискорення розвитку може зменшувати період дозрівання рослин, наприклад, огірків і томатів, що є важливим для ринку. Однак ефективність стимуляції не завжди стабільна. Під час перших досліджень виявили, що однакові дози можуть викликати як позитивний, так і негативний ефект, наприклад, пригнічення росту. Це стало причиною скептичного ставлення деяких дослідників, які визнають саме явище, але заперечують його практичне застосування.

Масові випробування в Україні у 1960–70-х роках ХХ ст. показали, що у 35% випадків опромінення збільшувало врожай на 7–35%, у 35% не давало ефекту, а в 30% знижувало продуктивність, хоча зниження ніколи не перевищувало 10%. Загалом позитивні результати значно переважали негативні, що підтверджує доцільність технології. Наприклад, опромінення насіння цукрових буряків і кукурудзи на калібрувальних заводах може забезпечити стабільне підвищення

врожайності на 10–15%.

Передсадивне опромінення органів вегетативного розмноження та розсади для прискорення розвитку і підвищення продуктивності рослин. Стимулююча дія іонізуючого випромінення проявляється не лише при опроміненні насіння, а й вегетативних органів та рослин в цілому. Для цього застосовують менші дози радіації – від десятих часток до кількох греїв.

Серед сільськогосподарських культур найперспективнішою є картопля. Опромінення бульб дозою 0,55 Гр забезпечує приріст урожаю на 20–30%. Передсадивне і передприщепне опромінення живців у дозах 3–10 Гр стимулює коренотворення, активізує ріст пагонів та обмін речовин, підвищуючи врожайність. У плодових культур (яблуня, груша, вишня, слива) це поліпшує прищеплення і збільшує вихід саджанців.

Опромінення кореневищ м'яти, солодки та діаскареї дозами 5–10 Гр пробуджує сплячі бруньки і збільшує зелену масу. Доза 5–15 Гр для вусиків суніці підвищує врожай ягід на 20–30%, а опромінення цибулин цибулі-ріпки та часнику дозами 0,5–3 Гр збільшує врожай зеленої маси на 10–30%.

Для розсади овочевих культур (томатів, перцю, баклажанів, капусти) дози 0,3–5 Гр забезпечують підвищення врожайності на 25–35% і прискорюють дозрівання.

Опромінення насіння і рослин з метою одержання нових сортів. Відкриття мутагенної дії іонізуючого випромінення сприяло його використанню для створення нових форм живих організмів. У селекції рослин радіаційний мутагенез став ефективним методом для виведення сортів із господарсько-цінними ознаками.

Процес створення нового сорту включає два етапи: опромінення для отримання мутантних форм і подальше виведення сорту традиційними методами, випробування, розмноження і впровадження у виробництво. Перший етап, що пов'язаний із радіобіологією, передбачає підбір дози опромінення, яка забезпечує високу кількість мутацій при достатній виживаності рослин. Оптимальною вважається критична доза, наприклад ЛД₇₀ або ЛД₉₀, при якій виживає 30% або 10% рослин відповідно.

Радіація не створює нові типи мутацій, а лише збільшує їх кількість, що дає селекціонерам більше матеріалу для відбору, включаючи рідкісні форми мутацій. Опромінення можливе також під час вегетації (наприклад, у гамма-полі), але цей метод менш поширений через незручність.

За допомогою іонізуючого випромінення у 40 країнах створено понад півтори тисячі сортів культурних рослин із підвищеною врожайністю, стійкістю до

хвороб і несприятливих умов. Серед українських досягнень: сорти гречки Аеліта, Лада, Галлея, низькоалкалоїдні люпини Мутант 486, Київський мутант, м'ята Зимостійка 1 і тютюн Безпасинковий.

Радіаційна біотехнологія подолання несумісності тканин і стимуляція зрощення при вегетативних щепленнях рослин. Опромінення гамма-променями є дієвим методом у подоланні біологічної несумісності тканин рослин, що виникає під час щеплення, особливо в міжсорткових та міжвидових комбінаціях. Це явище зумовлене природним імунітетом, який захищає організм від проникнення чужорідних речовин. Імунна реакція, що блокує зрощення прищепи і підщепи, може бути пригнічена за допомогою іонізуючої радіації, зокрема γ -випромінювання. Таке опромінення впливає на обмінні процеси, зокрема білковий, який відповідає за функціонування імунної системи, знижуючи бар'єрну функцію і полегшуючи зрощення тканин.

Українські науковці Д.М. Гродзинський і А.А. Булах довели ефективність використання γ -опромінення у прищепному виноградарстві. Обробка прищепи, підщепи або обох компонентів перед щепленням значно підвищує успішність зрощення, навіть у складних і несумісних комбінаціях. Ця методика забезпечує вищу якість садивного матеріалу винограду, зокрема шляхом щеплення європейських сортів на філоксеростійкі американські підщепи. Відомо, що філоксера серйозно шкодить виноградарникам, а щеплення залишається найбільш ефективним методом боротьби із цим шкідником. Проте складнощі несумісності обмежують вихід стандартних саджанців. Завдяки γ -опроміненню прищепи дозами 15–30 Гр кількість успішних щеплень зростає у 2–3 рази.

Опромінення також сприяє заміні трудомісткої операції видалення бруньок підщепи, яка є обов'язковою в технології вирощування щеплених саджанців. Видалення бруньок запобігає їх проростанню, що відволікає поживні речовини від зрощення. При γ -опроміненні підщепи дозою 25 Гр досягається понад 90% «осліплення» бруньок, що перевищує ефективність ручного або механічного способу. Однак надмірні дози опромінення можуть негативно впливати на якість зрощення і розвиток саджанців.

Методика також виявилася ефективною для вегетативних щеплень плодових культур і отримання міжродових гібридів, що раніше були майже недосяжними. Гамма-установки дозволяють масово обробляти чубуки підщеп, забезпечуючи високу продуктивність без шкоди для розвитку виноградарників. І як показали багаторічні випробування, це не впливає негативно на наступний розвиток і продуктивність винограду.

Загалом опромінення прищепних частин рослини виявляється ефективним і

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

при вегетативних щепленнях плодових культур. Воно значно полегшує отримання вегетативних гібридів навіть при міжродових комбінаціях типу яблуня–груша, слива–абрикос, абрикос–персик, малина–ожина тощо, одержати які без застосування імунодепресантів майже неможливо.

Радіаційна біотехнологія запобігання проростанню бульб, коренеплодів і цибулин при зберіганні. Тривале зберігання таких видів продукції рослинництва, як картопля, коренеплоди, цибуля та часник, часто супроводжується погіршенням їх якості через активізацію обмінних процесів і проростання. Традиційно для продовження терміну зберігання застосовують методи, спрямовані на уповільнення обміну речовин. Найпоширенішими є зниження температури у сховищах або хімічна обробка продукції спеціальними інгібіторами метаболізму, які наносять шляхом обприскування, обпилення чи обкурювання. Зниження температури є ефективним, але вимагає значних витрат електроенергії, тоді як хімічна обробка є трудомісткою, малопридатною для цибулі, у якої зона росту розташована глибоко всередині, і не завжди безпечною для споживачів.

Застосування γ -опромінення дозволяє значно уповільнити або повністю пригнітити проростання продукції. Наприклад, картопля, оброблена перед зберіганням дозами 50–150 Гр залежно від сорту та умов, може зберігатися в неохолоджуваних сховищах при температурі 6–8°C до нового врожаю без проростання. Проте при підвищенні температури можливий розпад крохмалю, що негативно впливає на кулінарні властивості та смакові якості, а також збільшує ризик гниття.

Опромінення коренеплодів, таких як буряк, морква, бруква і редька, дозволяє подовжити терміни їх зберігання у 2–2,5 рази. Також γ -опромінення цукрових буряків перед закладкою у бурти значно знижує втрати цукристості, які зазвичай виникають під час зберігання внаслідок продовження дихання.

Для цибулі та часнику опромінення дозами 6–8 Гр після збирання дозволяє зберігати їх до двох років за умов оптимальних температури та вологості. Однак продукція, оброблена такими дозами, не підходить для подальшого висаджування, а придатна лише для харчового використання, кормових цілей або технологічної переробки.

Використання іонізуючого випромінювання для подовження строків зберігання ягід, фруктів та овочів. Після збирання значна частина продукції рослинництва і плодівництва втрачається через гниття, спричинене різними мікроорганізмами. Звичайні методи подовження термінів зберігання, які передбачають нагрівання, охолодження або хімічну обробку, часто змінюють властивості продукції та погіршують її якість. Натомість γ -опромінення, яке сповільнює

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

розвиток мікрофлори або повністю пригнічує її активність, фактично виступає як метод холодної пастеризації чи стерилізації. Це дозволяє знищити майже всі або всі мікроорганізми, що забезпечує тривале зберігання продукції при температурі навколишнього середовища.

Особливо актуальним є опромінення продукції, яка легко пошкоджується під час збирання та транспортування, наприклад, суниць, вишень, черешень, абрикосів, персиків, томатів і баклажанів. Дослідження показали, що γ -опромінення дозами 2–3 кГр ефективно знижує активність мікроорганізмів у ягодах (суницях, полуницях, малині, чорній смородині), подовжуючи їх термін зберігання при температурі 15–18°C у два рази, а при 4–5°C – у 2,5–3 рази. Це дає можливість транспортувати продукцію на великі відстані.

Серед овочів томати найбільш схильні до гниття. Опромінення дозами 2–3 кГр значно подовжує термін їх зберігання, особливо якщо плоди не були пошкоджені під час збирання. При температурі не вище 10°C термін зберігання томатів збільшується у 3–4 рази. Аналогічні результати отримані для слив, вишень, абрикосів, персиків і винограду.

Також γ -опромінення фруктів та овочів впливає на сповільнення їх дозрівання. Для прикладу, опромінення лимонів і томатів дозою 3 кГр затримує дозрівання на 10–15 діб, бананів дозами 0,25–0,5 кГр – на 8–26 діб, апельсинів дозами 0,14–2,8 кГр – на 2–3 тижні. Це значно подовжує терміни зберігання таких продуктів і полегшує їх транспортування на великі відстані.

Радіаційна консервація продукції рослинництва і плідівництва. Дози γ -випромінення понад 10 кГр ефективно знищують більшість видів мікроорганізмів і можуть використовуватися для радіаційної консервації продукції. Такий підхід застосовується як для свіжих овочів і фруктів, так і для продуктів їхньої переробки, наприклад, соків. Унікальною перевагою радіації є можливість консервації без необхідності дотримання стерильності під час підготовки та пакування продукції в герметичну тару. Завдяки високій проникній здатності іонізуюче випромінення дозволяє стерилізувати продукцію безпосередньо в упаковці з різних матеріалів, таких як пластмаса, скло чи метал.

На відміну від термічної обробки, яка зазвичай використовується в традиційному консервуванні, радіаційна обробка не знижує вміст вітамінів у продукції. Однак при таких високих дозах можуть відбуватися зміни кольору та смакових властивостей через руйнування пігментів і утворення продуктів окислення, що є наслідком радіаційного впливу.

Радіаційні способи боротьби з комахами – шкідниками сільськогосподарських рослин. У процесі вдосконалення методів боротьби з комахами-

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

шкідниками сільськогосподарських культур було розроблено різноманітні способи використання іонізуючого випромінювання. Для успішного застосування таких методів необхідно точно визначити радіочутливість не лише різних видів комах, але й окремих стадій їх розвитку. Відомо кілька шляхів застосування радіації для захисту рослин від шкідників.

Метод радіаційної статеві стерилізації комах. Основою методу є різниця у радіочутливості соматичних і статевих клітин будь-якого організму. Для комах можна підібрати такі дози, за яких вони здатні нормально або майже нормально виконувати більшість фізіологічних функцій, зокрема зберігати здатність до спарювання. Однак у статевих клітинах, які є більш радіочутливими, відбуваються незворотні зміни, що призводить до втрати самцями здатності до запліднення, тобто до їх стерильності.

Життєздатність комах багато в чому визначається їх винятковою плодючістю. Деякі види можуть відкладати десятки тисяч яєць за кілька місяців життя. Завдяки цьому випуск у популяцію стерильних самців може значно знизити темпи її зростання та загальну чисельність. При регулярному повторенні процедури протягом кількох років можна повністю ліквідувати вид у певному регіоні.

Порівняно з іншими методами, особливо хімічним, який є найбільш поширеним у боротьбі з комахами, цей підхід має значні переваги. Основна перевага полягає у спрямованості методу радіаційної статеві стерилізації виключно на один конкретний вид комах, тоді як хімічні засоби впливають також на інших, зокрема корисних комах, як-от бджіл чи мурашок. Завдяки цьому метод є нешкідливим для тварин, людини та інших живих організмів біосфери, тобто він є екологічно чистим.

Застосування цієї біотехнології включає три основні етапи. На першому етапі розводять комах-шкідників визначеного виду на спеціальних біофабриках. Другий етап полягає в опроміненні комах, яке проводять після детальних досліджень їхньої радіочутливості. Комах розміщують у спеціальні камери з температурою 4-8°C, щоб знизити їх фізіологічну активність і рухомість, після чого збирають у контейнери для проведення опромінення. Після цього комах зберігають у тих же контейнерах або іншій тарі за зниженої температури до моменту випуску в поле. Іноді опромінення проводять на нерухомій стадії розвитку комах, як-от лялечки. Третій етап полягає у випуску опромінених комах у поле, найефективніше – шляхом розсіювання з літака або гелікоптера.

Відомі приклади успішного застосування цієї біотехнології. У США (штат Каліфорнія) з її допомогою значно зменшили чисельність середземноморської плодової мухи. У Канаді (провінція Британська Колумбія) таким способом

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

майже знищили яблуневу плодожерку. Для захисту від мігруючих популяцій цих видів створюють карантинні бар'єри, що передбачає систематичний випуск невеликої кількості стерильних комах раз на 2–3 тижні. Незважаючи на складність біотехнології, цей підхід економічно вигідніший порівняно із застосуванням інсектицидів.

Радіаційна дезінсекція зерна. Комахи-шкідники сільськогосподарських рослин завдають значних втрат урожаю, знищуючи близько 15% світових запасів зерна під час його зберігання. Водночас якісні втрати ще більші, оскільки комахи переважно поїдають внутрішню, найбільш поживну частину зерна з високим вмістом білка.

Серед найпоширеніших шкідників зерна виділяються комірний, кукурудзяний та рисовий довгоносики, сурінамський борошноїд, зерновий шашіль, борошняний жучок та інші. Для боротьби з ними зазвичай застосовують хімічні методи, які не завжди є безпечними для людини. У зв'язку з цим було розроблено радіаційний спосіб дезінсекції зерна, що здобув широке застосування, зокрема й в Україні. Цей метод передбачає обробку зерна іонізуючим випромінюванням (γ - або електронним) перед завантаженням його в елеватори чи інші сховища.

Доза дезінсекції є летальною для комах. Для більшості видів вона становить 100–500 Гр. Рекомендовані дози для дезінсекції зазвичай перебувають у цих межах. Однак при обробці окремих партій зерна необхідно враховувати видову радіочутливість комах, а також, можливо, стадію їхнього розвитку на момент радіаційної обробки. Наприклад, летальна доза для яєць і личинок комірнього довгоносика становить 55 Гр, а для кукурудзяного – 40 Гр. Для стадій лялечки та імаго цих видів доза сягає 200 Гр. У випадку сурінамського борошноїда необхідні дози складають 96 Гр для яєць, 86 Гр для личинок, 144 Гр для ранньої стадії лялечки, 308 Гр для пізньої стадії лялечки і 206 Гр для імаго. Для зернового шашеля доза 250 Гр є летальною на всіх стадіях його розвитку. Указані дози використовуються як базові рекомендації для радіаційної дезінсекції зерна, зараженого цими видами комах.

Радіаційна обробка також успішно використовується для дезінсекції інших продуктів, наприклад, сухих фруктів. Зокрема, γ -випромінювання дозою 1 кГр повністю знищує всі види комах, які можуть інфікувати ці продукти.

Радіаційно-біологічні технології в тваринництві. Використання іонізуючого випромінювання в тваринництві наразі поступається рослинництву, що зумовлено насамперед меншою технологічністю об'єктів тваринництва. Найбільше практичне застосування випромінювання знайшло у птахівництві. Так, γ -опромінення курячих яєць дозами 0,03–0,05 Гр до або під час інкубації скорочує

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

терміни інкубації, підвищує вилуплюваність, прискорює ріст і розвиток курчат, які згодом раніше починають яйцекладку. Опромінення курчат дозами 0,2–1 Гр також сприяє їх швидшому росту, розвитку і початку яйцекладки. У свинарстві опромінення добових поросят дозами 0,1–0,25 Гр сприяє збільшенню маси тіла, а у рибництві опромінення сперми райдужної форелі дозами 0,25–0,5 Гр підвищує заплідненість ікри на 35–40%.

Незважаючи на перспективність, більшість таких досліджень поки мають експериментальний характер, за винятком птахівництва, де стимулюючі дози опромінення пройшли виробничі випробування. Метод радіаційного мутагенезу в тваринництві також не набув широкого застосування. Одним із рідкісних успішних прикладів є виведення в Новосибірську породи норки із сріблястим хутром. У ряді країн проводилися експерименти із застосування випромінень для виведення нових порід дрібних тварин, проте позитивні результати не були зафіксовані.

Радіаційна статева стерилізація комах успішно використовується для боротьби зі шкідниками свійських тварин, зокрема переносниками захворювань, такими як м'ясоїдна муха і муха цеце. Інші радіаційно-біологічні технології, пов'язані з тваринництвом або обробкою його продукції, обговорюватимуться далі.

Радіаційне консервування кормів і поліпшення їх якості. Іонізуюче випромінювання використовується для консервування свіжих кормів, знезараження концентрованих і комбінованих кормів, а також для покращення поживних якостей целюлозомістких кормів. Гамма-опромінення зеленої маси рослин дозами 10–40 кГр замінює силосування і забезпечує збереження корму протягом зимового періоду без істотних змін у його хімічному складі, смакових і поживних властивостях. Опромінення фуражної картоплі дозами 5–15 кГр запобігає її гниттю, а фуражне зерно з підвищеною вологістю (овес, ячмінь, кукурудза) обробляють дозами 1–3 кГр для пригнічення розвитку плісені та зменшення бактеріального обсіменіння.

Радіаційна технологія знезараження кормів виявилася ефективною в боротьбі з сальмонелою – небезпечною бактерією, яка через заражені корми може передаватися тваринам і людям. Традиційні способи боротьби із сальмонелою є малоефективними або економічно не вигідними, а термічна обробка призводить до втрати поживних речовин. Опромінення дозами 4–5 кГр повністю знищує сальмонелу в кормах, таких як борошняні суміші, комбікорми, м'ясо-кісткове і рибне борошно, без втрати їх поживної цінності.

Для підвищення поживної якості грубих целюлозомістких кормів, таких як

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

солома, стрижні кукурудзяних качанів, гілля, хвоя і деревне борошно, застосовуються дози 1–10 МГр. Радіаційно-хімічна деполімеризація целюлози та пектину і виділення лігніну підвищують здатність корму до ферментації, покращують засвоєння клітковини мікроорганізмами рубця жуйних тварин.

Радіаційна обробка кормів має значні переваги над іншими методами консервації та знезараження. Вона зберігає поживну цінність кормів, не руйнуючи біологічно активні речовини, включно з вітамінами, на відміну від температурної обробки.

Радіаційна біотехнологія подовження термінів зберігання м'яса і м'ясних продуктів. Іонізуюче випромінювання відіграє важливу роль у подовженні строків зберігання продукції тваринництва, зокрема м'яса та м'ясних продуктів, особливо при їх тривалому транспортуванні. Багаторічний досвід показує, що опромінення свіжого м'яса дозами 1–8 кГр дозволяє знищити поверхневу мікрофлору, завдяки чому строки його зберігання при температурі 0–4°C збільшуються з 6 до 16 діб, а при 0°C – до трьох місяців.

Розроблено технології радіаційного консервування курчат і кролів, які передбачають герметичне пакування в скляну або бляшану тару, або в поліетилєнові пакети, з подальшим опроміненням дозами 45–50 кГр. Як і в разі обробки кормів, у процесі радіаційного опромінення м'ясних продуктів особлива увага приділяється боротьбі з сальмонельозом. Оскільки летальні дози для сальмонели становлять 4–5 кГр, мінімальні дози опромінення в різних технологіях не повинні бути нижчими за цей рівень. Такі дози не впливають на білкову цінність м'ясних продуктів і не викликають помітного зменшення вмісту вітамінів.

Для боротьби зі сальмонельозом також опромінюють яйця домашньої птиці. При дозі 5 кГр кількість бактерій зменшується більше ніж у 100 разів.

Радіаційна обробка м'ясних продуктів має суттєві переваги порівняно з традиційними методами низькотемпературної (заморожування) та високотемпературної (консервація) обробки. Вона також відзначається високою економічною ефективністю, зберігаючи якість продуктів і зменшуючи ризик харчових інфекцій.

Радіаційне знезараження деяких видів продукції тваринництва. Інфекційні захворювання тварин, такі як чума свавців, стригучий лишай, сибірка та лістеріоз, завдають значного збитку сільському господарству. Продукція, отримана від хворих тварин, включаючи вовну, хутро, шкури та щетину, може стати переносником хвороб, які є небезпечними як для тварин, так і для людей. Існуючі хімічні методи дезінфекції цих матеріалів є трудомісткими, а вологі обробки часто призводять до погіршення якості продукції. У зв'язку з цим використання

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

іонізуючого випромінення для знезараження таких матеріалів, а також пуху і пір'я, має великі перспективи.

Австралійський досвід показує, що γ -опромінення баранячих шкур та вовни, упакованих у тюки об'ємом 1 м³, дозою 20 кГр забезпечує повне знищення мікроорганізмів – переносників хвороб. Для дезінфекції хутра використовують дози близько 20–24 кГр. У обох випадках обробка не погіршує товарних якостей продукції. Радіаційна обробка є дешевшою та в десятки разів швидшою, ніж традиційна волога хімічна обробка, забезпечуючи ефективне знезараження без втрати якості.

Радіаційне знезараження стічних вод тваринницьких комплексів. На великих тваринницьких комплексах утворюються значні обсяги рідкого гною та стічних вод, що потребує впровадження спеціальних технологій знезараження. Це не лише запобігає забрудненню навколишнього середовища та поширенню інфекційних захворювань, але й дозволяє безпечно використовувати ці відходи у рослинництві як органічні добрива. Серед доступних методів знезараження – хімічні, термічні, пароструминні, анаеробне бродіння, біологічне самоочищення, комбіновані тощо – радіаційний спосіб виділяється високою ефективністю та екологічною чистотою.

Для повної стерилізації стічних вод потрібні дози опромінення близько 20–30 кГр, що збігається з дозами для знезараження інших об'єктів. Через великі масштаби робіт витрати на радіаційну обробку є значними, однак більшість традиційних методів також мають високу вартість. Це сприяло розробці комбінованих технологій, які поєднують радіаційний метод із традиційними обробками. У деяких випадках досягається синергетичний ефект, коли спільна дія двох методів перевищує їх сумарну ефективність.

Серед найбільш перспективних технологій – комбінування радіаційного опромінення із застосуванням мікродомішок дезінфікуючих речовин, таких як хлорне вапно, формальдегід, гетерофос, гіпохлор та немагон, або термічна обробка, що передбачає нагрівання до 36–40°C. Такі підходи дозволяють знизити концентрації хімічних дезінфектантів у 2–3 рази і дозу опромінення у 4–10 разів, забезпечуючи ефективне знезараження при менших витратах.

В Україні досвід застосування радіаційно-біологічних технологій у сільському господарстві поки що обмежений. Це пов'язано з необґрунтованими побоюваннями щодо впливу опромінених продуктів на здоров'я. Дослідження, проведені для оцінки можливих змін харчових якостей продуктів, підтвердили, що дози опромінення до 10 кГр не є шкідливими для людини. У 1981 році Всесвітня організація охорони здоров'я (ВООЗ) офіційно визнала безпечність такого

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

опромінення.

Сьогодні у приблизно 60 країнах світу застосовують опромінення десятків видів продукції рослинництва і тваринництва, а також готових продуктів харчування з метою знезараження, збільшення термінів зберігання чи інших цілей. Технологія регулюється міжнародними стандартами, зокрема Codex Alimentarius, і схвалена такими організаціями, як Всесвітня організація охорони здоров'я (ВООЗ), Продовольча та сільськогосподарська організація ООН (ФАО), а також Міжнародне агентство з атомної енергії (МАГАТЕ). Точна кількість видів продукції, що обробляється, варіюється в залежності від країни та місцевого законодавства. В Україні дозволено опромінювати харчове зерно пшениці, кукурудзи, ячменю, картоплю, цибулю, фрукти, овочі, м'ясо та м'ясопродукти. При цьому доза не повинна перевищувати 1 кГр, а енергія випромінювання – 4 МеВ. Щодо іншої продукції, обмеження стосуються лише енергії випромінювання, що дозволяє поступове розширення спектру застосування цієї технології..

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

- 1. Категорії радіоактивно забруднених територій України відповідно до Закону України «Про правовий режим території, яка зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи».*
- 2. Визначення понять коефіцієнта накопичення і коефіцієнта переходу і особливості їх використання.*
- 3. Класифікація засобів зниження надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини.*
- 4. Поняття фітодезактивації.*
- 5. Система удобрення як засіб зниження надходження радіонуклідів у рослини.*
- 6. Роль сівозміни у надходженні радіонуклідів у рослини.*
- 7. Способи зниження надходження радіонуклідів у організм тварини.*
- 8. Технологічна переробка як спосіб очищення продукції сільського господарства від радіонуклідів.*
- 9. Іонізуюче випромінювання як частина сільськогосподарських технологій.*

Розділ 9. Виробництво продуктів харчування на забруднених радіонуклідами територіях

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження; за ред. Ю.О. Іванова і В.В. Доліна. Київ: МНС України, 2001. 252 с.
2. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період (Рекомендації); за ред. Б.С. Прістера. Київ: Атіка-Н, 2007. 196 с.
3. Герасимов О.І. Радіоекологія за галузями: Підручник. Одеськ. держ. екол.-ний ун-т. Одеса: ТЕС, 2016. 100 с.
4. Гудков І.М., Віннічук М.М. Сільськогосподарська радіобіологія: навч. посіб. для аграр. вищ. навчільних закл. Житомир: ДАУ, 2003. 472 с.
5. Дребот О.І., Дем'янюк О.С., Райчук Л.А. Науково-методичні засади реабілітації радіоактивно забруднених агроландшафтів у контексті Зеленої економіки. Вісник аграрної науки. 2022. Т. 100, №2 (827). С. 74–81. DOI: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202202-10>.
6. Екологічна безпека агропромислового виробництва: монографія; за науковою редакцією О.І. Фурдичка, А.Л. Бойка. Київ: ДІА, 2013. 416 с.
7. Ландін В.П., Чоботько Г.М., Кучма М.Д., Райчук Л.А. Подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в агросфері України. Агроекологічний журнал. – 2017. № 2. С. 67–75.
8. Ландін В.П., Швиденко І.К., Райчук Л.А., Паньковська Г.П., Виноградська В.Д., Якименко Г.М. Методичні рекомендації з ведення овочівництва на радіоактивно забруднених територіях Українського Полісся у віддалений період після Чорнобильської аварії. Київ, 2017. 35 с.
9. Москалець В.В., Ясковець І.І. Агроекологічний моніторинг забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь та розробка альтернативних заходів їх реабілітації. Агроекологічний журнал. 2007. № 1. С. 48–54.
10. Наукові основи сталого розвитку агроєкосистем України. Екологічна безпека агропромислового виробництва. Т.1: Монографія; за ред. О.І. Фурдичка. Київ: ДІА, 2012. 352 с.
11. Прістер Б.С., Перепелятникова Л.В., Виноградська В.Д. та ін. Динаміка накопичення ¹³⁷Cs у сільськогосподарських культурах. Науковий вісник Національного аграрного університету. 2001. С. 51–56.
12. Райчук Л.А. Деякі аспекти ведення сільського господарства на радіоактивно забруднених землях Київського Полісся. Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць. 2015. Вип. 25.9. С. 161–166. DOI: <https://doi.org/10.15421/40250924>.
13. Райчук Л.А. Елементи методики оцінювання формування дози внутрішнього опромінення населення на віддаленому етапі подолання наслідків аварії на Чорнобильській АЕС. Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць. 2014. Вип. 24.07. С. 150–156.
14. Фурдичко О.І., Чоботько Г.М., Кучма М.Д., Райчук Л.А., Швиденко І.К., Ландін В.П., Уманський М.С. Наукові основи раціонального використання агроресурсів радіаційно забруднених ландшафтів Українського Полісся / Наукові основи формування збалансованих агроєкосистем України в умовах змін клімату: монографія; за науковою редакцією академіка НААН О.І. Фурдичка. Київ: ДІА, 2021. С. 237-302 с.

10. ВЕДЕННЯ ЛІСОВОГО ГОСПОДАРСТВА В УМОВАХ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ

10.1. СУЧАСНИЙ СТАН РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЛІСОВИХ НАСАДЖЕНЬ УКРАЇНИ

У лісах Поліського регіону домінують насадження сосни звичайної з домішками берези повислої, осики, дуба звичайного та вільхи чорної. Ліси займають значні площі на борових і заплавах річок. Лісистість регіону варіюється в межах 25,1–37,3%.

Різноманіття ґрунтового й рослинного покриву Полісся зумовлює значну варіабельність накопичення радіонуклідів деревною та трав'яною рослинністю, а також дикорослими ягодами і грибами. Це обґрунтовує необхідність постійного радіаційного контролю деревини та недеревних ресурсів на всій території Полісся, яка зазнала впливу аварійних викидів Чорнобильської АЕС.

Кліматичні умови регіону сприятливі для росту і розвитку як деревних порід, так і численних трав'яних видів рослин. Основними кліматичними чинниками, які впливають на накопичення радіонуклідів у рослинах, є кількість опадів і температурний режим вегетаційного періоду. Зокрема, у посушливі роки з високими літніми температурами було виявлено статистично достовірне підвищення накопичення радіонуклідів у рослинах.

За результатами радіаційного обстеження, лісові екосистеми України потрапили в межі трьох радіоактивних слідів. Щільність забруднення ^{137}Cs у лісах Полісся коливалась від 37 до 14 800 кБк/м², тоді як до аварії на ЧАЕС рівні забруднення території України не перевищували 2–3 кБк/м².

Довгоживучі ізотопи, зокрема ^{137}Cs , становили значну частку радіоактивності компонентів лісових екосистем. У 30-кілометровій зоні ЧАЕС у травні 1986 року частка ^{137}Cs становила 3–9%, тоді як у дальній зоні на відстані 120–150 км у південному напрямку (зелена зона Києва) у хвої та корі сосни – 2–2,5%. До жовтня 1986 року частка ^{137}Cs в активності хвої соснових деревостанів західного радіоактивного сліду досягла 47–63%.

Площа забруднених лісів на території Полісся налічує 1,14 млн га (табл. 10.1). За даними радіаційного обстеження, дуже високі рівні (>555 кБк/м²) радіоактивного забруднення лісових екосистем за межами 30-кілометрової зони ЧАЕС були виявлені в північно-західній частині Київської області (ДП «Поліське ЛГ») та північно-східній частині Житомирської області (ДП

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

«Народицьке СЛГ», «Овруцьке СЛГ», «Лугинське ЛГ», «Білокоровицьке ЛГ», «Словечанське ЛГ»), що розташовані вздовж траєкторії радіоактивного сліду, сформованого у перші дні після аварії на ЧАЕС.

Таблиця 10.1. Динаміка площі лісових земель, забруднених ^{137}Cs , тис. га

Обласні управління лісового та мисливського господарства	Роки	Зони щільності забруднення ^{137}Cs , кБк/м ²							Зміна площі <37 кБк/м ² , %
		<37,0	37,1-74,0	74,1-185,0	185,1-370,0	370,1-555,0	555,1-1110,0	>1110,0	
Волинське	1992*	136,2	36,9	5,3	—	—	—	—	
	2021**	156,4	16,5	3,0	—	—	—	—	+20,2
Вінницьке	1992*	185,1	23,8	6,8	0,5	—	—	—	
	2021**	205,3	8,2	1,4	—	—	—	—	+20,2
Житомирське	1992*	292,4	182,5	158,3	50,3	16,4	27,0	5,4	
	2021**	443,9	130,9	76,6	27,1	16,6	14,6	3,7	+151,5
Київське	1992*	178,0	129,3	38,2	13,0	5,5	4,2	4,1	
	2021**	235,0	67,8	18,7	8,6	3,9	2,7	3,1	+57,0
Рівненське	1992*	293,6	215,3	151,6	10,7	0,3	—	—	
	2021**	389,5	130,7	115,8	3,1	0,5	—	—	+95,9
Сумське	1992*	109,4	8,0	4,5	—	—	—	—	
	2021**	114,3	4,8	1,9	—	—	—	—	+4,9
Черкаське	1992*	176,0	31,1	7,3	0,6	0,04	—	—	
	2021**	188,4	18,7	4,5	0,3	—	—	—	+12,4
Чернігівське	1992*	273,8	47,4	23,1	3,3	0,9	0,1	—	
	2021**	329,9	14,8	10,2	0,6	—	—	—	+56,1
Усього по Держліс-генству	1992*	1644,5	674,3	395,1	78,4	23,14	31,3	9,5	
	2021**	2062,6	392,5	232,1	39,8	21,0	17,3	6,9	+418,1

Джерело: *за даними ДУ «Держгунтохорона»; **за розрахунковими даними

Радіоактивне забруднення лісових екосистем характеризується значною строкатістю та мозаїчністю. Високозабруднені радіоактивні плями чергуються з територіями з низькими рівнями забруднення. Розміри таких плям варіюються від кількох до десятків квадратних кілометрів, а щільність забруднення ґрунту в цих зонах завжди перевищує середні показники забруднення прилеглих територій.

Дослідження радіонуклідного складу забруднення лісів Полісся підтверджують його неоднорідність. На пробних ділянках у Рівненській області (ДП «Остківське ЛГ») у зоні конденсаційних випадінь частка ^{137}Cs і ^{134}Cs у загальній активності ґрунту становила 80–90%. Ближче до ЧАЕС, у Житомирській області (ДП «Народицьке СЛГ»), цей показник коливався в межах 45–65%, з переважанням ^{137}Cs . У ДП «Овруцьке ЛГ», яке межує з «Народицьким СЛГ», на окремих радіоактивних плямах частка ^{137}Cs і ^{134}Cs у сумарній активності змінювалась від 30% до 80%.

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

Таким чином, склад радіонуклідів, що випали на лісові екосистеми, та щільність радіоактивного забруднення повністю залежать від періоду формування радіоактивних слідів і географічного розташування лісових масивів відносно джерела викидів.

Згідно зі статистичними даними радіаційного обстеження ДП «Народицьке СЛГ», показники щільності радіоактивного забруднення лісових екосистем значно варіюються – від 1,07 до 147,2 Кі/км².

Радіоактивне забруднення лісових екосистем має характерну особливість: зі збільшенням відстані від джерела аварійних викидів знижуються рівні забруднення та зменшуються площі радіоактивних плям.

Ця закономірність наочно демонструється даними про радіоактивне забруднення лісів у межах західного сліду аварійних викидів. У Житомирській області виявлено лісові масиви зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту понад 555 кБк/м², де лісогосподарська діяльність заборонена.

У лісах Рівненської області, розташованій на більшій відстані від джерела забруднення, такі площі відсутні, а максимальна щільність радіоактивного забруднення ґрунту у лісових насадженнях не перевищувала 555 кБк/м². У Волинській області, яка знаходиться ще далі від джерела викидів, цей показник не перевищував 185 кБк/м².

Невдовзі після радіоактивного забруднення в лісових екосистемах почалися інтенсивні зміни радіаційної ситуації. Внаслідок фізичного розпаду короткоживучих радіонуклідів та їх вертикальної міграції

під впливом гравітаційних сил, атмосферних опадів і вітру, зміни хвої і листя, 30–90% радіоактивних речовин (РР) з деревного намету переміщались на поверхню лісової підстилки (рис. 10.1, 10.2).

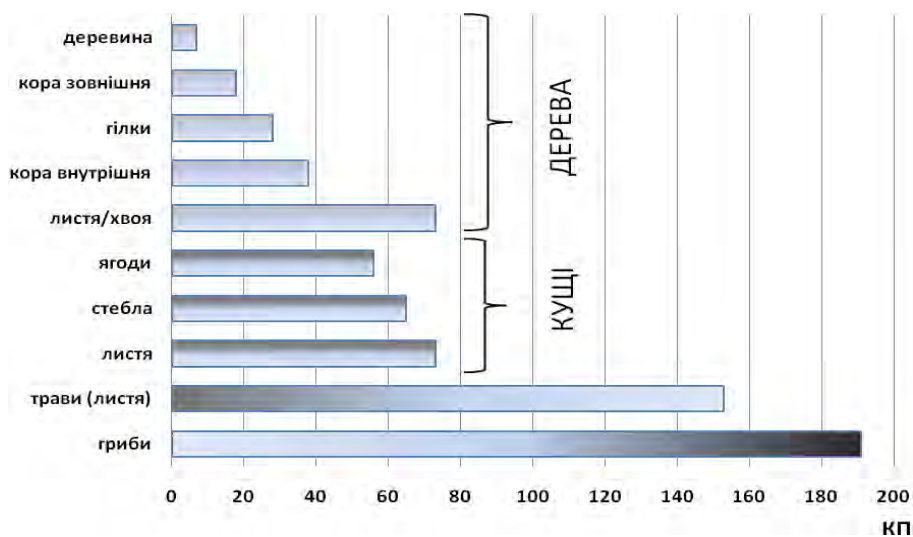


Рис. 10.1. Накопичення ¹³⁷Cs в лісових екосистемах

Джерело: авторська графіка за даними Краснов та ін. (2007)

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

Тенденції, які наразі спостерігаються в динаміці показників радіоактивного забруднення деревини, харчових та вторинних ресурсів лісу, свідчать про можливість відновлення їх експлуатації у регіонах, де раніше були введені обмеження через радіоактивне забруднення лісів після аварійних викидів ЧАЕС.

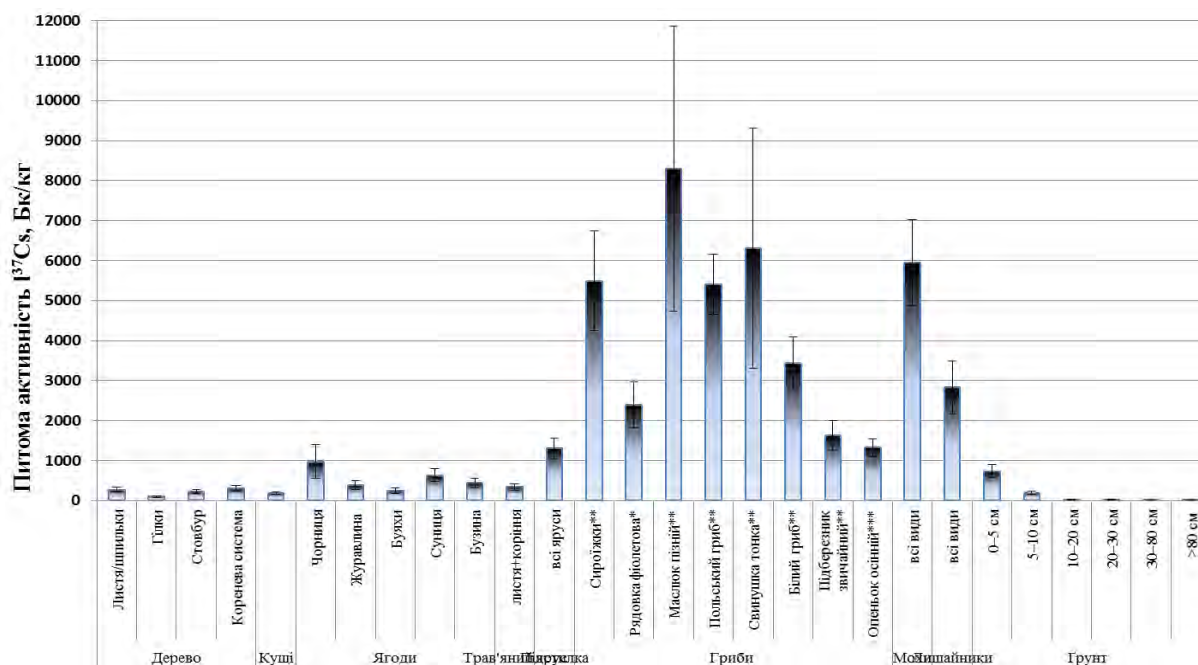


Рис. 10.2. Питома активність ^{137}Cs в компонентах лісової екосистеми

Примітки: * – підстилковий сапротроф, ** – симбіотроф, *** – ксилотроф

Джерело: авторська графіка за даними Краснов та ін. (2007)

10.2. РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ЯГІДНИХ, ЛІКАРСЬКИХ ТА КОРМОВИХ РОСЛИН, ЇСТІВНИХ ГРИБІВ, МИСЛИВСЬКОЇ ФАУНИ ТА ДЕРЕВИНИ

Накопичення радіонуклідів деревними породами визначається типом умов місцезростання, лісівничими характеристиками насаджень, особливостями радіоактивного забруднення територій, міграцією радіонуклідів у лісових екосистемах і біологічними особливостями деревних порід. Серед екологічних факторів виділяється, насамперед, родючість та вологість ґрунту. З лісівничих характеристик насаджень на процес накопичення радіонуклідів впливає склад дерево-стану та його відповідність умовам зростання, вік.

За даними багаторічних досліджень особливостей накопичення радіонуклідів головними лісоутворюючими породами В.П. Красновим визначено закономірність для умов Полісся України. Питома активність ^{137}Cs у деревині дуба та осики в 4-5 разів нижча, ніж сосни та берези. За питомою активністю ^{137}Cs у корі

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

зовнішній та корі внутрішній деревні породи утворюють два різних майже протилежних ряди. Забруднення внутрішньої частини кори деревних порід зменшується за наступним рядом: сосна–береза–осика–дуб, а забруднення зовнішньої частини кори – у ряду: дуб–осика–сосна–береза.

Статистично достовірних рангованих рядів за накопиченням головними лісоутворюючими породами досі не встановлено. Так, білоруськими вченими встановлено, що мінімально накопичує ^{90}Sr серед головних лісоутворюючих порід дуб. Сосна звичайна та осика накопичують ^{90}Sr в деревині більше, ніж береза й вільха. Причому ця тенденція трохи змінюється залежно від щільності радіоактивного забруднення ґрунту.

При заготівлі деревної продукції важливо враховувати особливості розподілу радіонуклідів по висоті деревного стовбура в різних деревних породах. Так, встановлено, що найвища активність ^{137}Cs з висотою стовбура змінюється в дуба, трохи менше - у берези. У дуба максимум вмісту ^{137}Cs припадає на верхню частину стовбура. Для сосни звичайної особливої різниці в розподілі ^{137}Cs по стовбуру не виявлено.

Питома активність ^{137}Cs у деревині сосни вища в молодняка (18–25 років) у 2,5–3 рази порівняно з середньовіковими (50 років) і пристигаючими і стиглими (80 років) насадженнями. Це дає підставу вважати, що більш екологічно чисту соснову лісопродукцію можна отримати з середньовікових та достигаючих масивів. Встановлено, що питома активність ^{137}Cs у деревині сосни звичайної вищих класів росту і розвитку є значно вища, ніж нижчих.

На концентрацію ^{137}Cs у тканинах дерев впливають умови місцезростання та рівні радіоактивного забруднення ґрунту. При вищих рівнях радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs , відповідно і вміст даного радіонукліда у деревині є вищим, а із покращенням лісорослинних умов (від борів до сугрудків) накопичення ^{137}Cs деревними породами відбувається повільніше. Загалом же різниця вмісту ^{137}Cs у певних тканинах чи органах дерева, навіть у межах тісного екотопу, може суттєво змінюватись.

Так, варіабельність значень питомої активності ^{137}Cs у деревині є значною. Наприклад, біла акація за інтенсивністю накопичення ^{137}Cs є близькою до сосни звичайної, а граб звичайний – до берези повислої. Відносно слабким накопичувачем є сосна Банкса і, навпаки, сильним – ялина європейська.

Надходження радіонуклідів у лісову рослинність визначається також ґрунтовими параметрами. Серед таких параметрів виділяється вміст органічних речовин у ґрунті, сума обмінних катіонів, наявність фізичної глини, сума ввібраних основ, кислотність, вологість ґрунту, наявність карбонатів тощо. Тобто

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

збільшення питомої активності ^{137}Cs у тканинах та органах спостерігається при підвищенні вологості ґрунту та зниження його трофності.

При підвищенні вологості ґрунту питома активність ^{137}Cs у тканинах і органах сосни звичайної, що зростає в умовах свіжого субору, є у 2–3 рази меншою, а ніж у відповідних тканинах та органах дерев, які репрезентують вологі субори, і у 4–5 разів – для умов мокрого субору. Сосна звичайна, що зростає в умовах свіжого сугрудку (C_2), має питому активність ^{90}Sr в своїх тканинах і органах 4–10 разів меншу, ніж у сосни звичайної, що зростає у суборових умовах (B_2 , B_3). Проведені дослідження у межах одного екотопу (свіжого сугрудку) показали велику неоднорідність у накопиченні ^{90}Sr різними лісоутворюючими деревними породами. У тканинах і органах осики питома активність ^{90}Sr була в 1,3–3,6 рази вища порівняно з відповідними органами берези повислої та дуба звичайного і в 5,1–14,7 рази вища порівняно із сосною звичайною.

Значні відмінності вмісту ^{90}Sr характерні для різних тканин та органів дерева. Найвищі питомі активності ^{90}Sr , як і для ^{137}Cs , характерні для асиміляційного апарату (листя, шпильок), дещо менші вони у гілках, далі в порядку зменшення – кора, деревина у корі і найнижча вона у деревині без кори. Ця закономірність чітко простежується як за фактичними даними питомої активності ^{90}Sr , так і за значенням коефіцієнта накопичення (K_H) цього радіонукліда різними тканинами та органами деревних порід. K_H є значно вищими для шпильок і листя, гілок і кори, ніж для стовбура.

Існує залежність між інтенсивністю накопичення ^{90}Sr різними деревними породами, окремими їх тканинами і органами та їх зольністю – із збільшенням зольності тканин і органів деревних порід вміст ^{90}Sr у них зростає. Встановлено також, що надходження ^{90}Sr у деревну рослинність у декілька разів перевищує відповідний процес по ^{137}Cs . Тобто мобільність ^{90}Sr є значно вищою. Тому навіть при невисокій забрудненості ґрунту ^{90}Sr є велика ймовірність отримання високорадіоактивної деревної продукції лісового господарства. Саме тому проблема радіаційного моніторингу лісових формацій є важливою та потребує великої уваги дослідників.

Специфічними компонентами лісового біогенезу є макроміцети (гриби), які відіграють важливу роль у його функціонуванні, у тому числі у міграції радіонуклідів. Більшість деревних та чагарникових порід має мікоризу із міцелієм вищих грибів базидіоміцетів – шапкових грибів. Саме до цієї групи входять найбільш цінні в харчовому аспекті гриби: білий гриб, підберезовик, маслюк жовтий, моховик, різні види сироїжок та ін.

Біогеоценотична роль грибів у лісах надзвичайно важлива. Частка грибного

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

міцелію становить близько 20 % маси лісової підстилки. Завдяки дуже високому вмісту ^{137}Cs у міцелії грибів та значній біомасі міцелію останній утримує від 10 % до 63 % валового ґрунтового запасу згаданого радіонукліда. За даними учених, у грибах утримується понад 50% запасу цього радіонукліда в біоті лісових біогеоценозів, хоч О.О. Орлов для макроміцетів в екосистемах боліт Західного Полісся України відводить лише 1 %. Вважається, що питома активність ^{137}Cs у плодових тілах грибів та їх міцелії приблизно однакова, проте внаслідок нерівномірного розподілу біомаси 90–95 % сумарної активності ^{137}Cs грибів міститься в міцелії і лише 5–10 % – у плодових тілах. Внесок грибів у геохімічний кругообіг ^{137}Cs у кілька разів перевищує аналогічні показники деревного та трав'яно-чагарникового ярусів лісів. Незважаючи на їх незначну питому частку, макроміцети відіграють помітну роль у перерозподілі радіонукліда в лісових екосистемах. Їхня роль зростає також через те, що їх недовговічні плодові тіла швидко розкладаються, віддаючи весь вміст радіонукліду в доступній водорозчинній формі іншим ярусам рослинності, значно активуючи колообіг Cs у лісових екосистемах. Роль грибного ярусу в утриманні певного запасу радіонуклідів збільшується в напрямку від автоморфних до гідроморфних ландшафтів. Так, за однакової щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs вміст радіонукліда у плодових типах грибів, що зростають у лісах акумулятивних (гідроморфних) ландшафтів, у 1,7–74,1 раза більший, ніж у тих самих видів у лісах елювіальних (автоморфних) ландшафтів. Загальною закономірністю для плодових тіл грибів є збільшення інтенсивності акумуляції накопичених радіонуклідів у вологих умовах порівняно з більш сухими та у бідних – порівняно з багатими. Отже, накопичення радіонуклідів грибами залежить і від погодних умов вегетаційних періодів. В екстремально сухі роки накопичення ^{137}Cs плодовими тілами незначне, а у вологі, дощові – у 2–4 рази більше значення ^{137}Cs у плодових тілах грибів. Найінтенсивніше накопичують мікоризоутворювачі, далі в міру зменшення – гумусові сапротрофи (печериця лісова, лисичка справжня), підстилкові сапротрофи (дощовик їстівний), ксилотрофи (опеньок справжній) (**рис. 10.3**). Проте в межах кожної з екологічних груп значення коефіцієнта переходу у різних видів грибів можуть істотно відрізнятися навіть в одному екотипі. Максимальні коливання значень K_{Π} характерні для групи симбіотрофів. Тому групують господарські цінні види грибів за інтенсивністю накопичення ^{137}Cs . До групи видів, що слабо накопичують ^{137}Cs (у свіжих плодових тілах $K_{\Pi} < 5$), належить опеньок осінній, дощовик їстівний; групу середнього накопичення ($K_{\Pi} = 5–20$) складають білий гриб, підберезовик, лисичка справжня. Акумуляторами радіоцезію ($K_{\Pi} > 50$) є маслюк жовтий, моховик жовто-бурий, польський гриб.

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

Скажімо, у Волинській області забруднено 180 тис. га лісів. Якщо в перший період після аварії спостерігалось зовнішнє опромінення, нині радіаційний стан лісових ділянок головно визначається вмістом радіонуклідів у ґрунті, які надходять через кореневу систему.

Експериментальні дані засвідчують, що понад 98 % радіонуклідів зосереджені в лісовій підстилці і у верхньому 10-сантиметровому шарі ґрунту. Саме це обумовлює початок міграційного руху радіонуклідів за харчовими ланцюгами в лісі. Аналіз забрудненості окремих видів грибів у державних лісових господарствах (ДЛГ) Маневицького району показує, що в першу групу грибів, забрудненість яких не перевищує допустимого рівня, у всіх трьох ДЛГ уходять підосичники та білі гриби, інколи – грузді та лисички. У другу групу входять гриби, забрудненість яких перевищує ДР-2006 у 1–2 рази. До цієї групи ввійшли підзеленки, підберезники, сирійжки, моховики, інколи маслюки та грузді. До третьої групи належать гриби, забрудненість яких перевищує ДР-2006 у 2 і більше разів. У всіх трьох досліджуваних державних лісових господарствах до цієї групи належать зеленушки, свинухи тонкі та польські гриби, а інколи ще й маслюки. Найбільш забрудненими є гриби у Маневицькому ДЛГ. Зокрема, забрудненість зеленушок перевищує гранично допустимий рівень у 5,3 раза, а свинух тонких – у 6,1 раза.

Дослідження дали змогу визначити групи макроміцетів за величиною коефіцієнтів переходу (K_{Π}) до чотирьох груп (слабка, середня, висока інтенсивність накопичення та види-акумулятори).

Під час детального розгляду одержаних K_{Π} можна відзначити, що виявлені відмінності в накопиченні ^{137}Cs грибами зумовлені їх належністю до різних екологічних груп, а також мозаїчністю забруднення ґрунту.

Дикі тварини, забезпечуючи біогенний кругообіг речовин і виконуючи роль у формуванні природного середовища, є найважливішими компонентами

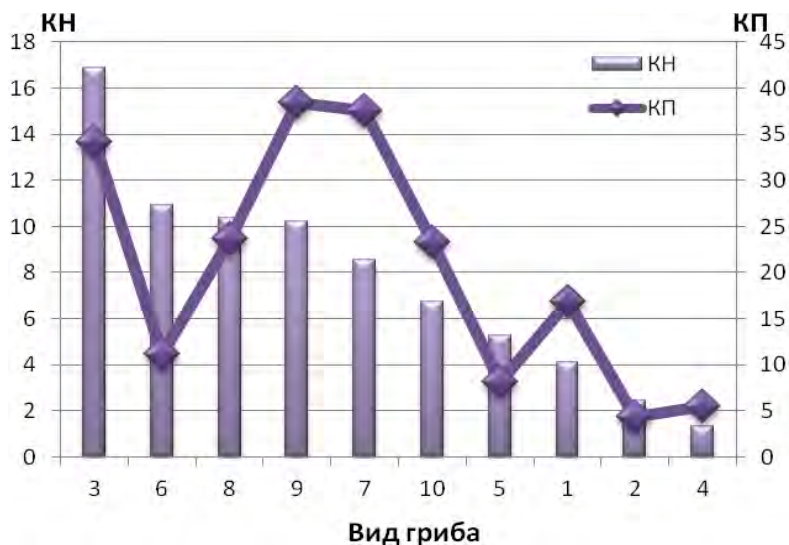


Рис. 10.3. K_{Π} та K_{H} ^{137}Cs в деякі види дикорослих грибів (1 – білий гриб, 2 – говорушка запашина, 3 – маслюк пізній, 4 – опенька осінній, 5 – підберезник, 6 – рядовка фіолетова, 7 – польський гриб, 8 – молочник, гірчак, 9 – свинушка тонка, 10 – сирійжка болотна)
Джерело: авторська графіка за даними Краснов та ін. (2007)

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

природних і трансформованих екосистем. Разом з тим багато видів служать об'єктами промислу. Тварини є постачальниками багатьох важливих для людини речовин, особливо повноцінної білкової їжі, разом з якою можуть надходити і радіонукліди, сировини для виробництва промислових товарів і лікарських препаратів. Тому оцінка накопичення та характеру міграції радіонуклідів у трофічних ланцюгах різних груп тварин, а також можливих екологічних наслідків має важливе значення для розробки рекомендацій щодо зниження негативних ефектів радіоактивного забруднення природних комплексів.

Максимальні рівні питомої активності ^{137}Cs у тварин має м'язова тканина, найменші – кісткова тканина. Між ними в послідовному ряду зменшення вмісту цього радіонукліда слідує печінка і легені (**табл. 10.2**).

Таблиця 10.2. Розподіл ^{137}Cs по органах і тканинах диких тварин

Вид органу	Діапазон накопичення, Бк/кг		
	Кабан	Лось	Козуля
м'язи	49000-90000	2600-14000	570-5700
печінка	6400-7000	3600-8500	500-1800
легені	54000-56000	1300-2000	400-3000
кісткова тканина	14000-25000	800-3500	150-1100

Джерело: Краснов та ін. (2007)

В органах і тканинах козуль і лосів, як первинних консументів наземних частин рослин виявлено менший вміст ^{137}Cs в порівнянні з органами і тканинами диких кабанів, які 2/3 всього корму добувають з ґрунту або лісової підстилки. При цьому слід зазначити дещо вищий рівень накопичення ^{137}Cs організмом лосів, що, швидше за все, пов'язано з вживанням в їжу більш грубих кормів, а також моху і грибів.

При розподілі радіонуклідів всередині організму проявляється їх хімічна індивідуальність. Розподіл ^{90}Sr відбувається за схемою абсолютно протилежною розподілу ^{137}Cs . Найбільший рівень питомої активності ^{90}Sr має кісткова тканина. М'язова тканина накопичує даний радіонуклід у набагато менших кількостях.

Концентрація плутонію в організмах тварин показують, що його харчова доступність достатньо обмежена, що підтверджується низькими концентраціями цього елемента у внутрішніх органах і тканинах тварин.

Розподіл радіонуклідів в організмі залежить від фізико-хімічних властивостей з'єднань ізотопу. При надходженні розчинених сполук він переважно

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

відкладається в скелеті (менше в печінки і легенів); нерозчинних сполук – у легенях; різного ступеня розчинності – розподіл має змішаний тип.

Використання забрудненої лісової продукції. Залежно від типу лісорослинних умов, ґрунтових характеристик та величини радіоактивного забруднення розроблено класифікацію лісових насаджень за можливістю використання продукції лісового походження (дикорослих грибів та ягід, деревини тощо).

10.3. РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ

Радіаційний моніторинг порівнює сучасний стан довкілля з даними минулих років і є частиною загального моніторингу лісів України і довкілля. Наразі загальний моніторинг лісів в Україні перебуває на етапі формування з визначеними метою, завданнями, основними принципами, рівнями побудови, вимогами до організації і проведення. Проте слід ще працювати над визначенням критеріїв і параметрів оцінки стану лісів, методичним і приладовим забезпеченням, а також розробкою основ організації з використанням ГІС-технологій.

Вивчення закономірностей поведінки радіонуклідів у лісових екосистемах є складним і тривалим процесом через різноманітність кліматичних умов та ґрунтів на уражених територіях. Лісові екосистеми складаються з багатьох видів флори і фауни, які відрізняються у різних екологічних умовах. Радіоекологічні дослідження ускладнюються через мозаїчність радіоактивного забруднення лісів та складну конфігурацію радіонуклідного забруднення територій, що потребує якісного методичного забезпечення. Проведені дослідження дозволили зрозуміти загальні закономірності міграції радіонуклідів у лісових екосистемах та приймати конкретні організаційні і господарські заходи для створення безпечних умов праці і випуску продукції, радіоактивного забруднення якої не перевищує допустимі норми.

З метою і завданнями радіаційного моніторингу лісових екосистем проведені дослідження частково відповідають. Однак, якщо враховувати, що радіаційний моніторинг лісів повинен бути частиною системи радіаційного моніторингу навколишнього середовища (Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи») та загальної системи державного моніторингу навколишнього середовища (Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища»), то слід визнати, що відповідної системи поки що не існує. Радіаційний моніторинг лісових

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

екосистем – це система просторових і часових спостережень, контролю, аналізу і оцінювання інформації про міграцію і кругообіг радіонуклідів у лісах.

Мета радіаційного моніторингу лісових екосистем – це інформаційна підтримка держави у виконанні політики забезпечення безпечних умов проживання, праці людей і охорони природи на основі встановлення закономірностей міграції радіонуклідів у різноманітних її типах, встановлення критичних параметрів, прогнозування тих чи інших явищ і процесів. Широкі спостереження для досягнення цієї мети в Україні не проводяться, що можна пояснити відсутністю інфраструктури, коштів, спеціалістів тощо. Утім, не було й обґрунтування концепцій радіаційного моніторингу лісових екосистем, не ставилось завдання про його організацію. Головним чином ведеться науковий моніторинг – вивчення міграції радіонуклідів у головних типах лісових екосистем Полісся і фрагментарно – Лісостепу. Ці дослідження дали змогу розробити певні рекомендації з ведення лісового господарства та використання продукції лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення. Останніми роками дослідження у цьому напрямку практично припинилися.

Об'єктом радіаційного моніторингу є лісові екосистеми як складне природне явище, що є сукупністю деревних, кущових і трав'яних рослин, мохів, лишайників, грибів, диких тварин, ґрунту з мікроорганізмами та ґрунтовою фауною, що взаємодіють між собою і навколишнім середовищем. Відповідно до мети радіаційного моніторингу лісових екосистем та його завдань, лісові екосистеми можна розглядати як цілісний об'єкт моніторингу. Водночас, враховуючи їх складність, багатокомпонентність, ті чи інші компоненти лісових екосистем можна розглядати самостійно як об'єкт моніторингу. Особливо це стосується критичних компонентів, едіфікаторів. Об'єкти радіаційного моніторингу потрібно підбирати регіонально, оскільки в Україні існує багато природно-кліматичних зон із певним кліматом, ґрунтами, рослинністю.

Радіаційний моніторинг може бути прямим і непрямим. Під прямим розуміють такий, коли вивченню підлягають частини та органи рослин, які безпосередньо накопичують радіонукліди або на які безпосередньо діє проникаюча радіація. Під непрямим – коли вивчають оросередковані ефекти, скажімо, цитологічні, фізіологічні, морфологічні. Функціонально радіаційний моніторинг лісових екосистем повинен складатися з кількох рівнів: загальнодержавного, регіонального, локального, об'єктного. Якого б рівня не проводився моніторинг, він має відповідати певним умовам: репрезентативність точок спостережень і кількість вимірів; послідовність і безперервність проведення досліджень; єдина методична та приладна основа для проведення тих чи інших досліджень; стабільність у

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

вивченні запроєктованих параметрів і критеріїв (можна доповнювати, але не змінювати); уніфікація базових програм накопичення і обробка отриманих даних, можливість розширення програмного забезпечення; можливість застосування ГІС-технологій на кожній зі стадій проведення спостережень, опрацювання та аналізу матеріалів. Особливу увагу необхідно приділяти виконанню перших чотирьох умов, оскільки без репрезентативності, послідовності, стабільності та єдиної методичної основи неможливо говорити про моніторинг взагалі, а виконання двох останніх умов стає неможливим.

Головні завдання радіаційного моніторингу лісових екосистем є такими:

- отримання повної детальної інформації про рівні радіоактивного забруднення всіх територій;
- встановлення динаміки радіоактивного забруднення площ;
- вивчення перерозподілу радіонуклідів у різних типах ґрунтів автоморфних і гідроморфних ландшафтів;
- вивчення інтенсивності міграції радіоактивних елементів у деревні породи, кущові та трав'яні рослини, гриби, мохи, лишайники у системі «ґрунт – компоненти лісової екосистеми» (вид рослин до грибів) на лісотипологічній основі;
- вивчення міграції радіонуклідів у системі «ґрунт – кормові рослини – дикі тварини»;
- встановлення рівнів радіоактивного забруднення рослин-едифікаторів.

Виконання зазначених завдань дозволить забезпечити повну інформаційну підтримку прийняття рішень на різних рівнях. Вони можуть бути доповнені як на регіональному, так і на локальному рівні, враховуючи особливості конкретних регіонів, господарств чи площ. Водночас для певних регіонів завдання радіаційного моніторингу можуть бути скорочені без втрати функціональності програмного забезпечення. Наприклад, на територіях, які не потрапили до зони дії аварійних викидів ЧАЕС, можна зменшити або анулювати дослідження міграції радіонуклідів у ґрунті та компонентах лісових екосистем, натомість зосередивши увагу на вивченні динаміки радіаційного стану та рослинах-едифікаторах.

Завдання радіаційного моніторингу пов'язані з чітко встановленими критеріями та параметрами, які можуть мати регіональні та локальні особливості, але одночасно певні параметри повинні бути універсальними для моніторингу на всіх рівнях. До таких універсальних параметрів належать: величина експозиційної дози гамма-випромінювання на поверхні ґрунту або на висоті 1 м від його поверхні; поверхневе бета забруднення ґрунту; питома активність радіонуклідів

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

у вибраних критичних об'єктах досліджень. Для зон, що потрапили під вплив аварійних викидів ЧАЕС, кількість параметрів повинна бути значно розширена. Окрім вищезгаданих, до них слід додати:

- вивчення перерозподілу радіонуклідів у ґрунтах різних типів лісорослинних умов;
 - визначення динаміки радіоактивного забруднення органів і частинах різних видів деревних порід на лісотипологічній основі (шпильки однорічні та дворічні, однорічні пагони, зовнішня та внутрішня частини кори, деревина, корені);
 - вивчення величини питомої активності радіонуклідів у частинах і органах кущових рослин;
 - динаміка радіоактивного забруднення рослин живого надґрунтового покриття (трав'яні рослини, кустики), основних видів мохів та лишайників;
 - вивчення радіоактивного забруднення грибів за роками;
 - дослідження міграції радіонуклідів у системі «ґрунт – кормові рослини – дикі тварини» (основну увагу потрібно приділити найбільш поширеним видам, а також тим, які мають промислове значення);
 - визначення валового вмісту радіонуклідів у компонентах лісових екосистем, починаючи від різних горизонтів ґрунту і до верхнього шару деревних порід.
- Ці заходи дозволять більш точно оцінювати вплив радіації на екосистеми та організми, враховуючи специфіку кожного регіону, що підпав під вплив аварії.

10.4. ПРОГНОЗУВАННЯ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ КОМПОНЕНТІВ І ПЕРСПЕКТИВИ РЕАБІЛІТАЦІЇ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ, ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ

Нині провести дезактивацію та застосувати агротехнічні заходи, що практикують на сільськогосподарських угіддях для зниження накопичення радіонуклідів, у продукції лісового господарства в деревостанах на невеликих ділянках складно, а на значних територіях практично неможливо. Тому радіонукліди, зосереджені в лісових природно-рослинних комплексах, тривалий час будуть постійним джерелом радіаційної небезпеки. У зв'язку з цим у системі лісового господарства України нагальною необхідністю є радіаційний контроль продукції, яка виробляється на підприємствах галузі.

Математичне моделювання міграції радіонуклідів у лісових екосистемах. Лісові екосистеми наразі вивчаються інтенсивно, а математичне моделювання цих систем є одним із найефективніших способів прогнозування наслідків

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

радіоактивного забруднення біосфери. Процес накопичення радіонуклідів біологічними системами відбувається значно швидше, ніж їх виведення, тому вони залишаються джерелом забруднення на десятиліття, оскільки радіонукліди в лісах активно включаються в біологічний цикл.

Значну кількість наукових праць присвячено закономірностям міграції радіонуклідів між компартментами лісових екосистем, особливо вивченню поведінки таких радіонуклідів, як ^{137}Cs та ^{90}Sr , що стали найпоширенішими після аварії на Чорнобильській АЕС.

Існують два основні підходи до моделювання перенесення і міграції радіонуклідів у екосистемах. Перший полягає у використанні камерних моделей, де процес перенесення радіонуклідів умовно поділяють на камери (коробки, компартменти). Взаємодія між камерами задається за допомогою коефіцієнтів. Моделі можуть бути стаціонарними або динамічними в залежності від способу взаємодії між камерами.

Стаціонарні камерні моделі базуються на припущенні про існування сталої статистичної рівноваги в системі, де розподіл активності радіонуклідів в камерах вважається рівномірним. Питома активність радіонуклідів у кожній камері розраховується на основі відомих коефіцієнтів переносу між камерами або за стабільним аналогом радіонукліда в камері. Стаціонарні моделі є корисними для аналізу довгострокових тенденцій у стабільних системах, де зміни в розподілі радіонуклідів відбуваються повільно.

Динамічні камерні моделі ґрунтуються на двох основних припущеннях: по-перше, екосистема поділяється на кілька взаємодіючих камер, між якими з часом відбувається обмін радіонуклідами, причому радіонукліди миттєво перемішуються в камері; по-друге, втрати радіонуклідів пропорційні їх активності в камері. Перенесення радіонуклідів описується системою диференціальних рівнянь, де коефіцієнт перенесення між камерами є сталим. Рівняння для цієї моделі схожі до рівнянь, які застосовуються у хімії при аналізі хімічних реакцій першого порядку. Тому цей метод інколи називають **методом квазіхімічних реакцій**. Вони є корисними для прогнозування змін у радіаційному стані екосистеми на короткий період часу, особливо в умовах, коли відбуваються швидкі або різкі зміни, або ж коли зміни не є сталими. Такий підхід є зручним для теоретичного аналізу, але безпосереднє вимірювання кінетичних коефіцієнтів у компартментах лісу пов'язане з певними труднощами, які пояснюються недоскональністю вивчення самих екосистем. Тому доводиться визначати такі параметри шляхом теоретичних розрахунків. Успіх теоретичного дослідження залежить, з одного боку, від точності формалізації процесів, які моделюються, а з іншого, від достовірності

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

лабораторних та польових вимірювань. Для зручності побудови математичної моделі спочатку будують так звану міжкореляційну матрицю зв'язків між компартментами екосистеми (**рис. 10.4**).

Другий підхід до перенесення (переходу) і міграції радіонуклідів у екосистемах полягає у застосуванні так званих функцій утримання, експериментально визначених величин вмісту активності як функції часу у компартментах, які пов'язані між собою співвідношенням:

$$q_p = T_r q_s, \quad (10.1)$$

де T_r – коефіцієнт переходу, або коефіцієнт накопичення, залежно від застосовуваних одиниць виміру.

Повітря	Перехоплення	Перехоплення	Перехоплення			Перехоплення	Перехоплення	Перехоплення, дихання
Пожежа	Листя дерев	Транслокація	Опад листя, вивітрювання			Вивітрювання, перехоплення	Вивітрювання, перехоплення	Харчування
Пожежа	Транслокація	Решта дерева	Вивітрювання, перехоплення	Розкладання	Розкладання	Мікориза	Вивітрювання, перехоплення	Харчування
Пожежа		Дошові бризки	Підстилка	розкладання, перколяція	перколяція	Кореневе поглинання	Дошові бризки	Харчування
		Кореневе поглинання	Перенесення вгору, мезофауна	Органічний шар ґрунту	перколяція, дифузія	Кореневе поглинання	Кореневе поглинання	Харчування
		Кореневе поглинання			Мінеральний шар ґрунту	Поглинання	Поглинання	Харчування
		Поглинання мікоризою	Розкладання	Розкладання	Розкладання	Гриби	Кореневе поглинання, мікориза	Харчування
Пожежа				Розкладання	Розкладання		Підлісок	Харчування
			Розкладання			Харчування	Харчування	Дикі тварини

Рис. 10.4. Міжкореляційна матриця для опису міграції радіонуклідів у лісових екосистемах

Джерело: авторська графіка

Метод кінетичних коефіцієнтів є найбільш поширеним і застосовується практично у всіх динамічних моделях міграції радіонуклідів через харчові ланцюги. Коефіцієнти переходу визначаються як відношення забруднення зелених рослин чи грибів до забруднення ґрунту. Забруднення рослин і плодів виражається в кількості радіоактивності на одиницю сухої або свіжої маси (Бк/кг), тоді як забруднення ґрунту зазвичай оцінюється як кількість радіоактивності на площу поверхні (Бк/м²) або на одиницю сухої маси (Бк/кг, суха маса), причому останнє визначення застосовується до стандартизованих ґрунтових глибин. Це дозволяє оцінити, як швидко і в яких кількостях радіонукліди переходять від

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

одного компонента до іншого в рамках харчового ланцюга.

Існує кілька визначень коефіцієнтів переходу:

- агреговані фактори переходу;
- коефіцієнти переходу (концентраційні співвідношення), пов'язані зі стандартними ґрунтовими глибинами;
- коефіцієнти переходу: ґрунтовий розчин-рослина;
- коефіцієнти переходу із конкретних ґрунтових горизонтів;
- коефіцієнти переходу: ризосфера-рослина.

Агреговані коефіцієнти переходу визначаються як відношення активності у рослині ($B_k/\text{кг}$, суха маса, або $B_k/\text{кг}$, свіжа маса) до активності осаджень на поверхні ґрунту ($B_k/\text{м}^2$). Вони використовуються для швидкої наближеної оцінки ввібраної рослинами кількості радіонуклідів у короткотермінові періоди.

Коефіцієнти переходу, що належать до стандартних ґрунтових глибин, визначаються як відношення концентрації активності у рослині ($B_k/\text{кг}$, суха маса або $B_k/\text{кг}$, свіжа маса) до концентрації активності у певній товщі ґрунту ($B_k/\text{кг}$, суха маса). У літературі країн, що входили до колишнього Радянського Союзу, ця величина називається коефіцієнтом накопичення (K_n).

При створенні математичної моделі лісової екосистеми необхідно враховувати специфічні особливості. Неможливо змодельовати «ліс у цілому», тому прикладні моделі повинні включати такі параметри, як: ярусність фітоценозу та видовий склад (зокрема, домінантні види кожного ярусу, які впливають на перерозподіл радіонуклідів), вік і склад деревостану, інтенсивність фізіологічних процесів та тип умов місцезростання.

Попри відмінності в підходах до моделювання радіоекологічних процесів, більшість моделей є детерміністичними. У таких моделях параметри міграції радіонуклідів і надходження їх до організму людини розглядаються як відомі функції часу (або сталі величини). Кінцевим результатом є розрахунок, наприклад, дозового чи радіаційного навантаження. Математичний підхід передбачає опис міграції радіонуклідів у компартментній екосистемі через систему рівнянь із єдиним розв'язком за заданих початкових умов.

Однак реальна ситуація складніша: швидкість надходження радіонуклідів є випадковою функцією часу, яку часто апроксимують пуассоновим імпульсним процесом. Додаткову стохастичність у розподіл активності між компартментами вносять флуктуації у швидкостях переходу радіонуклідів. Ці статистичні невідзначеності неможливо усунути, але їх аналізують, приписуючи кожній реалізації випадкового процесу певну імовірність. За умов існування та однозначності

Розділ 10. Ведення лісового господарства в умовах радіаційного забруднення території

розв'язків системи, кожному такому процесу відповідає визначений відгук динамічної системи.

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. *Особливості радіоактивного забруднення лісових екосистем.*
2. *Чинники, що впливають на рівні накопичення радіонуклідів деревними породами.*
3. *Особливості забруднення радіонуклідами їстівних грибів.*
4. *Радіоекологічний моніторинг лісових екосистем.*
5. *Використання продукції лісового походження, отриманої на радіоактивно забруднених територіях.*
6. *Особливості математичного моделювання міграції радіонуклідів у лісових екосистемах.*

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. *Короткова О.З., Орлов О.О. Накопичення ^{137}Cs фітомасою ягідних рослин при різній щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Лісівництво і агролісомеліорація. 1999. Вип. 5. С. 16–23*
2. *Краснов В.П., Турко В.М., Ірклієнко С.П., Іванюк І.Д. Накопичення ^{137}Cs головними лісоутворювальними деревними породами Центрального Полісся. Лісівництво і агролісомеліорація. 1999. Вип. 95. С. 9–15.*
3. *Краснов В.П., Орлов О.О., Кучма М.Д. Основи лісової радіоекології. Київ: Держкомгосп України, 1999. 252 с.*
4. *Перетятко Є.Є., Прокопенко Л.А., Яскевець І.І. Метод розширення динамічних компартментних моделей міграції радіонуклідів у лісових екосистемах. Агроекологічний журнал. 2006. №2. С. 58–63.*
5. *Райчук Л.А. Моделювання впливу макроміцетів на міграцію ^{137}Cs в лісових екосистемах для оцінки їх ролі в реабілітаційних процесах. Агроекологічний журнал. 2009. № 2. С. 107–110.*

11. ДОЗИМЕТРИЧНИЙ І РАДІОМЕТРИЧНИЙ КОНТРОЛІ НА ПІДПРИЄМСТВАХ

11.1. ОСНОВНІ МЕТОДИ РЕЄСТРАЦІЇ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ, ТИПИ ДЕТЕКТОРІВ І ЇХ ХАРАКТЕРИСТИКА

Розрізняють такі основні методи виявлення іонізуючих випромінень:

1. іонізаційний,
2. сцинтиляційний,
3. люмінесцентний,
4. фотографічний,
5. хімічний,
6. калориметричний
7. біологічний.

Хоча, існують й інші класифікації (рис. 11.1)



Рис. 11.1. Методи реєстрації іонізуючих випромінень

Джерело: авторська графіка

Суть **іонізаційного методу** полягає в тому, що під дією іонізуючих випромінень відбувається іонізація опромінюваних об'єктів - повітря, води, твердих речовин, біологічних тканин тощо з утворенням позитивно і негативно заряджених іонів. Іони в лічильнику, що знаходиться під напругою, отримують направлений рух, утворюючи іонізаційний струм. Вимірюючи силу струму, можна отримати уяву про кількість (дозу) випромінень, а вимірюючи імпульси струму, можна визначити інтенсивність випромінення.

Детекторами для виявлення і вимірювання іонізації зазвичай служать іонізаційні камери, пропорційні лічильники, лічильники Гейгера-Мюллера і напівпровідникові лічильники (рис. 11.2).

За принципом іонізаційного методу працюють наступні прилади дозиметричного контролю: дозиметри (RadEye G10/G20 - Продукція Thermo Fisher Scientific; DOSICARD-ALOKA, персональні дозиметри; Model 06-104 - RADOS RAD-60, персональні дозиметри від Mirion Technologies тощо); рентгенометри (7-3 Similary Mini Air Ion chamber від Applied Engineering Products; Victoreen

451P – продукція Fluke Biomedical; Radcal Accu-Gold+ – радіаційні вимірювальні системи, Белла, Прип'ять тощо); радіометри (RKS-01 STORA-TU – продукція ECOTEST; Victoreen 451P – продукція Fluke Biomedical; RadEye PRD – продукція Thermo Scientific; FH 40 G – продукція Thermo Fisher Scientific тощо).

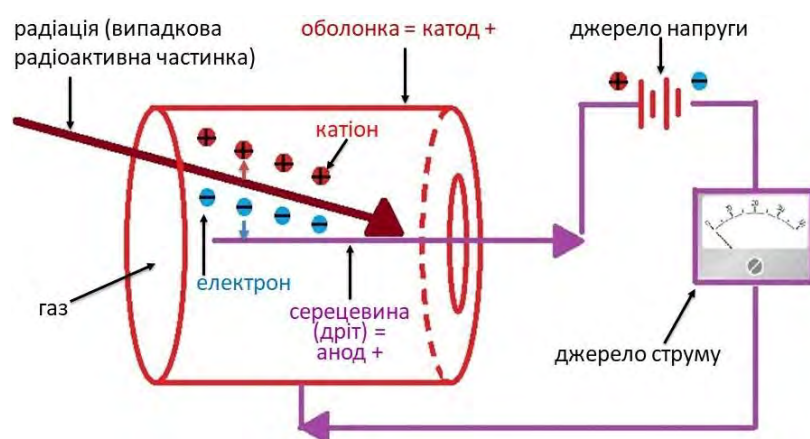


Рис. 11.2. Схема детекторів на основі іонізаційного методу

Джерело: авторська графіка

NaI, активованого талієм (Tl).

Процес виявлення іонізуючого випромінювання відбувається у такій послідовності: γ -квант вибиває з кристала фотон, який потрапляє на фотокатод фотоелектричного множника (ФЕМ) і, в свою чергу, вибиває із нього фотоелектрон. Фотоелектрон потрапляє на пластину – діод ФЕМ і вибиває з неї до 10 електронів. Цей процес повторюється стільки разів, скільки пластин (діодів) має ФЕМ. Так, при шести діодах ФЕМ на виході отримують близько 1 млн електронів (наприклад, ФЕМ приладу СРП-68-01 має 14 діодів).

За цим принципом працюють: дозиметри (DKS-02PN "Kadmій" від ECOTEST, Україна; Type 6150AD – продукція Automess; Scintrex – Scintrex Technologies); рентгенометри (СРП-88; EXPLORANIUM GR-130 – продукція Mirion Technologies; Identifinder G – продукція Thermo Fisher Scientific); радіометри (РУГ-01М «Гамма»; РКГ-14 – продукція ECOTEST, Україна; LB 124 SCINT – продукція Berthold Technologies); гамма-спектрометри (СЕР-05; CAEN S2580 Gamstream від CAEN; LB 2045 від BERTHOLD Technologies; ORTEX GAM 2000SC від ORTEC); автоматичні гамма- (ORTEC Detective-X від ORTEC; Identifinder R400 від Thermo Fisher Scientific; SPD-1600 від Mirion Technologies) і бета-лічильники (Berthold LB 770 WinSpect від BERTHOLD Technologies; Packard Tri-Carb 4910 TR від Packard; Liquid Scintillation Counter від Perkin Elmer).

Сцинтиляційний

метод ґрунтується на реєстрації фотонів видимого світла, що виникають при збудженні атомів деяких речовин – сцинтиляторів під дією випромінювання. Для виготовлення даного типу детекторів найчастіше використовуються кристали хімічно чистого

Розділ 11. Дозиметричний і радіометричний контролю на підприємствах

Люмінесцентні методи виявлення іонізуючого випромінювання засновані на ефектах радіофотолюмінесценції і термолюмінесценції.

Під час радіофотолюмінесценції в люмінофорах, таких як фосфатні скельця (NaI, ZnS, активовані сріблом), під дією іонізуючого випромінювання утворюються центри фотолюмінесценції. Вплив ультрафіолетового випромінювання викликає видиму люмінесценцію, інтенсивність якої спочатку пропорційна дозі в діапазоні $10^{-2} \times 10^1$ Гр, досягає максимуму при дозі $3,5 \times 10^2$ Гр, а потім зменшується зі збільшенням дози. Центри люмінесценції руйнуються під дією ультрафіолету, що дозволяє проводити багаторазові вимірювання дози.

У випадку радіотермолюмінесценції поглинута енергія випромінювання перетворюється на люмінесценцію лише під впливом температури. Інтенсивність цього явища пропорційна дозі випромінювання, що дозволяє використовувати такі дозиметри як накопичувачі дози. Для уникнення втрати дози важливо підбирати фосфатні скельця, які випромінюють світло при температурі близько 400°C . За цим принципом працюють прилади Landauer InLight, ALOKA PDM-615C, Risø TL/OSL-DA-20 тощо.

Фотографічний метод базується на вимірюванні ступеня почорніння фотоемульсії під впливом іонізуючого випромінювання, який у певному діапазоні доз пропорційний експозиційній дозі. Опромінені плівки типу РМ-5-1, РМ-5-3 і РМ-5-4 дозволяють реєструвати γ -випромінювання в діапазонах експозиційних доз 0,02–2,0 Р, 0,3–12 Р та 0,01–50,0 Р відповідно.

Серед переваг методу – можливість масового використання для індивідуального контролю, документальна реєстрація отриманих доз, а також стійкість дозиметрів до ударів і температурних коливань. Водночас метод має недоліки: низька чутливість до малих доз, неможливість спостереження за процесом накопичення дози в реальному часі та залежність результатів від умов проявлення плівки.

Додаткова складність полягає у необхідності використання еталону, виготовленого з того ж матеріалу, що й дозиметр, опроміненого відомою дозою та проявленого за аналогічних умов. Це потребує наявності джерела іонізуючого випромінювання, здатного створювати контрольовану дозу.

Хімічний метод заснований на тому, що під дією іонізуючих випромінень деякі речовини можуть перетворюватись на інші. Наприклад, при опроміненні хлороформу утворюється соляна кислота. Якщо взяти хлороформ, додати до нього індикатор соляної кислоти, то за наявності іонізуючих випромінень його забарвлення починає змінюватись. Тому на корпус такого дозиметра можна наклеїти візуальну шкалу зміни забарвлення у залежності від дози опромінення.

Розділ 11. Дозиметричний і радіометричний контролю на підприємствах

Це дає нам можливість спостерігати за ходом її накопичення у процесі опромінення. Визначення точного значення дози проводиться на приладах типу фотоелектрокалориметрів (ФЕК), відградуйованих в одиницях дози іонізуючого випромінювання, що її спричинили.

У теперішній час зазвичай користуються так званими «сухими» («сліпими») феросульфатними дозиметрами, для яких використовують насичений повітрям розчин FeSO_4 у розбавленій H_2SO_4 у діапазоні вимірювання дози 20–400 Гр. Для більш високих доз (10^3 – 10^5 Гр) використовують церієвий дозиметр (0,1 М розчин $\text{Ce}_2(\text{SO}_4)$ в 0,4 М H_2SO_4). Але продовжують використовувати й хімічні дозиметри на основі хлороформу і чотирьоххлористого вуглецю, не зважаючи на те, що при оцінці відносно малих доз вони дають більшу похибку.

Чутливість хімічних методів дозиметрії значно нижча, ніж іонізаційних, сцинтиляційних, люмінесцентних і фотографічних. Крім того, для реєстрації показників необхідні значні затрати часу.

Калориметричний метод заснований на тому, що під дією іонізуючих випромінень в опромінюваних об'єктах підвищується температура. Цей метод використовується для вимірювання надзвичайно високих потужностей дози. Без нього було б неможливо слідкувати за ситуацією, що відбувається в ядерному реакторі.

Таким чином, кожний із перерахованих методів посідає певне незамінне місце у виявленні іонізуючих випромінень.

Біологічний метод використовується у радіобіології для відновлення отриманої організмом величини поглиненої енергії (дози) від різних видів випромінювання. Він заснований на врахуванні біологічних ефектів, котрі виникають в опроміненому організмі через певний час після дії іонізуючої радіації. Вихід цих ефектів прямопропорційний дозі опромінення.

Величину дози оцінюють за рівнем летальності тварин, ступенем лейкопенії через 7–9 діб після опромінення, кількістю хромосомних аберацій лімфоцитів периферичної крові за допомогою методів анафазного та метафазного аналізу і за цитогенетичними показниками репродуктивних клітин ссавців та рослин; за визначенням кількості вільних радикалів у безводних речовинах (зубна емаль, волосся) за допомогою методу ядерного магнітного резонансу і ступеню прояву деяких клінічних симптомів та біохімічних змін у крові та сечі. Наприклад, зміни у крові (сполучні тканині) ссавців можна достовірно спостерігати після дози опромінення 50 рад і навіть 20 рад.

Характеристика детекторів ядерних випромінювань. Детектори іонізуючого випромінювання – пристрої, що перетворюють енергію радіоактивного

Розділ 11. Дозиметричний і радіометричний контролю на підприємствах

випромінювання в інші види енергії, зручні для реєстрації. Основні типи детекторів: іонізаційна камера (пропорційний лічильник, лічильник Гейгера-Мюллера, напівпровідниковий лічильник), сцинтиляційні детектори), фотолюмінісцентні і термолюмінісцентні.

1. Іонізаційні камери (пропорційні лічильники, лічильники Гейгера-Мюллера) *Пропорційні лічильники* працюють на принципі лінійної залежності між числом іонів, що утворюються в камері, і величиною заряду, що реєструється. Ці детектори використовуються для точного вимірювання енергії йонізуючого випромінювання, зокрема в радіаційній безпеці та наукових дослідженнях. Переваги: висока чутливість, можливість вимірювати енергію випромінювання, здатність реєструвати частки різної енергії. Недоліки: обмежене застосування в умовах високих рівнів радіації, потребують постійного обслуговування.

Лічильники Гейгера-Мюллера використовуються для виявлення іонізуючого випромінювання, зокрема альфа, бета та гамма-випромінювання. Це один з найбільш поширених типів лічильників, широко застосовується в побуті й промисловості для контролю рівня радіації. Переваги: простота у використанні, мобільність, низька вартість. Недоліки: обмежена чутливість до нейтронного випромінювання, труднощі в кількісному вимірюванні енергії випромінювання.

2. Сцинтиляційні детектори використовують матеріали, які при поглинанні іонізуючого випромінювання випромінюють світло (сцинтиляцію). Після цього світло перетворюється у електричний сигнал за допомогою фотомножника. Вони застосовуються в медицині для обстеження пацієнтів (наприклад, у позитронно-емісійній томографії) та для вимірювання радіації в навколишньому середовищі. Переваги: висока чутливість до всіх видів іонізуючого випромінювання, можливість вимірювання енергії частинок, швидка реакція. Недоліки: висока вартість, необхідність використання фотомножників, чутливість до температурних коливань. Застосування: сцинтиляційні детектори використовуються в медицині для діагностики (наприклад, у радіології), в екології для моніторингу радіаційної ситуації, у промисловості для контролю ядерних матеріалів.

3. Фотолюмінісцентні та термолюмінісцентні детектори. *Фотолюмінісцентні детектори* використовують фотолюмінісценцію для виявлення іонізуючого випромінювання. Вони широко застосовуються у спектроскопії для досліджень матеріалів. Переваги: висока точність, здатність виявляти різноманітні випромінювання. Недоліки: високі вимоги до умов експлуатації, складність калібрування.

Термолюмінісцентні детектори використовують властивість деяких матеріалів поглинати енергію іонізуючого випромінювання і відновлювати її при

Розділ 11. Дозиметричний і радіометричний контролю на підприємствах

нагріванні, що проявляється у вигляді світла. Термолюмінісцентні детектори застосовуються для оцінки рівня опромінення в радіаційно забруднених районах. Переваги: здатність проводити ретроспективні вимірювання, точність і надійність. Недоліки: необхідність ретельної підготовки зразків, потреба в лабораторних умовах для вимірювань. Застосування: використовуються в радіоекології для дослідження історії опромінення територій, у медицині для вимірювання доз опромінення при лікуванні раку.

У підсумку, вибір типу детектора залежить від конкретних цілей, умов експлуатації та вимог до точності вимірювань. Кожен тип має свої специфічні переваги, що робить його ефективним у певних галузях, від охорони здоров'я до екологічного моніторингу та ядерної безпеки.

11.2. КЛАСИФІКАЦІЯ ДОЗИМЕТРИЧНИХ ПРИЛАДІВ, ЇХ БУДОВА ТА ПРИЗНАЧЕННЯ

Класифікація, будова та призначення дозиметричних приладів.

Для вимірювання дозових показників застосовуються спеціальні прилади – дозиметри. Зазвичай вони відображають потужність дози – зміну дози іонізуючого випромінювання dMD за одиницю часу dt . У цьому випадку доза (поглинена, експозиційна або еквівалентна) виражається як інтеграл потужності дози за часом.

Потужність експозиційної дози γ -випромінювання знаходиться у прямій залежності від активності радіонукліда й енергії квантів, і обернено пропорційна до квадрату відстані від детектора до джерела випромінювання.

Призначення, класифікація, принцип будови дозиметричних приладів. Дозиметричні прилади використовують для оцінки радіаційної обстановки, яка включає:

- вимірювання потужності дози фотонного випромінювання на місцевості, у приміщенні та ін;
- визначення рівнів забруднення поверхонь α - і β -частинками;
- визначення вмісту радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища;
- ізотопний склад радіонуклідів, який дозволяє робити висновки щодо їх токсичності та нормувати їх вміст у продуктах харчування.

Дозиметричні прилади за призначенням умовно поділяють на чотири основні групи:

1. **Дозиметри** – або прилади індивідуального дозиметричного контролю. Вони призначені, як правило, для визначення поглинутої або еквівалентної дози

Розділ 11. Дозиметричний і радіометричний контролю на підприємствах

фотонного та нейтронного опромінення людини у надзвичайних ситуаціях (рис. 11.3) Вони обов'язково використовуються у випадках, якщо ефективна еквівалентна доза може перевищити 1/3 частину ліміту дози, встановленого НРБУ для опромінення осіб категорії А.

2. **Рентгенометри** – прилади, що призначені для визначення потужності дози фотонного випромінювання у повітрі.

3. **Радіометри** – прилади, що призначені для визначення інтенсивності потоку частинок та квантів іонізуючих випромінень за одиницю часу. За їх допомогою визначають концентрацію РР в об'єктах навколишнього середовища та біологічних речовинах, питому активність, щільність забруднення різних поверхонь радіонуклідами.

4. **Спектрометри** – прилади, що призначені для визначення ізотопного складу радіонуклідів по енергії їх випромінювання. Розрізняють α -, (β - та γ - спектрометри.

Дозиметри, у свою чергу, діляться на сигнальні; індикаційні; індивідуальні.

Сигнальні дозиметри призначені для звукового попередження появи підвищеної кількості іонізуючих випромінень.

Індикаційні – для приблизного визначення ступеня небезпеки іонізуючих випромінень.

Індивідуальні – для вимірювання отриманої дози у конкретній ситуації чи за визначений час роботи.

Крім того, за призначенням дозиметри поділяють ще на такі групи: аварійні, термolumінісцентні, іонізаційні, технологічні, для вимірювання малих доз випромінювання, для робіт з особливою радіаційною небезпекою.

За видом випромінень, що реєструються, дозиметри поділяють на:

- 1) комбіновані – а) β -, γ - і нейтронне випромінювання; б) γ -нейтронні; в) β -, γ ; г) рентгенівське та γ -випромінювання;
- 2) для одного виду випромінень (γ -випромінювання).

За видами доз, що реєструються, дозиметри поділяють на: експозиційної, поглинутої, еквівалентної, тканинної.

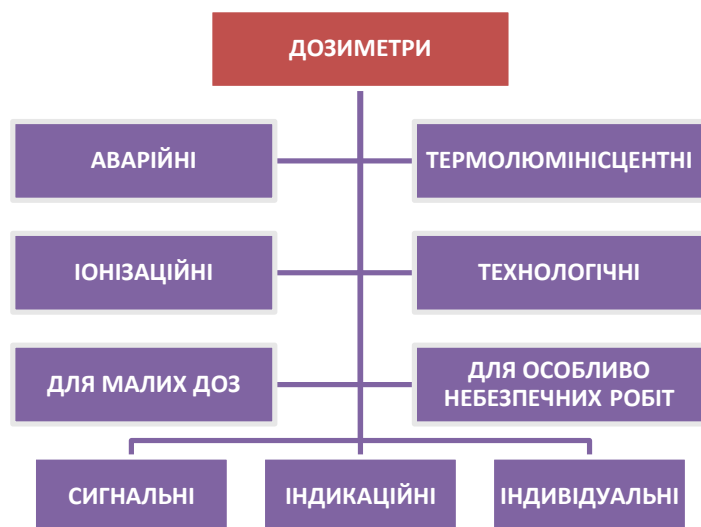


Рис. 11.3 Класифікація дозиметрів

Джерело: авторська графіка

Розділ 11. Дозиметричний і радіометричний контроль на підприємствах

За діапазоном доз, що реєструються, дозиметри поділяють на: а) чутливі, б) середньої чутливості, в) аварійні (грубі, розраховані на високі рівні радіації).

Конструктивно дозиметри поділяються на: а) прямопоказуючі, б) непрямопоказуючі (сліпі).

Також дозиметри поділяють за можливостями виявлення іонізуючих випромінень різного спектру: а) низько- (до 200 кеВ), б) середньо- (до 1,25 МеВ), в) високоенергетичні (1,5–3 МеВ).

Рентгенометри, радіометри і спектрометри належать до приладів загального дозиметричного контролю. За їх допомогою одержують дані, які використовують для оцінки радіаційної ситуації у радіологічних лабораторіях, на підприємствах, території району і в цілому в оточуючому середовищі.

Класифікація цих приладів умовна. Деякі із приладів є універсальними і можуть виконувати функцію як рентгенометрів, так і радіометрів і дозиметрів. Усе залежить від конструктивних властивостей приладу. Для полегшення викладання та сприйняття матеріалу прийнято розглядати кожну групу приладів окремо.

Дозиметричні прилади складаються, як правило, із чотирьох основних блоків: блок детектування, блок посилення та перетворення, блок реєстрації та блок живлення (рис. 11.4). У сучасних приладах кількість блоків може бути значно більшою, залежно від їх класів та функцій.

Залежно від конструктивних особливостей прилади поділяють на типи: стаціонарні, портативні, комбіновані.

Прилади класифікуються, як уже було зазначено, також за методами виявлення іонізуючих випромінень, у залежності від типу детектора – іонізаційні, сцинтиляційні, люмінесцентні, фотографічні, хімічні, калориметричні, нейтронно-активаційні та біологічні.

Прилади загального дозиметричного контролю. Прилади загального дозиметричного контролю призначені для оцінки рівнів радіації в навколишньому середовищі, промислових установках, медичних закладах та інших об'єктах, де можливе опромінення. Вони забезпечують своєчасне виявлення перевищень допустимих рівнів радіації



Рис. 11.4. Принцип будови дозиметричних приладів

Джерело: авторська графіка

Розділ 11. Дозиметричний і радіометричний контроль на підприємствах

та сприяють прийняттю рішень щодо захисту персоналу і населення. Основні завдання таких приладів включають моніторинг потужності дози, визначення активності радіонуклідів, вимірювання радіаційного фону і контроль джерел іонізуючого випромінювання.

Серед основних типів приладів виділяють газорозрядні дозиметри, сцинтиляційні детектори, напівпровідникові пристрої та портативні спектрометри. Кожен з них має свої переваги залежно від умов використання: висока чутливість, широкий діапазон вимірювань, здатність до аналізу енергії випромінювання та стійкість до впливу зовнішніх факторів.

Розвиток технологій у цій сфері спрямований на створення автоматизованих систем моніторингу, інтеграцію приладів з цифровими платформами та збільшення їх точності й швидкості реагування. Це дозволяє забезпечити більш ефективний контроль радіаційної ситуації, особливо у випадках аварій або надзвичайних ситуацій. Прилади загального дозиметричного контролю відіграють ключову роль у підтриманні радіаційної безпеки на об'єктах з підвищеним ризиком і в довкіллі.

Загальний контроль потужності дози зовнішнього γ - та рентгенівського випромінень здійснюється за допомогою рентгенометрів. Вони призначені для оцінки радіаційного стану, перевірки надійності засобів захисту від фотонного випромінювання і зберігання високоактивних β -випромінюючих ізотопів, які при взаємодії із матеріалами захисних контейнерів утворюють гальмівне випромінювання, наприклад, ^{90}Sr .

Рентгенометри різних марок складаються із лічильника ядерних випромінень, для чого використовують іонізаційну камеру, газорозрядний або сцинтиляційний лічильник посилювача і нормалізатора імпульсів струму.

Вихідними пристроями є стрілочні прилади (мікроамперметри), декатрони, рідкі кристали, що видають цифрову індикацію та ін. Нерідко рентгенометри можуть бути обладнані звуковою сигналізацією, що спрацьовує при заданому порозі. Шкала цих приладів відградуєвана в одиницях потужності експозиційної дози – Р/год, мР/год, мкР/год, або в одиницях еквівалентної дози фотонного випромінювання - мЗв/год, мкЗв/год.

Деякі рентгенометри можуть працювати і в імпульсному режимі, тобто реєструвати окремі імпульси струму, що виникають при взаємодії γ -кванту з детектором. Такі прилади називаються рентгенометрами-радіометрами. Вони оснащені перемикачем виду робіт і мають подвійне позначення шкали (мкР/год та с^{-1}).

Розділ 11. Дозиметричний і радіометричний контролю на підприємствах

Якщо прилади даного типу оснащені змінними блоками детектування, то вони стають універсальними, тобто призначеними для рішення багатоцільових задач, включаючи вимірювання потужності дози фотонного випромінювання, визначення ступеню забруднення поверхні β - та (або) α - активними ізотопами, вимірювання густини потоку швидких і теплових нейтронів.

Для визначення інтенсивності потоку частинок та квантів іонізуючих випромінень за одиницю часу використовують радіометри. За їх допомогою визначають концентрацію РР в об'єктах навколишнього середовища та біологічних речовинах, питому активність, щільність забруднення різних поверхонь радіонуклідами.

Для визначення ізотопного складу радіонуклідів за енергією їх випромінювання використовуються спектрометри. Розрізняють α -, β та γ - спектрометри.

Прилади індивідуального дозиметричного контролю. Індивідуальний дозиметричний контроль є важливим елементом радіаційної безпеки, що забезпечує моніторинг накопиченої дози випромінювання для кожної особи. Його мета – запобігти перевищенню допустимих дозових лімітів, визначених міжнародними нормами. Прилади індивідуального контролю використовують різні методи реєстрації випромінювання, серед яких термолюмінесцентні дозиметри, плівкові дозиметри, електронні дозиметри, сцинтиляційні дозиметри та дозиметри на основі напівпровідників. Кожен з цих типів має свої переваги й недоліки, що впливають на їх вибір у різних галузях, таких як медицина, атомна енергетика та промисловість.

Основними характеристиками таких приладів є енергетична залежність, діапазон вимірювань, чутливість, точність та стійкість до зовнішніх факторів. Сучасні тенденції розвитку індивідуальної дозиметрії включають мініатюризацію, інтеграцію з мобільними пристроями, реальний час моніторингу та багатофункціональність приладів. Завдяки цьому підвищується ефективність і зручність дозиметричного контролю, що сприяє забезпеченню радіаційної безпеки в умовах підвищеного ризику.

11.3. РАДІОМЕТРІЯ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

Радіометрія – розділ прикладної ядерної фізики, радіоекології та радіобіології, що розробляє теоретичні й практичні засади вимірювання радіації та ідентифікації радіоактивних ізотопів. Для цього створюються й застосовуються радіометри різних типів:

1. прилади для прямого вимірювання радіаційного забруднення води,

Розділ 11. Дозиметричний і радіометричний контролю на підприємствах ґрунту, рослинної та харчової продукції безпосередньо в місцях дослідження;

2. прилади для контролю радіаційного забруднення транспорту та одягу;
3. прилади для спеціалізованих досліджень у біології та медицині;
4. прилади для спектрометричного аналізу радіоактивного складу проб.

Як уже було згадано, за конструкцією ці прилади поділяються на стаціонарні (лабораторні), переносні (портативні) та комбіновані. За принципом реєстрації – універсальні або призначені для виявлення певного типу радіації, а за типом детекторів – на сцинтиляційні (засновані на збудженні зарядженими частинками) та газорозрядні.

Дозиметричні прилади застосовуються для вимірювання потужності іонізуючого випромінювання та рівня радіоактивного забруднення різних об'єктів. На основі радіометричних досліджень визначаються заходи реагування відповідно до встановленого рівня забруднення. Залежно від призначення прилади радіаційного та хімічного контролю поділяються на такі категорії:

- дозиметри для визначення потужності дози γ -випромінювання (Radiagem 2000 (Thermo Fisher Scientific), Inspector Alert (SE International), тощо);
- вимірювачі потужності дози для оцінки рівнів радіації (прилади типу RadEye PRD (Thermo Fisher Scientific) або RAE Systems GammaRAE II);
- мікродіапазонні комбіновані дозиметри (як Radiacode-102 (спектрометр для вимірювання низьких рівнів радіації) або Ludlum Model 2241-2);
- індивідуальні дозиметри для визначення накопиченої дози випромінювання у людини або тварини за певний період (EDD-30 (експрес-дозиметр), Mk2 Gamma Personal Dosimeter (Thermo Fisher Scientific), тощо);
- дозиметри для реєстрації окремих видів випромінювання (Ludlum Model 44-9 (для α -випромінювання), Ludlum Model 44-2 (для β -випромінювання), тощо);
- газосигналізатори автоматичні для моніторингу повітряного середовища на наявність токсичних парів, радіоактивних речовин та аерозолів (прилади типу RAE Systems MultiRAE Lite (для виявлення радіаційних речовин та токсичних газів) або AreaRAE Plus);
- декадно-розрахункові пристрої для вимірювання кількості електричних імпульсів при виявленні ступеня зараженості радіоактивними ізотопами води, продуктів харчування, повітря та ґрунту (прилади типу Ludlum Model 2350 (пульсовий рахівник) або Berthold LB 124 SCINT (для вимірювання радіоактивності проб)).

Усі ці прилади підлягають обов'язковій повірці у спеціалізованих державних лабораторіях або установах.

11.4. МЕТОДИ ВИЗНАЧЕННЯ АКТИВНОСТІ

Для визначення радіоактивності застосовують три основні методи: абсолютний, розрахунковий та відносний.

Абсолютний метод ґрунтується на прямому підрахунку кількості частинок, що випромінюються при розпаді ядер у геометрії, близькій до 4π . Активність зразка вимірюється в одиницях радіоактивності (Кюрі або Беккерелі), а не в імпульсах струму. Для цього використовують сучасні 4π -лічильники, такі як PerkinElmer Tri-Carb 5110TR (рідинний сцинтиляційний лічильник) або Quantulus GCT 6220 (високочутливий лічильник для низькорівневої радіоактивності). Незважаючи на високу точність, метод має обмежене практичне застосування через високу вартість обладнання та складність підготовки зразків. Він є основним для вимірювання еталонних зразків.

Розрахунковий метод полягає у реєстрації імпульсів від детектора з подальшою математичною обробкою отриманих даних. Істинну радіоактивність визначають за спеціальною формулою. Для цього використовують сучасні спектрометри, такі як Canberra InSpector 2000 або ORTEC Detective-R (портативні спектрометри для вимірювання радіоактивності).

Відносний метод ґрунтується на порівнянні швидкості підрахунку імпульсів від зразка з невідомою активністю зі швидкістю підрахунку від еталонного зразка з відомою активністю. Ключовим елементом цього методу є правильний вибір еталону, який часто має високу вартість. Еталони виготовляються на спеціалізованих заводах, які займаються еталонуванням та паспортизацією радіометричної апаратури. Лабораторії замовляють коефіцієнти зв'язку для конкретних типів проб, що підлягають вимірюванню. Для відносних вимірювань використовують такі прилади, як Berthold LB 124 SCINT або Ludlum Model 2929 (портативні спектрометри для порівняння активності зразків).

Паспортизація проводиться не рідше одного разу на рік, оскільки період напіврозпаду найбільш значимих радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr становить, відповідно, близько 30 та 20 років. Похибка за рік не перевищує 3%.

Для оцінки природної радіоактивності еталонним радіонуклідом є ^{40}K , який найбільше накопичується в живих організмах. Використання хімічно чистої KCl із активністю $3,87 \times 10^{-7}$ Кі/кг дає змогу визначати природну радіоактивність сільськогосподарської продукції без необхідності додаткового еталонування.

До відносних методів експрес-визначення сумарної β -активності належать:

Розділ 11. Дозиметричний і радіометричний контролю на підприємствах

1. **Метод товстого шару**, що базується на визначенні активності препарату, яка не змінюється зі збільшенням його товщини. Наприклад, пробіг β -частинок у біологічній тканині становить до 10 мм, отже, шар товщиною 10 мм вважається «товстим». Метод дозволяє аналізувати зразки без їх зважування.

2. **Касетний метод**, що підвищує чутливість приладу та швидкість вимірювання шляхом збільшення кількості детекторів.

3. **Кюветний метод**, що покращує геометричні умови вимірювання до 4 π , оскільки детектор розташовується всередині проби, а не навпаки, як у абсолютному методі.

4. **Метод визначення β -активності за зольним залишком**, що застосовується при низькій концентрації радіонуклідів у зразку, з розрахунком активності за відповідною формулою.

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Основні методи виявлення іонізуючих випромінень.
2. Особливості іонізаційного методу детектування.
3. Особливості сцинтиляційного методу детектування.
4. Класифікація дозиметричних приладів.
5. Прилади загального дозиметричного контролю.
6. Прилади індивідуального дозиметричного контролю.
7. Призначення та класифікація приладів дозиметричного контролю.
8. Основні методи визначення радіоактивності.

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашипаров В.О., Кутлахмедов Ю.О., Гудков Д.І., Лазарєв М.М. Радіоекологія: навчальний посібник; за редакцією академіка НААН України І.М. Гудкова. Київ.: «НОВОГрад» 2011. 368 с.
2. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашипаров В.О. Сільськогосподарська радіоекологія: підручник; за редакцією академіка НААН України І.М. Гудкова. Київ: Ліра-К, 2017. 268 с.
3. Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основи радіоекології: навч. посіб.; за ред. В. П. Зотова. Київ: Вища шк., 2003. 319 с.
4. Клименко М.О., Клименко О.М., Клименко Л.В. Радіоекологія : підручник. Рівне : НУВГП, 2020. 304 с.

12. РАДІОЄМНІСТЬ ЕКОСИСТЕМ

12.1 РАДІОЄМНІСТЬ АГРОЕКОСИСТЕМ

Поняття радіоємності екосистеми включає кілька важливих аспектів:

- здатність екосистеми поглинати та утримувати радіоактивні речовини в різних своїх компонентах (грунті, воді, біомасі);
- механізми перерозподілу радіонуклідів між різними компонентами екосистеми (міграція по харчових ланцюгах, накопичення в донних відкладеннях тощо);
- граничні значення накопичення радіонуклідів, при перевищенні яких починаються негативні зміни в екосистемі.

Розуміння радіоємності екосистеми має особливе значення для оцінки екологічних ризиків при радіоактивному забрудненні, прогнозування поведінки радіонуклідів у навколишньому середовищі, розробки заходів із реабілітації забруднених територій та планування розміщення об'єктів атомної енергетики.

Радіоємність екосистеми – це максимальна кількість радіонуклідів, яку екосистема може акумулювати та утримувати без критичного порушення її основних трофічних функцій і стійкості. Вона залежить від здатності абіотичних (грунт, вода, повітря) і біотичних (рослини, тварини, мікроорганізми) компонентів до накопичення, фіксації та міграції радіонуклідів, а також від інтенсивності їх виведення з системи.

Питома радіоємність – це кількісна характеристика радіоємності, що визначає максимально можливий вміст радіонуклідів в одиниці маси або об'єму певного компонента екосистеми (наприклад, ґрунту чи біомаси) без порушення його функціональної стійкості. Виражається у Бк/кг, Бк/м³ або подібних одиницях. Поняття введено для порівняння за радіоємністю різних екосистем і зазвичай визначається як відношення радіоємності певної екосистеми до площі, яку вона займає.

Варто зазначити, що різні екосистеми характеризуються різною радіоємністю, яка залежить від їхніх особливостей: типу ґрунту, характеру рослинності, кліматичних умов та інших факторів.

Будь-яка екосистема, незалежно від її розмірів і складності, здатна тривалий час утримувати радіонукліди шляхом активного накопичення, пасивної сорбції або фіксації значних їх кількостей. Однак слід враховувати, що високі рівні радіоактивності (до $3,7 \times 10^7$ Бк або 10^{-3} Кі/кг і більше) можуть відповідати низьким хімічним концентраціям, де закон діючих мас незастосовний, тому

токсикологічні проблеми для забруднених радіонуклідами екосистем зазвичай не виникають.

Нездатність екосистеми міцно утримувати радіонукліди свідчить про порушення трофічних зв'язків, міграційних шляхів і процесів сорбції, що призводить до її деградації. Фундаментальною властивістю екосистем є їхня здатність до акумуляції та утримання радіонуклідів, що оцінюється за *фактором радіоємності* – відношенням активності міцно сорбованих радіонуклідів до загальної радіоактивності екосистеми. Верхньою межею цього показника є рівень активності, що не порушує функціонування екосистеми, тобто не знижує її продуктивності, кондиціонування та надійності.

Ці три характеристики є динамічними та контекстно залежними. **Продуктивність** змінюється залежно від сезонних, кліматичних та інших факторів. **Кондиціонування** залежить від продуктивності, екологічного навантаження та специфіки середовища. **Надійність**, тобто здатність екосистеми зберігати свої функції в умовах змін, визначається не лише швидкістю змін (поступові чи катастрофічні), а й тим, які саме особливості екосистеми оцінюються. Видова сталість може порушуватися, але якщо екосистема продовжує виконувати свої ключові функції, її екологічна роль у біосфері зберігається.

Руйнування екосистем, спричинене антропогенним впливом (наприклад, вирубка лісу або розорювання лук), може бути оборотним, якщо вплив припиняється, і екосистема поступово відновлюється. Однак тривалі антропогенні зміни можуть призвести до формування нової, адаптованої до змінених умов екосистеми. Отже, кількісна оцінка продуктивності, кондиціонування та надійності має проводитися індивідуально для кожної екосистеми з урахуванням супутніх умов.

Агроекосистеми відіграють ключову роль у формуванні дози опромінення людини через надходження радіонуклідів із продуктами сільськогосподарського виробництва. Розглянемо найпростішу агроекосистему – поле, засіяне однією культурою. Позначимо первинну активність радіонуклідів, що випали на територію (на 1 км²), як A_0 . При питомій активності радіонуклідів у ґрунті C_0 (Бк(Ки)/кг), урожайності культури B (кг/км²) та коефіцієнті переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини K_0 [Бк(Ки)/кг біомаси на Бк(Ки)/кг ґрунту], загальна частка виносу радіонуклідів із урожаєм за перший вегетаційний період A_e становить:

$$A_e = K_0 C_0 B / A_0 \quad (12.1)$$

У цій формулі потрібно врахувати розпад радіонуклідів r за період вегетації T , коефіцієнт для врахування ймовірності стоку радіонуклідів з орного горизонту

Розділ 12. Радіоємність екосистем

внаслідок вітрового перенесення a , а також **коефіцієнт стоку радіонуклідів** із поверхневими водами і/чи дифузії в некоренезаселений шар ґрунту b :

$$A_s = K_0 C_0 B_0 / ab A_0 e^{-rT} \quad (12.2)$$

Тоді коефіцієнт радіоємності поля (F_n), що відбиває частку активності радіонуклідів, яка залишається у ґрунті, становитиме:

$$F_n = 1 - A_B \quad (12.3)$$

Винос радіонуклідів із наступним урожаєм біомаси рослин на цьому полі, а також чинник його радіоємності внаслідок виносу можна оцінити за формулами:

$$A_{B1} = K_1 C_1 B_1 / a_1 b_1 A_0 (1 - A_n) e^{-rT}; \quad F_n = 1 - A_B \quad (12.4)$$

Загальний винос радіонуклідів із урожаєм через n вегетаційних періодів і відповідний чинник радіоємності цього поля становитимуть:

$$A_{B^{***}} = \sum_i A_{B_i} = \sum_i \frac{K_i C_i B_i}{a_i b_i} A_0 (1 - F_{\Pi_i}) e^{-rT} \quad (12.5)$$

$$F = 1 - F_{B^{***}}$$

Із рівнянь (12.3) і (12.4) видно, що знаменник у формулах для частки виносу радіонуклідів із врожаєм поступово зменшується. За всіх інших однакових умов чинник (фактор) радіоємності агроєкосистеми згодом зростає, а загальна активність радіонуклідів у врожаї помітно знижується.

Розглянемо ситуацію з формуванням чинника радіоємності посіву **в умовах зрошувального землеробства**. Радіоактивність такого посіву чи природної зрошувальної луки визначається чинником радіоємності 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 (12.3) і (12.4) слід додати член, зумовлений поливом:

$$A_{B.П.} = (K_0 C_0 + K_B C_B) B_0 / (a_0 b_0 A_0 + C_B V) e^{rT} \quad (12.6)$$

де $A_{B.П.}$ – активність радіонуклідів у врожаї при поливі, Бк (Ки); K_B – коефіцієнт переходу «зрошувальна вода-біомаса рослин» [Бк(Ки)/кг біомаси на Бк(Ки)/л зрошувальної води]; C_B – об'ємна активність радіонуклідів у зрошувальній воді, Бк(Ки)/л і V – об'єм зрошувальної води за вегетацію, л.

Формула (12.6) підтверджує важливу роль зрошення у формуванні виносу радіонуклідів і відповідно рівня радіоактивності врожаю. Виходячи з неї, можна обчислити рівень радіоактивності посіву при тривалому поливі, а також визначити винос радіонуклідів і радіоємність сільськогосподарських угідь на великому регіональному рівні (наприклад, для України). Оцінка радіоємності регіону проводиться як сума радіоємностей для окремих культур на різних ґрунтах і в різних районах, з урахуванням рівнів радіонуклідного забруднення, урожаїв та можливого зрошення.

Поняття «екосистема» охоплює відтворення її живих компонентів (біопродуктивність) і підтримання якості середовища (кондиціювання). При радіонуклідному забрудненні ці функції ведуть до накопичення та перерозподілу радіонуклідів, що визначає радіоємність екосистеми і, в подальшому, їх захоронення в ґрунті або донних відкладеннях.

Таким чином, радіоємність є природною властивістю екосистеми. Розглянуті показники та фактори радіоємності є універсальними і відображають основні характеристики екосистем. Математичні моделі, що використовуються для стаціонарних і динамічних підходів, прості і підходять для екосистем будь-якої складності. Цей підхід дозволяє отримати важливі прогностичні оцінки якості та стану екосистем, маючи високу евристичність.

12.2. РАДІОЄМНІСТЬ ЛІСОВОЇ ЕКОСИСТЕМИ

Інтерес радіоекологів до лісів пояснюється їх здатністю утримувати радіонукліди протягом тривалого часу, запобігаючи їх виносу за межі забрудненої території. Ліс є природним комплексом, який може впливати на міграцію радіонуклідів на глобальному рівні. Однак, ліс, особливо хвойний, є вразливим до впливу іонізуючого випромінювання. Властивості лісу проявляються вже на початкових етапах випадіння радіонуклідів з атмосфери на лісову площу. Для характеристики затримувальної здатності лісу використовують такий показник, як коефіцієнт затримування (K_3):

$$K_3 = B/A, \quad (12.7)$$

де A – поверхнева активність радіонуклідів, що випали на одиницю площі лісу, Бк/км² (Ки/км²) і B – поверхнева активність затриманих у кронах дерев радіонуклідів на тій самій одиниці площі лісу, Бк/км (Ки/км²). Коефіцієнт затримання при випадінні на ліс радіонуклідів з атмосфери варіює в широкому діапазоні значень залежно від типу і віку насаджень, сезону, метеорологічних умов під час випадіння і фізико-хімічних форм радіонуклідів, що осідають на ліс. Так, у зимовий період випадіння радіонуклідів K_3 листяного лісу в 5 разів менше, ніж у весняно-літній.

У випадку 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 агроценозах. 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:

$$K_B = V/A, \quad (12.8)$$

де V – поверхнева активність радіонуклідів, що виходять із водотоками з лісового масиву (струмки, малі ріки), Бк/км² і A – поверхнева активність радіонуклідів, що випали на лісовий масив, Бк/км². 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. Процес цього переміщення описується через **період напіввтрат** радіонуклідів, що осіли на кронах дерев, тобто час, за який половина з цих радіонуклідів переходить у підстилку. За результатами глобальних випадінь, період напіввтрат для листяних лісів становить 3 місяці, а для хвойних – 4–5 місяців. Тривалість цього періоду залежить від фізико-хімічних властивостей випадінь, форми і типу радіонуклідів, сезону, кліматичних умов та інших чинників. Після потрапляння в лісову підстилку радіонукліди беруть участь у процесах міграції. Модель цього процесу можна представити як блок-схему: лісова підстилка → біота лісової підстилки (гриби, інші рослини) → ґрунт → корені → стовбур → кора → листя. Цей цикл може тривати довго.

Лісова екосистема є особливим типом екосистем, здатним утримувати радіонукліди. Якщо лісовий масив не використовується (наприклад, у 30-кілометровій зоні ЧАЕС), його радіоємність наближається до 1. Винесення радіонуклідів відбувається переважно через незаконні порубки, полювання, збирання грибів і ягід, а також через малий поверхневий стік радіонуклідів у водотоки (струмки та річки). Оцінка річного виносу радіонуклідів через водотоки дає змогу визначити рівень радіоємності. Якщо лісовий масив використовується, потрібно враховувати обсяги лісозаготівель і додаткові джерела виносу через полювання та збирання лісових продуктів. Визначення рівня радіонуклідного забруднення цих продуктів дозволяє оцінити антропогенний винос радіонуклідів. Підсумовуючи природний і антропогенний винос, можна розрахувати залишкову радіоактивність лісового масиву і його радіоємність. Відомо, що за рік з лісових екосистем виноситься не більше 1–3% відкладень радіонуклідів на ландшафті, тому чинник радіоємності лісової екосистеми складає 0,97–0,99.

12.3. РАДІОЄМНІСТЬ ПРІСНОВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Вищезазначене дозволяє сформулювати важливий постулат: будь-яка екосистема, незалежно від її розміру чи складності, здатна утримувати радіонукліди, що потрапляють до неї, шляхом активного накопичування або пасивної сорбції, а також фіксування значних за активністю кількостей радіонуклідів на тривалий час. Відсутність здатності утримувати ці радіонукліди в екосистемі, незалежно від природної ситуації, вказує на порушення трофічних зв'язків між її компонентами, руйнування шляхів міграції та поглинання елементів живлення, що призводить до деградації екосистеми.

Однак, якщо розглядати функцію екосистеми в контексті її взаємодії з екосистемою вищого рангу в ієрархії біосфери (наприклад, постачання кисню біосфері або поглинання діоксиду карбону), то видова сталість відступає на другий план. Це пояснюється тим, що навіть за значних змін у її складі екосистема може зберігати здатність виконувати ці функції. Яскравим прикладом є функціонування водних екосистем, де зміни в складі видів не завжди впливають на здатність підтримувати ці функції.

Радіємність непроточної прісноводної водойми. Радіємність непроточних прісноводних водойм можна визначити через кількісні показники, взявши за приклад водойму, для якої в 1960 році було вперше запропоновано це поняття О.Л. Агре та В.І. Корогодіним. Блокова (камерна, компартментна) модель такої водойми (**рис. 12.1**) складається з трьох основних блоків: вода, донні

відкладення та біота. У разі забруднення водойми радіонукліди потрапляють до води, а потім розподіляються між цими блоками.

Вода у водоймі виконує роль сполучної ланки, через яку радіонукліди мігрують до ґрунту та біологічних компонентів. Радіоактивне забруднення, що є сумішшю різних радіонуклідів, може бути присутнім у воді у вигляді розчинених хімічних сполук або суспензій. Дослідження, проведені у природних та штучних водоймах, показали, що мулові маси та інші донні відкладення мають високу сорбційну здатність щодо різних радіонуклідів. Концентраційна рівновага між водою та ґрунтом встановлюється через коефіцієнт накопичення, який зазвичай перевищує 100, що означає, що лише 1% радіонуклідів знаходиться у воді, а 99% – у донних відкладеннях.

Якщо водойма має піщаний чи торф'яний ґрунт, глибина проникнення радіонуклідів та їхня кількість можуть суттєво змінюватися. У звичайних непроточних водоймах з донними відкладеннями сапропелевого типу, радіонукліди, скинуті у водойму, концентруються переважно у верхньому шарі донних відкладень (10–20 см завтовшки), і співвідношення активності радіонуклідів у мулах та воді в середньому становить від 102 до 103. Висока поглинальна здатність донних відкладень зумовлена великою кількістю органічних сполук, що містяться в них у високодисперсному колоїдному стані. Саме ці донні відкладення відіграють у водоймі роль депо, де накопичуються радіонукліди, що потрапляють до неї.

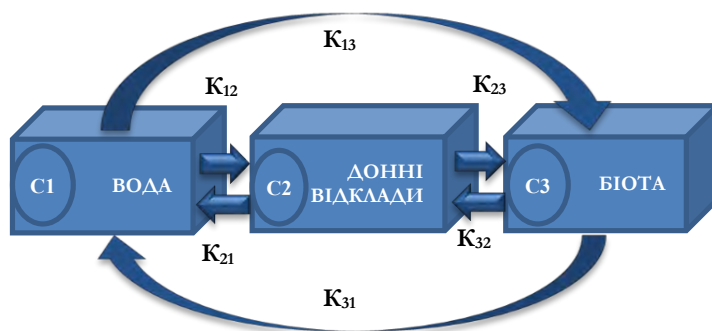


Рис. 12.1. Блок-схема камерної моделі прісноводної водойми (тут і далі двома цифрами позначено камери, між якими відбувається перерозподіл радіонуклідів)

Джерело: адаптовано авторами за Гудков І.М. та ін. (2010)

Концентраційна рівновага між водою і ґрунтом може змінюватися в різні боки в залежності від різних факторів. Одним з найважливіших чинників, який впливає на здатність донних відкладень до поглинання, є кислотно-лужна реакція води (рН) у водоймі. Сорбція продуктів поділу ядер урану, зокрема елементів лужноземельної та рідкоземельної групи, відбувається найбільш інтенсивно в слабколужному середовищі (при рН 8,5–9,0). В умовах такого середовища солі важких та лужноземельних елементів утворюють нерозчинні гідроксида, що випадають в осад.

Десорбція радіонуклідів з донних відкладень при нейтральному значенні рН (7,0) є дуже незначною і становить, наприклад, для стронцію і цезію лише 0,4–

Концентраційна рівновага між водою і ґрунтом може змінюватися в різні боки в залежності від різних факторів. Одним з найважливіших чинників, який впливає на здатність донних відкладень до поглинання, є кислотно-лужна реакція води (рН) у водоймі. Сорбція продуктів поділу ядер урану, зокрема елементів лужноземельної та рідкоземельної групи, відбувається найбільш інтенсивно в слабколужному середовищі (при рН 8,5–9,0). В умовах такого середовища солі важких та лужноземельних елементів утворюють нерозчинні гідроксида, що випадають в осад.

4,0% на рік. Якщо ж рН води знижується в кислий бік, вивільнення раніше абсорбованих радіонуклідів у воду може досягати 50% і більше. Тому для того, щоб донні відкладення могли ефективно депонувати і надійно утримувати радіонукліди, їх реакція має бути лужною або нейтральною.

Роль біоти у розподілі радіонуклідів у водоймах є важливою, хоча й обмеженою. Ще в 1930-х роках В.І. Вернадський виявив, що водні організми здатні значно накопичувати радіонукліди, зокрема радій. Пізніші дослідження показали, що планктон і мікробентос можуть концентрувати радіонукліди у кілька десятків разів більше, ніж їхня активність у воді. Час досягнення максимальної концентрації радіонуклідів у організмах залежить від їх типу: для зоопланктону це хвилини, для багатоклітинних водоростей – дні, для риб – місяці. Середній коефіцієнт накопичення радіонуклідів біотою становить близько 10^3 . Однак через малу кількість живої речовини у водоймах її внесок у загальну активність радіонуклідів незначний (10^{-2} – 10^{-3} від активності у воді), тому роль біоти як депо радіонуклідів зазвичай мінімальна. Виняток становлять випадки з високою концентрацією біоти (1–10 г/м³ і більше).

Основну масу живої речовини у водоймах складають планктон і мікробентос, які мають високу швидкість розмноження. Час подвоєння популяції мікроорганізмів (бактерій, одноклітинних водоростей, грибів) становить від десятків хвилин до десятків годин, що робить їх ключовими учасниками транспорту радіонуклідів. Радіонукліди, накопичені мікроорганізмами, після їх відмирання утримуються у детриті і разом із ним осідають на дно, перетворюючись на донні відкладення. Загальна активність радіонуклідів, що переносяться біомасою за сезон, може у сотні чи тисячі разів перевищувати їх активність у біоті. Таким чином, біота виконує дві ключові функції: очищення води від радіонуклідів та їх транспортування у донні відкладення.

Іншою важливою особливістю діяльності біоти у забруднених радіонуклідами водоймах є стабілізація кислотно-основної рівноваги, зокрема активної реакції води. Під час інтенсивного цвітіння планктону рН води може підвищуватися до 9–10. Відомо, що під час цвітіння та наступної загибелі планктону значно знижується рівень радіоактивного забруднення водойм, що є наслідком двох факторів: захоронення радіонуклідів на дні водойми разом із детритом і змін рН води, що сприяють сорбції.

Не менш важливою є роль біоти, яка активно функціонує, зокрема біоти, що населяє донні відкладення, у створенні самих донних відкладень та фіксації в них сорбованих радіонуклідів. Враховуючи ці функції біоти, можна стверджувати, що наявність нормально функціонуючої мікрофлори, а також

Розділ 12. Радіоємність екосистем

багатоклітинних рослин і тварин є необхідними умовами для стабільного функціонування водойм як поглиначів радіонуклідів.

Ці умови дозволяють оцінити граничне забруднення радіонуклідами води і донних відкладень непроточних водойм, яке сумісне з нормальним функціонуванням біоти, що в них мешкає. Можна припустити, що для води гранична об'ємна активність радіонуклідів має становити близько $3,7 \times 10^4$ Бк/л (10^{-6} Кі/л), а питома активність верхніх шарів донних відкладень товщиною до 5 см не повинна перевищувати $(3,7-37) \times 10^5$ Бк/кг або $10^{-5}-10^{-4}$ Кі/кг. Це дає змогу оцінити радіоємність непроточних прісноводних водойм.

Якщо позначити площу поверхні такої водойми, що приблизно дорівнює площі її дна, як S , її глибину – H , об'ємну активність радіонуклідів у воді – C , а коефіцієнт накопичення радіонуклідів верхніми шарами донних відкладень завтовшки h – k , то загальну активність радіонуклідів у водоймі A (тобто його радіоємність) можна визначити за формулою:

$$A = CS(H + kh) \quad (12.9)$$

Це рівняння ілюструє стан забрудненої водойми за умов сталої рівноваги між водою і донними відкладеннями. Якщо прийняти, як зазначалося вище, що $C=3,7 \times 10^4$ Бк/л (10^{-6} Кі/л), $S=1$ км², $H=2$ м, $k=10^3$ та $h=10$ см, то радіоємність такої водойми A становитиме близько $3,7 \times 10^{15}$ Бк (10^5 Кі). Це означає, що водойма може містити радіонукліди активністю до 10^5 Кі. З часом активність радіонуклідів буде не тільки зменшуватися внаслідок їх розпаду, а й зростати через перехід більшої кількості радіонуклідів у донні відкладення і їх міцну фіксацію. На підставі формули (12.9) можна визначити, яка частка активності радіонуклідів, що випали у водойму, міститься у донних відкладеннях:

$$F = \frac{kh}{H+kh} \quad (12.10)$$

Виходячи із цього, активність радіонуклідів, що містяться у воді, становитиме $1 - F$. Показник F можна назвати **чинником** або **фактором радіоємності водойми**. Слід зазначити, що F не залежить від абсолютного значення радіоємності 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

Розділ 12. Радіоємність екосистем

(активність радіонуклідів у водоймі) і S (площу поверхні водойми), можна визначити питому радіоємність водойми, тобто активність радіонуклідів, що припадає на одиницю його поверхні A^* :

$$A^* = AS^{-1} \quad (12.11)$$

Цей показник, як уже зазначалося, дає змогу порівнювати між собою радіоємність не лише різних водойм, а й будь-яких інших екологічних систем.

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:

$$A_b = P \times C \times K \times S \times H, \quad (12.12)$$

де A_b – загальна активність радіонуклідів у біоті водоймища, Бк (Ки); P – кількість біоти в одиниці об'єму води, кг/м³; K – середній коефіцієнт накопичення радіонуклідів біотою; C – питома активність радіонуклідів у воді; S – площа поверхні водойми, км²; H – глибина водойми, м.

Чинник радіоємності біотичної складової водойми (F_b) можна визначити за формулою:

$$F_b = PK_n H / (H + kh + PK_n H) \quad (12.13)$$

Якщо, наприклад, розрахувати чинник радіоємності F_b для реальної ситуації, коли P становить 10 г/м води із середнім коефіцієнтом накопичення $K_n = 10^4$, середня глибина водойми $H = 6$ м, $h = 0,1$ м, і $k = 800$, то отримаємо значення F_b , близьке до 0,9, коли 90% радіонуклідів, що надійшли у водойму, потрапляють у біомасу біоти. У деяких ситуаціях стосовно водойми чи окремих її зон із високими концентраціями біоти це потрібно враховувати. Чинник радіоємності водойми з урахуванням біоти можна розрахувати за формулою:

$$F = (kh + PKH) / (H + kh + PKH) \quad (12.14)$$

У разі значного вмісту біоти у водоймі (≥ 1 г/м) загальна її радіоємність значно зростає. У процесі відмирання біомаси радіонукліди міцно утримуються в детриті і захоронюються у донні відкладення водойми.

Радіоємність каскаду прісноводних водойм. На рис. 12.2 наведено схему каскаду з кількох водойм, кожна з яких має свої параметри $k_1, k_2, k_3, \dots, h_1, h_2, h_3, \dots, H_1, H_2, H_3, \dots, S_1, S_2, S_3, \dots, P_1, P_2, P_3, \dots, K_1, K_2, K_3, \dots$

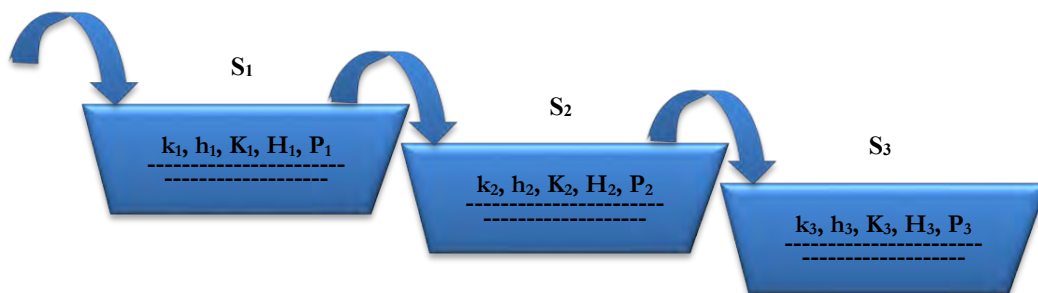


Рис.12.2. Схема каскаду з трьох водойм

Джерело: адаптовано авторами за Гудков І.М. та ін. (2010)

Розглянемо найпростіший випадок однакового об'єму всіх водойм і повільного припливу води, достатнього для встановлення рівноваги між водою, біотою і донними відкладеннями. Тоді для кожної з водойм можна за формулою 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):

$$F_k = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - F_i) \quad (12.15)$$

Математичний аналіз демонструє пряму кореляцію між кількістю водойм у каскаді та його коефіцієнтом радіоємності. Сумарна радіоємність каскадної системи перевищує радіоємність будь-якої окремої водойми в її складі. Цей принцип лежить в основі проектування систем водойм-дезактиваторів та біологічних очисних споруд на атомних електростанціях та інших потенційно небезпечних виробництвах. Інтенсивна біологічна активність у каскадних водоймах оптимізує їх радіоємність, наближаючи коефіцієнт радіоємності до одиниці, що забезпечує мінімальну залишкову радіоактивність води на виході. Однак функціонування системи обмежується певними параметрами щодо об'єму та швидкості надходження радіонуклідів. Для моделювання процесу постійного надходження радіонуклідів у трикомпонентний каскад застосовується камерне моделювання (рис. 12.3) з використанням системи диференціальних рівнянь:

$$\begin{aligned}\frac{dA_0}{dt} &= b_0 A_0, \frac{dA_1}{dt} = b_0 A_0 - k_1 A_1 - K_1 A_1 - b_1 A_1, \\ \frac{dA_2}{dt} &= b_1 A_1 - k_2 A_2 - K_2 A_2 - b_2 A_2, \frac{dA_3}{dt} = b_2 A_2 - k_3 A_3 - K_3 A_3 - b_3 A_3, \quad 12.16)\end{aligned}$$

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 попередньому аналізі використовувались стаціонарні камерні моделі з односторонньою міграцією радіонуклідів: від водного середовища до донних відкладень та біоти. Для врахування зворотних процесів – десорбції з донних відкладень та вимивання з біоти – необхідне застосування комплексної системи рівнянь (12.12). Її розв'язання дозволяє отримати аналітичні залежності активності радіонуклідів (A) у джерелі та водоймах як функцію часу t :

$$A_0=A_0(t), A_1=A_1(t), A_2=A_2(t), A_3=A_3(t) \quad (12.17)$$

На основі цих формул можна обчислити значення чинників радіоємності водойм (F_1, F_2, F_3) у динаміці:

$$F_1(t) = 1 - \frac{A_1(t)}{A_0(t)}, F_2(t) = 1 - \frac{A_2(t)}{A_1(t)}, F_3(t) = 1 - \frac{A_3(t)}{A_2(t)} \quad (12.18)$$

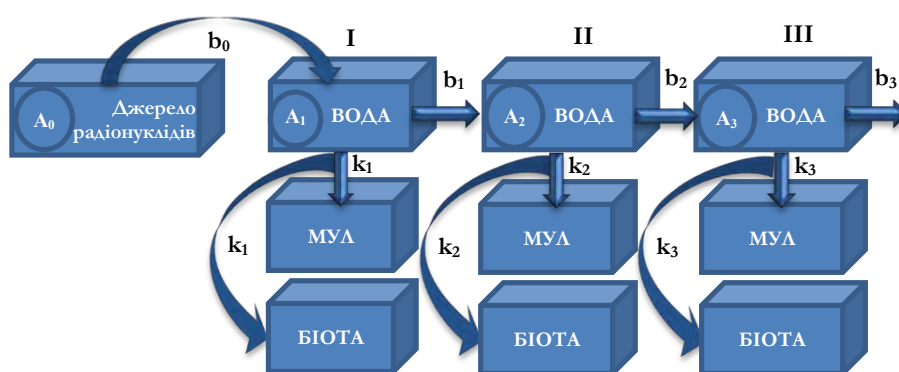


Рис. 12.3. Блок-схема стаціонарної камерної моделі з трьох прісноводних водойм (I – III) (пояснення в тексті)

Джерело: адаптовано авторами за Гудков І.М. та ін. (2010)

Розроблена методологія дозволяє здійснювати кількісну оцінку коефіцієнтів радіоємності як окремих водойм, так і каскадних систем різної конфігурації,

з визначенням їх стаціонарних та динамічних характеристик, включаючи розподіл радіонуклідів між водним середовищем, біотою та донними відкладеннями. Важливо відзначити, що при нейтральному та слабколужному рН десорбція радіонуклідів з біологічних об'єктів, детриту та донних відкладень практично відсутня, тоді як в кислому середовищі ці процеси набувають значущості та потребують врахування в розрахунках.

12.4. РАДІОЄМНІСТЬ МОРСЬКОЇ ЕКОСИСТЕМИ

Морські та океанічні екосистеми функціонують як кінцеві депозитарії радіонуклідів, що мігрують з континентальних територій. Показовим прикладом є транспортування радіонуклідів після Чорнобильської катастрофи через систему Дніпровських водосховищ з подальшою акумуляцією переважно в північно-західному секторі Чорного моря, здебільшого в прибережній зоні. Міграція радіонуклідів в інші частини акваторії та їх винос через морську біопродукцію характеризуються низькою інтенсивністю. Мінімальна фракція радіонуклідів транспортується на пляжні зони внаслідок берегової абразії.

Принципова відмінність морських та океанічних екосистем від прісноводних водойм полягає у значно більших глибинах, що зумовлює другорядність фактора радіоємності F та питомої активності біоти у формуванні загальної радіоємності системи. Чорне море, як репрезентативна морська екосистема, може бути змодельоване за допомогою п'ятикамерної стаціонарної моделі (рис. 12.4).

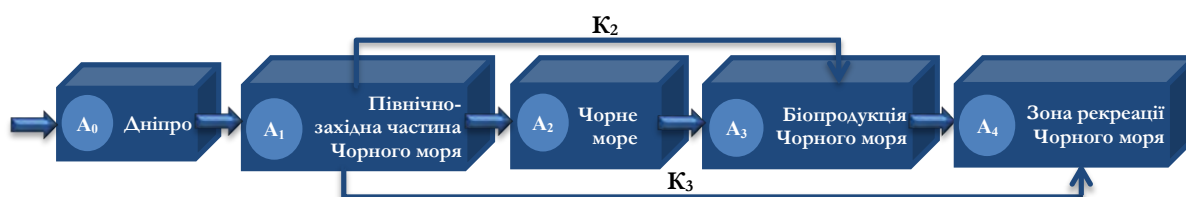


Рис. 12.4. Блок-схема стаціонарної камерної моделі Чорного моря

Джерело: адаптовано авторами за Гудков І.М. та ін. (2010)

Систему простих диференціальних рівнянь для характеристики такої стаціонарної камерної моделі виглядає так:

$$\frac{dA_0}{dt} = KA - K_0A_0, \frac{dA_1}{dt} = K_0A_0 - K_1A_1, \frac{dA_2}{dt} = K_1A_1 - K_2A_2, \frac{dA_3}{dt} = K_2A_1, \frac{dA_4}{dt} = K_3A_1, \quad (12.19)$$

Розділ 12. Радіоємність екосистем

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 момент часу після аварії (F_M – чинник радіоємності морської екосистеми – у цьому випадку частка активності радіонуклідів, утримуваних у цій частині Чорного моря):

$$F_M(t) = 1 - \frac{A_2(t) + A_3(t)}{A_0(t)} = \frac{A_1(t)}{A_0(t)} \quad (12.20)$$

Емпіричні дослідження демонструють високу утримувальну здатність північно-західної частини Чорного моря щодо радіонуклідів, з коефіцієнтом радіоємності 0,7–0,9, що підтверджує її функцію як ефективного кінцевого депозитарія радіоактивних елементів.

Комплексний аналіз параметрів радіоємності різних екосистем створює методологічну базу для дослідження міграційних процесів радіонуклідів у морських, прісноводних, наземних та агроекосистемах. Особливий науковий інтерес становить вивчення закономірностей розподілу радіонуклідів у компонентах морських екосистем, зокрема в шельфових зонах, які характеризуються підвищеною біопродуктивністю та безпосереднім контактом з континентальними масами.

Морські та океанічні екосистеми відіграють фундаментальну роль у підтримці біосферного балансу, що може бути простежено через аналіз транспорту радіонуклідів як природних індикаторів. Найзначніше радіонуклідне навантаження на морські екосистеми відбулося внаслідок атмосферних ядерних випробувань 1950–60-х років. Додаткові джерела забруднення включають скиди ядерних об'єктів, морські захоронення радіоактивних відходів, техногенні аварії та природну ерозію гірських порід.

Історично, основні ядерні випробування проводились у шельфових зонах Тихого океану (1946–1962), включаючи британські тести 1952–1958 років та російські випробування в полярних морях. Враховуючи, що океани займають 71% земної поверхні, вони акумулюють більшу частину атмосферних випадів радіонуклідів, додатково отримуючи забруднення через поверхневий та річковий стік. Показовим є приклад річки Дніпро, що транспортує до Чорного моря $(185\text{--}740) \times 10^{10}$ Бк радіонуклідів щорічно після Чорнобильської аварії, та річки Колумбія (США), що щодоби вносить близько $3,7 \times 10^{10}$ Бк активності від промислового джерела.

Розділ 12. Радіоємність екосистем

Радіонуклідний склад морського середовища включає природні елементи (^{40}K , уран, торій, радій, рубідій) та антропогенні компоненти, представлені продуктами поділу урану ^{90}Sr , ^{90}Y , ^{137}Cs , ^{144}Ce , $^{95}\text{Zr-Nb}$, $^{103,106}\text{Ru}$, $^{103,106}\text{Rh}$, ^{131}I , ^{140}Ba) та активаційними радіонуклідами (^{55}Fe , ^{59}Fe , ^{65}Zn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn). У низьких концентраціях присутні ^{51}Cr , ^{14}C , ^3H , а також трансуранові елементи, включаючи ^{239}Pu .

Міграційна поведінка радіонуклідів у морському середовищі визначається їх фізико-хімічними формами. У складній матриці морської води ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{95}Zr присутні в іонній формі, тоді як ^{103}Ru , ^{144}Ce , ^{90}Zn , ^{90}Y , ^{95}Nb і ^{59}Fe демонструють тенденцію до колоїдоутворення. ^{57}Co , ^{54}Mn і ^{59}Fe характеризуються переважно нерозчинними формами. Специфічні взаємодії, як-от незворотне зв'язування ^{90}Sr з кальцієм, можуть змінювати розчинність радіонуклідів.

Океанічне середовище, попри відносну гомогенність порівняно з прісноводними системами, структурується на distinct підсистеми: відкритий океан, абісальну зону, континентальний шельф, коралові рифи та естуарії. При середній глибині 4 км океани містять $1,4 \times 10^9$ км³ води. Шельфові зони, займаючи лише 6% океанічної поверхні, є критично важливими для біопродуктивності.

Вертикальна стратифікація океанічних вод визначається термічними та галінними градієнтами. Перемішування поверхневих вод під впливом вітру обмежується глибиною 75 м, тоді як глибинні води характеризуються повільнішою динамікою. Термоклін, пікноклін та галоклін формують бар'єри для вертикального перемішування, зумовлюючи домінування горизонтальної міграції радіонуклідів.

Хімічний склад морської води (H, O, Na, Cl: 10-19 г/л; K, Ca: 380–400 мкг/л) суттєво відрізняється від прісноводного ($\approx 10^{-8}$ г/л), що пояснює підвищене накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr прісноводними організмами порівняно з морськими (табл. 12.1).

Таблиця 12.1. Типові коефіцієнти накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у деяких компонентах морської і прісноводної екосистем

Компонент	Коефіцієнт накопичення для екосистеми			
	^{137}Cs		^{90}Sr	
	прісноводної	морської	прісноводної	морської
Молюски	600	8	600	1
Риби	3000	15	200	0,1
Ракоподібні	4000	23	200	1

Джерело: Гудков І.М. та ін. (2010)

Розділ 12. Радіоемність екосистем

Менше накопичення радіонуклідів у морських організмах пояснюється також великим об'ємом води в морі, який розбавляє їх концентрацію. Радіонукліди ^{137}Cs і ^{90}Sr у морській воді перебувають у розчиненій формі і через високу концентрацію хімічних аналогів лише в незначній кількості потрапляють до морської біоти. У відкритому океані радіонукліди розподіляються між водою та суспензіями, причому більшість з них міститься на глибині до 100 м, а решта – до 1000 м. Біота майже не впливає на рух радіонуклідів у воді. Вплив радіації на організми залежить від типу радіонуклідів та умов середовища. Планктон і вищі організми накопичують радіонукліди, а потім виводять їх. Малі організми, як-от фітопланктон, переносять радіонукліди у глибокі шари води та осади після відмирання.

У морях і океанах радіонукліди, які існують у колоїдній формі, краще зберігаються, ніж ^{137}Cs і ^{90}Sr . У прісних водоймах ситуація протилежна. Незважаючи на нерозчинну форму, радіонукліди ^{103}Ru , ^{144}Ce і ^{65}Zn легко накопичуються морськими фільтрувальниками, зокрема зоопланктоном і молюсками. Планктон добре накопичує ^{65}Zn , ^{59}Fe , ^{57}Co і ^{54}Mn , але лише ^{65}Zn і ^{59}Fe передаються вищим консументам і хижакам. Радіонукліди ^{95}Zr , ^{59}Fe , Al , ^{14}C і ^{32}P можуть концентруватися в морських ланцюгах живлення через їх низький вміст у воді. Корали активно накопичують ^{90}Sr .

Морські організми здатні концентрувати майже всі радіонукліди (табл. 12.2), тоді як континентальні накопичують переважно ^{137}Cs і ^{90}Sr . Це пояснюється двома причинами: більшим розбавленням ^{137}Cs і ^{90}Sr калієм та кальцієм у морській воді порівняно з прісною, а також здатністю фільтрувальних організмів (зоопланктону і молюсків) активно накопичувати нерозчинні форми радіонуклідів.

Таблиця 12.2. Коефіцієнти накопичення радіонуклідів у компонентах морської екосистеми

Компонента	Коефіцієнт накопичення радіонуклідів								
	^{144}Ce	^{137}Cs	^{50}Nb	^{236}Pu	^{103}Ru	^{90}Sr	^{121}Te	^{65}Zn	^{95}Zr
Донні відкладення	5000	1000	10000	10000	10000	30	-	2000	1000
Водорості	5000	100	2000	20000	2000	100	1000	2000	2000
Ракоподібні	1500	50	500	1000	500	50	100	4000	500
Молюски	15	50	1000	1000	2000	100	100	80000	1000
Риби	100	50	50	100	10	10	10	5000	30

Джерело: Гудков І.М. та ін. (2010)

Розділ 12. Радіоємність екосистем

Радіонукліди потрапляють у морську екосистему через повітря та поверхневий стік, рівномірно розподіляючись між водою, суспензіями та морською біотою. Море та океан є кінцевими місцями захоронення радіонуклідів, де їх розподіл визначається коефіцієнтами переходу. Радіонукліди, що надходять з річковим стоком, концентруються переважно в місцях впадання рік.

Основним місцем накопичення радіонуклідів є біота континентального шельфу через його високу біологічну продуктивність. Оскільки шельф займає 6% поверхні Світового океану, він визначає основні параметри радіоємності морської екосистеми. Тому морську екосистему доцільно розділити на дві підсистеми: континентальний шельф і відкритий океан, з двома основними джерелами надходження радіонуклідів – атмосферою та річковим стоком (**рис. 12.5**). Система диференціальних рівнянь для стаціонарних камерних моделей такої блок-схеми така:

$$\begin{aligned}\frac{dA_0}{dt} &= -K_{01}A_0 - K_{02}A_0, \quad \frac{dB_0}{dt} = -C_{01}B_0, \\ \frac{dA_1}{dt} &= K_{01}A_0 + C_{01}B_0 - K_1A_1 + K_2A_2, \\ \frac{dA_2}{dt} &= K_{02}A_0 + K_1A_1 + K_2A_2,\end{aligned}\tag{12.21}$$

де A_0 – джерело поступового скидання радіонуклідів, Бк (Кі); B_0 – джерело аварійного скидання, Бк (Кі); K – коефіцієнт накопичення в біоті і C – швидкість аварійного скидання, частка умовної одиниці за одиницю обраного часу. Цю систему рівнянь нескладно розв'язати для реальних значень коефіцієнтів і виду функцій $A_0(t)$ і $B_0(t)$ щодо поступового та аварійного скидань радіонуклідів. Для оцінки чинника радіоємності основних компонентів морської екосистеми, тобто шельфу і відкритого океану, можна використовувати прості формули:

$$F_m = \frac{A_1}{(A_0+B_0)}; \quad F_{ok} = \frac{A_2}{(A_0+B_0)}\tag{12.22}$$

На основі моделей радіоємності можна визначити допустимий рівень скидання радіонуклідів у шельфову екосистему. Пригнічення росту фітопланктону та інших біосистем очікується при середній питомій активності радіонуклідів у біомасі понад $3,7 \times 10^5$ Бк/кг (10^{-5} Кі/кг) – це вважається граничним рівнем забруднення біоти. При висушуванні питома активність зростає до $3,7 \times 10^6$ Бк/кг (10^{-4} Кі/кг), що класифікує її як радіоактивні відходи.

Розділ 12. Радіоємність екосистем

При загальному об'ємі Світового океану $1,4 \times 10^9 \text{ км}^3$, мілководний шельф (6% поверхні) містить близько $8 \times 10^7 \text{ км}^3$ води. За середньої маси біоти на шельфі 5 г/м^3 та граничного рівня забруднення, радіоємність біоти шельфу оцінюється в $13,7 \times 10^{18} \text{ Бк}$ ($4 \times 10^8 \text{ Кі}$).

Якщо взяти за приклад щоденне скидання радіонуклідів з річки Колумбія ($3,7 \times 10^{13} \text{ Бк}$ або 1 кКі/добу), цей ресурс радіоємності буде вичерпано за 1000 років. Враховуючи наявність інших джерел стоку, загальний запас радіоємності морських екосистем є досить обмеженим.

Наведені оцінки є усередненими, але в реальності радіонукліди потрапляють не на весь шельф Світового океану, а концентруються на окремих невеликих ділянках. Наприклад, у північно-західній частині Чорного моря накопичуються радіонукліди, що надходять зі стоком Дніпра (після аварії на Чорнобильській АЕС) та Дунаю (від діючих європейських АЕС).

Для таких локальних ділянок шельфу запас радіоємності значно менший, тому необхідний ретельний контроль за надходженням радіонуклідів з річковим стоком Дніпра та Дунаю в Чорне море. Особливої уваги потребує контроль скидання радіонуклідів у каскад Дніпровських водосховищ, враховуючи наслідки Чорнобильської аварії та роботу діючих АЕС на водозборі Дніпра (Запорізька, Південноукраїнська, Хмельницька, Рівненська та інші). Ці обмеження потребують детального дослідження та аналізу.

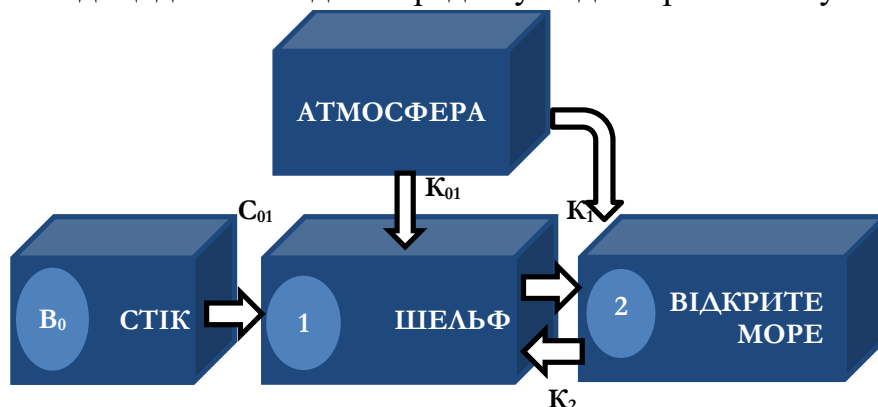


Рис. 12.5. Блок-схема стаціонарної камерної моделі морської екосистеми

Джерело: адаптовано авторами за Гудков І.М. та ін. (2010)

Розділ 12. Радіоємність екосистем
ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Дати визначення понять радіоємності екосистеми, питомої радіоємності екосистеми та фактору радіоємності.
2. Особливості радіоємності лісових екосистем. Поняття періоду напіввтрат, узлісного ефекту.
3. Особливості радіоємності прісноводних водойм.
4. Біота водойм як депо радіонуклідів.
5. Радіоємність каскаду прісноводних водойм.
6. Радіоємність морської екосистеми на прикладі Чорного моря.

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження; за ред. Ю.О. Іванова і В.В. Доліна. Київ: МНС України, 2001. 252 с.
2. Герасимов О.І. Радіоекологія за галузями: Підручник. Одеськ. держ. екол-ний ун-т. Одеса: ТЕС, 2016. 100 с.
3. Гудков, Д., Кузьменко, М., Кіреєв, С., Назаров, О., Шевцова, Н., Дзюбенко, О., & Каллян, О. Радіоекологічні проблеми водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС. Вісн. НАН України, 2008. № 4. С. 44–55.
4. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашипаров В.О. Сільськогосподарська радіоекологія: підручник; за редакцією академіка НААН України І.М. Гудкова. Київ: Ліра-К, 2017. 268 с.
5. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашипаров В.О., Кутлахмедов Ю.О., Гудков Д.І., Лазарєв М.М. Радіоекологія: навчальний посібник; за редакцією академіка НААН України І.М. Гудкова. Київ.: «НОВОград» 2011. 368 с.
6. Кравець О.П. Радіологічні наслідки радіонуклідного забруднення агроценозів. Київ: Логос, 2008. 240 с.
7. Краснов В.П., Орлов О.О., Бузун В.О. та ін. Прикладна радіоекологія лісу; за ред. В.П. Краснова: моногр. Житомир: Полісся, 2007. 680 с.
8. Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основи радіоекології: навч. посіб.; за ред. В. П. Зотова. Київ: Вища шк., 2003. 319 с.
9. Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи : Моногр. / В. В. Долін, Г. М. Бондаренко, О. О. Орлов; НАН України. Ін-т геохімії навколиш. середовища. – К. : Наук. думка, 2004. – 221 с.
10. Фещенко В.П. Елементи мінімалізації радіоактивного забруднення. Агроекологічний журнал. 2011. № 1. С. 201–204.
11. Фурдичко О.І., Чоботько Г.М., Кучма М.Д., Райчук Л.А., Швиденко І.К., Ландін В.П., Уманський М.С. Наукові основи раціонального використання агроресурсів радіаційно забруднених ландшафтів Українського Полісся / Наукові основи формування збалансованих агроекосистем України в умовах змін клімату: монографія; за науковою редакцією академіка НААН О.І. Фурдичка. Київ: ДІА, 2021. С. 237-302 с.

13. УРБОРАДІОЕКОЛОГІЯ

13.1. ЗАКОНОМІРНОСТІ ОСАДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ З АТМОСФЕРИ НА ТЕРИТОРІЮ ПОСЕЛЕННЯ

Радіоактивні викиди потрапляють в атмосферу у вигляді аерозолів і пилу, формуючи радіоактивну хмару, яка переміщується з вітром (**рис. 13.1**). Розсіювання радіонуклідів залежить від погодних умов, опадів та турбулентності повітря. Атмосферне переміщення радіонуклідів відбувається зі швидкістю вітру до 10 км/год, що значно швидше за поверхневе переміщення.

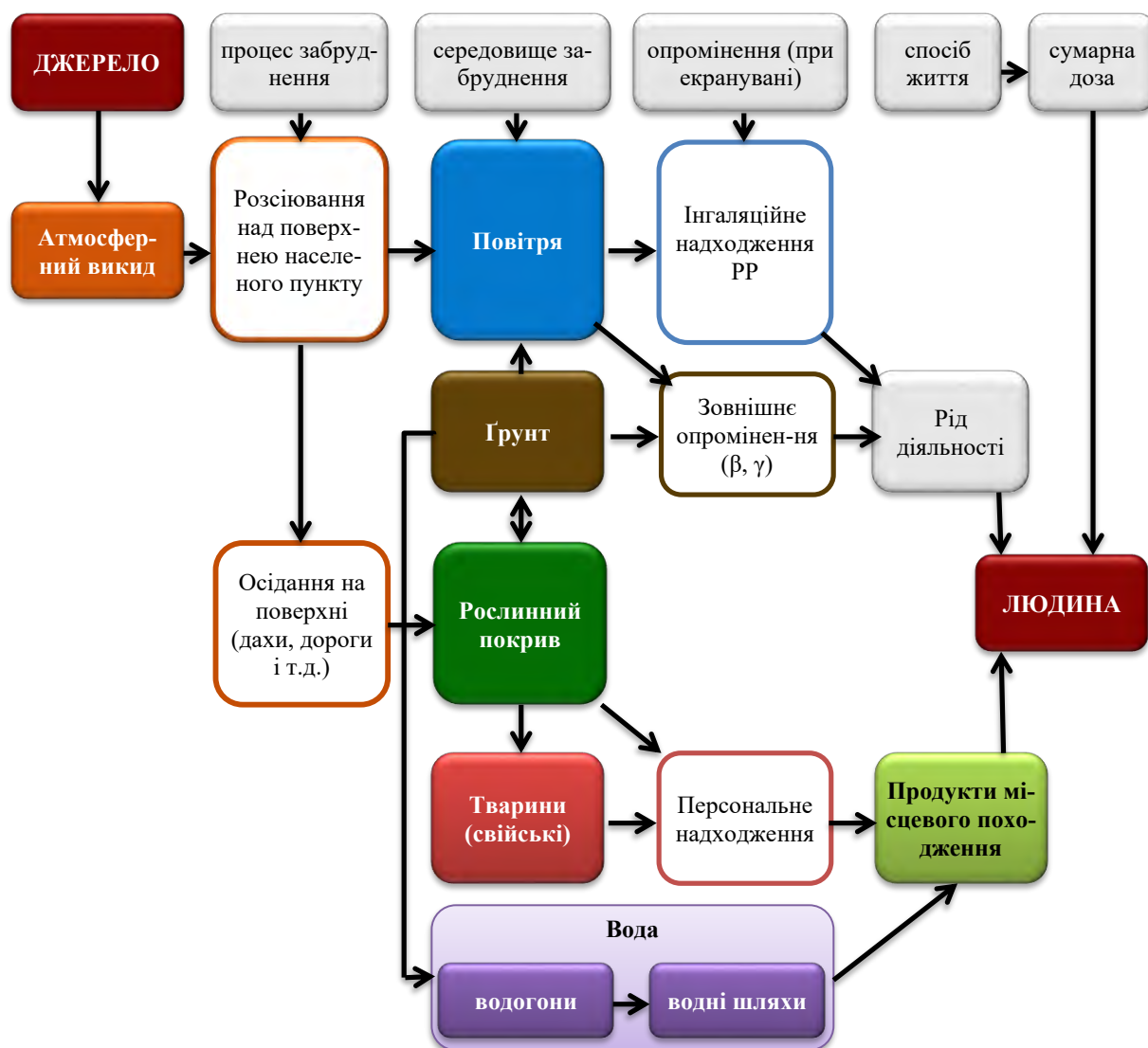


Рис. 13.1. Схема повітряного шляху надходження радіонуклідів

Джерело: адаптовано авторами за Гудков І.М. та ін. (2010)

Розділ 13. Урборадіоекологія

Особливості надходження радіонуклідів у населені пункти визначаються такими факторами:

- наявність будівель, що екранують людей від опромінення (коефіцієнт екранування 1–4);
- додаткове інгаляційне надходження радіонуклідів через спалення опалого листя в садибах і парках;
- споживання місцевих продуктів харчування (фрукти, городина, м'ясо) з міста та передмість;
- використання води з централізованих водогонів, ставків та колодязів.

Атмосферна дифузія постійно розсіює радіонукліди, знижуючи їх концентрацію в повітрі. Основними факторами дисперсії є:

- швидкість вітру (визначає напрямок і ступінь розбавлення);
- атмосферні опади (вимивають радіонукліди);
- погодні умови;
- структура ландшафту та рельєф місцевості.

У населених пунктах потік повітря сповільнюється через будівлі. Після Чорнобильської аварії значного забруднення зазнали дахи будівель, звідки радіонукліди згодом змивалися опадами на землю та тротуари.

Ступінь

забруднення від радіоактивної хмари залежить від потужності викиду (кількості аерозолів та радіонуклідів в одиниці об'єму за одиницю часу) та зменшується зі збільшенням відстані від джерела і часу після викиду (**рис. 13.2**). Поширення радіоактивної хмари зазвичай описують гаусовою моделлю, де параметри розподілу залежать від відстані за напрямком вітру та стану атмосфери:

$$X/Q = 2(3S_y)^{-1}(Y_2 - S_z)^{-1}V, \quad (13.1)$$

де X – активність радіонуклідів у повітрі, Бк(Ки)/м³; Q – потужність джерела викиду, Бк (Ки)/с; $3S_y$, – поперечний розмір передбачуваного розподілу за віссю y , м (**рис. 13.2**); S_z – вертикальне стандартне відхилення домішки радіонуклідів, м; V – середня швидкість вітру, м/с. Як уже було зазначено, 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, властивій для кожної конкретної місцевості. При переміщенні радіоактивної хмари відбувається осадження аерозольних частинок на землю і воду через:

Розділ 13. Урборадіоекологія

- електростатичні сили (позитивно заряджені аерозолі притягуються до негативно зарядженої поверхні);
- гравітаційне осадження (більші частинки випадають ближче до джерела викиду).

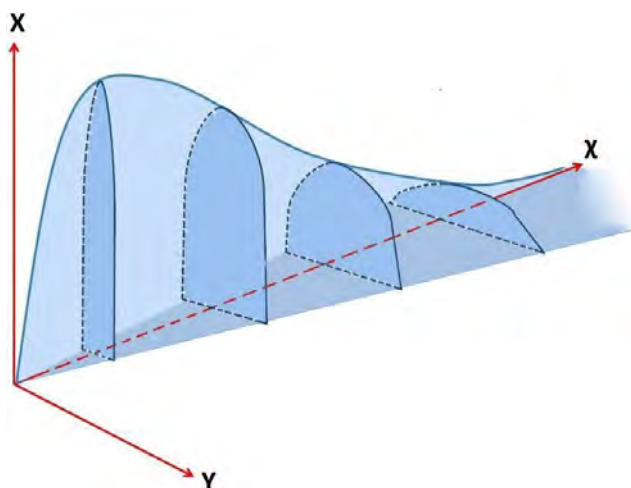


Рис. 13.2. Смолоскипова дифузійна модель розподілу радіоактивності при повітряному викиді залежно від відстані від точки викиду: зміни поверхневої активності радіонуклідів за напрямком вітру (x , y , z - висота, ширина і дальність викиду, 0 - точка викиду)

Джерело: авторська інтерпретація Гудков І.М. та ін. (2010)

Радіонукліди зазвичай перебувають у повітрі не більше кількох діб, окрім випадків викидів на значну висоту (у стратосферу чи тропосферу). Концентрація радіонуклідів в атмосфері та їх випадіння зменшуються при збільшенні швидкості вітру, нестабільності атмосфери, дисперсії розсіювання та відстані від джерела. Усі згадані процеси в джерелі й атмосфері призводять до формування рівня (щільності) випадінь, що зумовлює рівень радіонуклідного забруднення водних і наземних екосистем. Для населених пунктів потрібні окремі моделі осадження радіонуклідів. Тому рівень випадінь залежно від відстані до джерела можна оцінити за формулою:

$$A_x = C/X^2, \quad (13.2)$$

де A_x – щільність випадінь на відстані (X) від джерела, Бк(Ки)/км²; C – константа загального об'єму випадінь. При необхідності точніших розрахунків можна скористатись формулою:

$$A_x = \frac{2Q \cdot T}{C^2 \cdot V \cdot x^{2-n}} \cdot \exp\left(-\frac{h^2}{C^2 x^{2-n}}\right), \quad (13.3)$$

де Q – активність (потужність) викиду джерела, Бк(Ки)/км²; 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.

13.2. ІНШІ ШЛЯХИ НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ЕКОСИСТЕМУ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ

Радіонукліди з атмосфери потрапляють на поверхню ґрунту і далі з поверхневим стоком у водойми. Інтенсивність стоку залежить від:

- характеру ландшафту та підстильної поверхні;
- щільності рослинного покриву;
- пори року;
- характеру і кількості опадів.

У гірській місцевості з гладким кам'яним покриттям без рослинності стік радіонуклідів максимальний під час сильних дощів. Населені пункти на схилах швидше звільняються від забруднення, але їхні джерела води зазнають додаткового забруднення. На рівнинних ландшафтах Полісся України річний поверхневий стік становить: для ^{137}Cs – 0,01–0,4%, для ^{90}Sr – 0,2–4%

Весняні та осінні паводки значно впливають на стік радіонуклідів, особливо із заплав. При затопленні заплави Дніпра стік ^{90}Sr може сягати 4-8% річних відкладень, що створює додаткове дозове навантаження на населені пункти нижче за течією.

Важливим фактором є також *вторинне вітрове підіймання* радіонуклідів, спричинене:

- природною вітровою активністю;
- рухом транспорту;
- будівельними роботами;
- сільськогосподарською діяльністю.

Це призводить до повторного потрапляння радіонуклідів у водні екосистеми та органи дихання людини. Вторинне вітрове підіймання радіонуклідів у повітря оцінюють за допомогою *коефіцієнтів вітрового підіймання*, або *дефляції*, K_v (м^{-1}):

$$K_v = C_n / C_g, \quad (13.4)$$

де C_n – об'ємна активність радіонуклідів у повітрі, Бк(Кі)/ м^3 ; C_g – поверхнева активність радіонуклідів на поверхні ґрунту, Бк(Кі)/ м^2 .

Коефіцієнт вітрового підіймання (K_v) змінюється наступним чином:

- відразу після випадіння: 10^{-4} – 10^{-6} м^{-1} ;
- через кілька років після заглиблення в ґрунт: 10^{-8} – 10^{-10} м^{-1} ;
- під час польових робіт: до 10^{-2} ;

– на заасфальтованих міських територіях: до 10^{-12} .

При поверхневій активності ґрунту $3,7 \times 10^{10}$ Бк/км² (1 Кі/км²) і коефіцієнті вітрового підіймання 10^{-8} , концентрація радіонуклідів у повітрі може досягати $3,7 \times 10^{-3}$ Бк/м³. Це створює значне навантаження на органи дихання людини, але не спричиняє суттєвого вітрового стоку радіонуклідів у водойми.

Радіонукліди, що потрапили в екосистему (повітряним шляхом чи поверхневим стоком), включаються в кругообіг речовин відповідно до трофічної структури екосистеми – від абіотичних компонентів (вода, повітря, ґрунт) до організмів різних трофічних рівнів.

13.3. РАДІОЕКОЛОГІЯ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

Поняття урбоекосистеми. На сьогоднішньому етапі цивілізаційного розвитку міста є основним елементом населених територій. Близько 80% населення розвинених країн (у Україні – майже 70%) проживає в містах, і цей показник продовжує зростати. Великі атомні станції в Європі, зокрема в Україні, часто розташовані поблизу великих міст (на відстані близько 100 км, інколи навіть від 20 до 50 км). Наприклад, Чорнобильська АЕС знаходиться за 130 км від Києва, а Хмельницька – за 135 км від м. Хмельницького, а Фукусімська АЕС – за 60 км від міста Фукусіма. Крім того, АЕС часто будують біля великих річок, що дозволяє їхньому впливу поширюватися на великі території, в т.ч. міста, розташовані нижче за течією. Чорнобильська аварія вплинула на населення великих міст України, таких як Київ, Черкаси, Запоріжжя, Дніпро, Херсон та Крим. Прямий вплив аварії охопив 4-6 млн людей, а опосередкований – 30-35 млн.

Урбоекосистема є штучно створеним і підтримуваним людиною середо-

Екосистема міста (урбоекосистема) – природно-територіальний комплекс (геокомплекс), який включає в себе всі елементи міського середовища, що знаходяться під безпосереднім впливом міста.

вище, яке включає міста, селища та урбанізовані ділянки землі. Урбоекосистеми також враховують вплив зростання міського населення та підтримки інфраструктури на навколишнє середовище і прилеглі території.

Надходження радіонуклідів у міські екосистеми, їх розподіл і міграція. Для штучної екосистеми-урбоекосистеми характерні певні особливості надходження радіонуклідів через викиди та скидання АЕС під час нормальної роботи та аварій. У нормальному режимі основним джерелом надходження радіонуклідів до екополіса є скидання у річки, які потрапляють у систему водопостачання міста, розташованого нижче за течією. Інші шляхи, такі як осадження

Розділ 13. Урборадіоекологія

радіоактивних аерозолів з атмосфери або вживання продуктів харчування з територій поблизу АЕС, мають менше значення, оскільки міста зазвичай все ж знаходяться достатньо далеко від станцій, а викиди в нормальному режимі мінімальні. Крім того, АЕС розташовують з урахуванням напрямку вітрів, що зменшує їхній вплив на великі міста. Під час нормальної експлуатації сучасних АЕС викиди радіонуклідів у зовнішнє середовище є незначними. Основні викиди складаються з інертних радіоактивних газів (ІРГ), таких як ксенон-133 (^{133}Xe) та криптон-85 (^{85}Kr), а також радіонуклідів йоду (^{131}I) та цезію (^{137}Cs). У **таблицях 13.1** і **13.2** наведено усереднені дані щодо викидів радіонуклідів для реакторів типів ВВЕР та РБМК.

Таблиця 13.1. Щільність випадіння* довгоживучих радіонуклідів на межі санітарно-захисної зони АЕС** із РБМК-1000 у різний час від початку експлуатації

Радіонуклід	Питома активність радіонуклідів Кі*** / кг(Λ)					
	Через 1 рік		Через 5 років		Через 30 років	
	СД****	Реальні	СД	Реальні	СД	Реальні
^{60}Co	3-12	0.1-1.5	10-50	0.4 -5	20-100	0.8 -10
^{90}Sr	3-10	0.2-0.7	10-60	0.9-40	60-100	4-80
^{137}Cs	0.3-1	$(1-4)10^{-3}$	1.5-6	$(6-20)10^3$	6-10	$(2-4)10^{-2}$

*Поверхнева активність радіонуклідів, Бк/км²

** Відстань від АЕС=3 км

*** 1 мкКі=3,7·10⁻⁴

****СД – допустимі за санітарними нормами викиди

Джерело: Гудков І.М. та ін. (2010)

Дані показують, що під час нормальної експлуатації АЕС викиди радіонуклідів у навколишнє середовище є мінімальними, навіть у межах 3-кілометрової санітарно-захисної зони. Доза зовнішнього опромінення населення поблизу АЕС під час нормальної експлуатації становить десятки частки мікрозівертів на рік (мкЗв/рік), що значно нижче природного радіаційного фону. Наприклад, доза від нормальної експлуатації АЕС більш ніж на 4 порядки нижча за дозу від загального радіаційного фону. Порівняльні оцінки еквівалентних доз випромінювання від АЕС потужністю 10 МВт (електрики) у нормальному режимі (радіус 50 км) та від теплової електростанції (ТЕС) показали, що дози від АЕС не становлять суттєвого ризику для населення чи екосистем (**табл. 13.3**). Зокрема, доза від ТЕС за 50 років у 100 разів перевищує дозу від АЕС за 30 років. Отже, у нормальному режимі роботи АЕС не викликають радіоекологічних проблем для людей, флори, фауни чи навколишніх екосистем.

Таблиця 13.2. Питома активність радіонуклідів у об'єктах навколишнього середовища на межі санітарно-захисної зони АЕС залежно від типу реактора

Радіонуклід	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
⁹⁰ 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
¹³⁷ Cs	0.25	0.05-0.2	0.1-0.3	0.01-0.4	0.3-0.5	0.02-0.5

*1Кі=3,7·10¹¹ Бк

**ДЖР - довгоживучі радіонукліди

Джерело: Гудков І.М. та ін. (2010)

Зовсім іншою є ситуація у випадку такої аварії, як Чорнобильська. Під час аварійних викидів основним дозоутворюючим радіонуклідом є радіоактивні ізотопи йоду (¹³¹I). На відстані кількох кілометрів від АЕС сумарна ефективна доза може формуватися за рахунок фотонного опромінення від поверхні ґрунту. Зі збільшенням відстані від джерела викиду внесок цього шляху у формування сумарної дози зменшується. Розглядаючи радіоекологічні проблеми міста після цієї аварії, нерідко використовують дані і оцінки, отримані при вивченні наслідків для міста енергетиків (міста-сателіта Прип'ять) і для мегаполіса (Київ).

Значні дозові навантаження отримали жителі м. Прип'ять унаслідок зовнішнього опромінення до евакуації.

Таблиця 13.3. 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	8×10 ⁻⁹ (8×10 ⁻⁴)	1.6×10 ⁻⁵ (1.6×10 ⁻³)
Через дихальні шляхи	8×10 ⁻⁹ (8×10 ⁻⁴)	6.7×10 ⁻⁵ (6.7×10 ⁻³)
Надходження в організм із продуктами харчування	4.5×10 ⁻³ (4.5×10 ⁻⁸) 7.13×10 ⁻⁷ (7.13·10 ⁻⁵)	11.6×10 ⁻³ (11.6×10 ⁻⁵)
Вцілому	(0.25×10 ⁻³ за останні 30 років)	19.9×10 ⁻² (19.9)

* За нормального режиму роботи АЕС

**Унаслідок викидів ⁴⁰K та інших природних радіонуклідів

Джерело: Гудков І.М. та ін. (2010)

Це місто з населенням понад 50 тис. осіб забудоване переважно багатопверховими будинками. Понад 70% території заасфальтовано, залишилися невеликі лісові ділянки та паркова зона. У травні 1986 року рівень радіоактивності на території міста становив 100-1000 Кі/км², але забруднення було нерівномірним

через осадження радіоактивного пилу. Усі компоненти міської екосистеми зазнали значних дозових навантажень від радіоактивних аерозолів і випадінь. Найбільше забруднення виявлено на ґрунті, рослинності, піщаному плато біля р. Прип'ять та на дахах будинків. Матеріали дахів і стін активно сорбували радіонукліди.

У перші роки після аварії дощі змивали радіонукліди, але через 5–6 років навіть піскоструминна та водометна дезактивація знижувала рівень забруднення лише у 2–3 рази. **Коефіцієнт дезактивації (деконтамінації) (К_д)** дозволяє оцінити ефективність таких заходів. Радіонукліди з дахів потрапляли на ґрунт через водостоки, де концентрувалися. Це явище спостерігалось у Києві та інших містах навіть через 7–8 років після аварії. Наприклад, біля водостоків Національного університету біоресурсів і природокористування України рівень забруднення ґрунту ¹³⁷Cs досягав 185–296 кБк/м² (5–8 Кі/км²), що відповідає 3-й зоні радіоактивного забруднення, тоді як середній рівень по місту становив 37–74 кБк/м² (1–2 Кі/км²).

Атмосферні опади поступово змивають радіонукліди з дахів, стін, доріг, переносючи їх у каналізаційні системи та річку Дніпро. Однак ділянки ґрунту, вкриті рослинністю, і парки продовжують утримувати радіонукліди, що випали після аварії.

Місто Прип'ять має рівний ландшафт, тому значних поверхневих стоків тут не спостерігається. На відміну від нього, Київ з його горбкуватим рельєфом під час сильних дощів формує значний твердий і рідкий стік на схилах та твердих покриттях вулиць. Коефіцієнти стоку в місті значно вищі, ніж на сільськогосподарських або лісових територіях. Цей стік потрапляє у каналізаційну мережу, потім у відстійники і лише після цього – у р. Дніпро. Таким чином, значна частина радіонуклідів, що випали на місто, концентрується і тривалий час утримується в мулі та донних відкладах відстійників.

У Прип'яті на хвойних деревах через високі дози опромінення та забруднення спостерігалися аномалії в рості та формуванні пагонів. Інших помітних впливів іонізуючого випромінювання на біоту міст не зафіксовано, можливо, через відсутність регулярних досліджень та проведення дезактиваційних заходів. Однак ефективність дезактивації виявилася низькою, оскільки після очищення будинки знову забруднювалися через вітровий перенос радіонуклідів.

Значний ефект у зменшенні колективної дози опромінення був досягнутий у Києві восени 1986 року завдяки вивозу та захороненню опалого листя. Рівень радіоактивності листя в парках міста досягав $3,7 \times 10^4$ Бк/кг (10^{-6} Кі/кг), що відповідало малоактивним відходам. Загалом вивезли близько 20 000 тонн листя, яке

захоронювали у спеціальних могильниках. Цей захід дозволив значно зекономити колективну дозу опромінення для населення – $2,1 \times 10^4$ люд.-Зв ($2,1 \times 10^6$ люд.-бер).

13.4. РАДІОЄМНІСТЬ УРБОЕКОСИСТЕМИ

На **рис. 13.3** представлено блок-схему камерної моделі екосистеми міста на прикладі Прип'яті. До основних елементів міської екосистеми входять парки, галявини, дахи та стіни будинків, тротуари, каналізація та стік у річку.

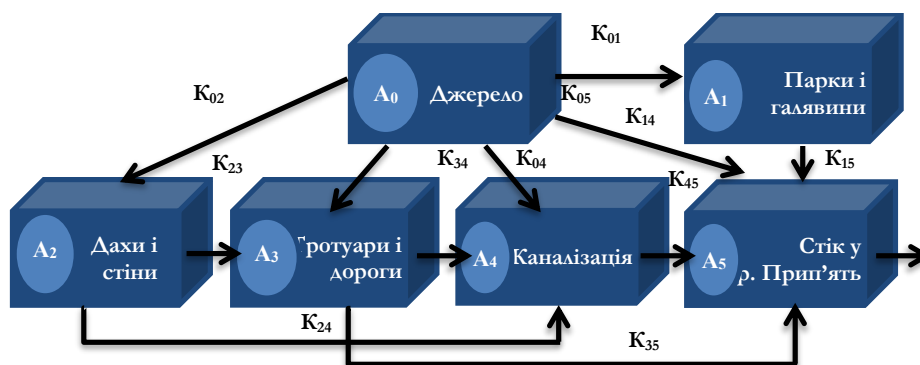


Рис. 13.3. Блок-схема камерної моделі урбоекосистеми (на прикладі м. Прип'ять)

Джерело: адаптовано авторами за Гудков І.М. та ін. (2010)

Джерелами опромінення є забруднення 1986 року, подальші викиди та вітровий перенос радіонуклідів. Для опису такої радіоекологічної ситуації ви-

користовується система стаціонарних камерних моделей. Оскільки джерело A_0 миттєво забруднило місто у квітні 1986 року, рівняння для A_0 можна не враховувати:

$$\begin{aligned}
 \frac{dA_1}{dt} &= K_{01}A_0 - (K_{13} + K_{14} + K_{15})A_1 \\
 \frac{dA_2}{dt} &= K_{02}A_0 - (K_{23} + K_{24})A_2 \\
 \frac{dA_3}{dt} &= K_{03}A_0 + K_{23}A_2 - (K_{34} + K_{35})A_3 \\
 \frac{dA_4}{dt} &= K_{14}A_1 + K_{24}A_2 + K_{34}A_3 + K_{45}A_4 \\
 \frac{dA_5}{dt} &= K_{15}A_1 + K_{35}A_3 + K_{45}A_4,
 \end{aligned} \tag{13.5}$$

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.

Розділ 13. Урборадіоекологія

Система диференціальних рівнянь дозволяє оцінити розподіл радіонуклідів у міській екосистемі, знаючи реальні коефіцієнти переходу (K_{Π}). З блок-схеми видно, що основним компонентом, який визначає об'єм і міцність утримання радіонуклідів, є каналізація міста. Через 25 років після аварії каналізація продовжує утримувати значну частину радіонуклідів (не менше 50%), з активністю понад $18,5 \times 10^{13}$ Бк (5 кКі), у своїх стоках і колекторах. Ця екосистема здатна запобігати скиданню радіонуклідів у річку Прип'ять і далі у Дніпро, що визначається співвідношенням:

$$F_M(t) = A_4(t) / A_0, \quad (13.6)$$

де $F_M(t)$ – чинник радіємності 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 радіємності. Якщо вважати, що активність радіонуклідів у межах $(3,7-0,37) \times 10^7$ Бк/кг ($10^{-4}-10^{-5}$ Кі/кг) не пригнічує біоту мулу і не викликає значної десорбції через підкислення, то радіємність каналізаційної мережі Прип'яті не є надто високою. Проте необхідно провести розрахунки радіємності, особливо для ^{90}Sr та ^{137}Cs , щоб з'ясувати, наскільки довго та надійно каналізація зможе утримувати накопичені радіонукліди. Це дозволить прогнозувати, коли можливе перевищення радіємності міста та збільшення стоку радіонуклідів у річку Прип'ять.

Важливо визначити радіємність каналізаційної системи та спрогнозувати її стан у майбутньому, особливо під час паводків і сильних дощів. За оцінками, річний стік радіонуклідів із міста становить 4–6% від їх загального запасу. Таким чином, у каналізацію Прип'яті надійшли довгоживучі радіонукліди з активністю $(5,6-7,4) \times 10^{13}$ Бк ($1,5-2,0 \times 10^3$ Кі).

Радіоекологічна ситуація у великому місті, такому як Київ, є складнішою. Окрім забруднення радіонуклідами у 1986 році, існують інші шляхи їх надходження до міста. Це, перш за все, вживання продуктів харчування, завезених із передмість у радіусі 150–200 км та більше. Третій шлях – водоспоживання з Дніпра (питна вода та зрошення). Ще один фактор формування дози опромінення для мешканців – перебування у зонах відпочинку.

На основі цих шляхів можна скласти блок-схему надходження радіонуклідів до екосистеми Києва (рис. 13.4). Використовуючи цю блок-схему, можна створити систему камерних моделей, дещо адаптувавши рівняння для

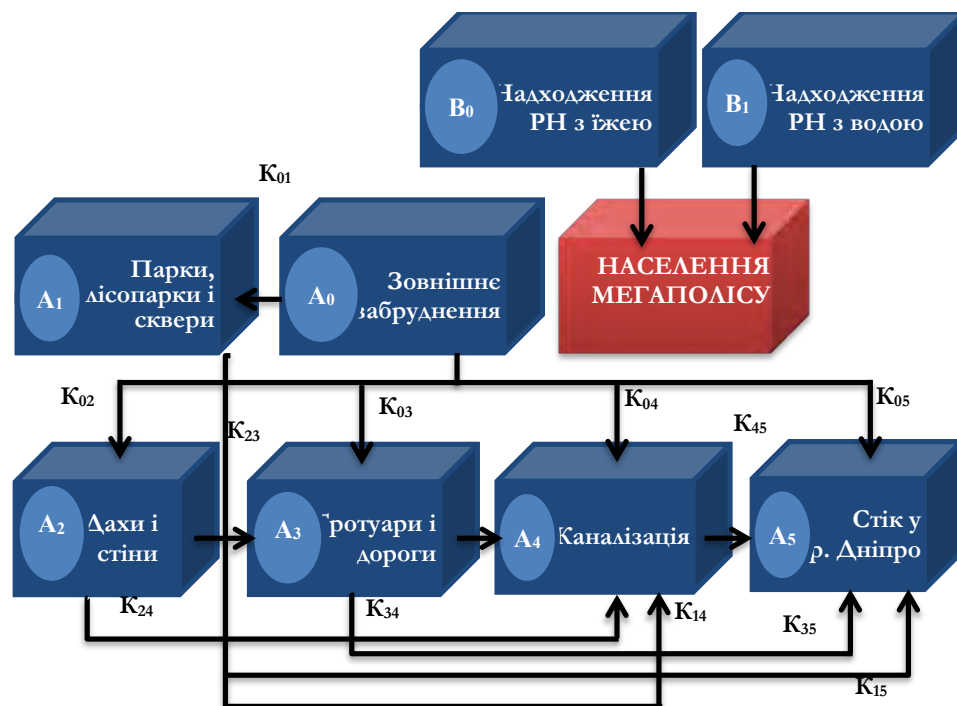


Рис. 13.4. Блок-схема камерної моделі радіонуклідного забруднення мегаполісу (на прикладі Києва)

Джерело: адаптовано авторами за Гудков І.М. та ін. (2010)

природної екосистеми. Для цього потрібно додати відповідне рівняння:

$$dB_2/dt = C_{01}B_0 + C_{11}B_1 - C_{24}B_2, \quad (13.6)$$

де B_1 – активність радіонуклідів, що потрапляє в організм із продуктами харчування, Бк (Ки); B_2 – активність радіонуклідів, що потрапляють в організм із водою, Бк (Ки); B_0 – активність радіонуклідів, що потрапляють у каналізаційну мережу, Бк (Ки). У рівняння для A_4 також потрібно додати ще один член ($+C_{24}B_2$), що дасть змогу отримати опис екосистеми великого міста. За оцінками Гудкова І.М., Гайченка В.А., Кашпарова В.О. та інших, поверхнева активність радіонуклідів (щільність забруднення) Києва є відносно незначною – $(1,85\text{--}25,9) \times 10^{10}$ Бк/км² ($0,5\text{--}7$ Ки/км²). Загальний рівень активності радіонуклідів, що випали, становить $(18,5\text{--}25,9) \times 10^{12}$ Бк ($500\text{--}700$ Ки) для ^{137}Cs . Щороку через продукти харчування та воду в організм мешканців міста надходять радіонукліди активністю $(14,8\text{--}22,2) \times 10^{11}$ Бк ($40\text{--}60$ Ки). З них близько 70–90%, що становить $(11,1\text{--}18,5) \times 10^{11}$ Бк ($30\text{--}50$ Ки) на рік, виводиться з організму та потрапляє у каналізаційні стоки і колектори. Поверхневий стік з території міста становить 4–6% активності радіонуклідів, що випали, тобто ще $(7,4\text{--}14,8) \times 10^{11}$ Бк/рік ($20\text{--}40$ Ки/рік).

Розділ 13. Урборадіоекологія

Загальна активність радіонуклідів, що надходять у міську каналізацію, становить $(18,5-33) \times 10^{11}$ Бк/рік (50–90 Кі/рік).

На підставі цих показників можна розрахувати активність радіонуклідів у каналізаційній мережі Києва, яка становить близько $7,4 \times 10^{12}$ Бк (200 Кі) від поверхневого забруднення та близько $18,5 \times 10^{12}$ Бк (500 Кі) від надходження з продуктами харчування. Якщо враховувати, що стік радіонуклідів із колекторів та відстійників міста в Дніпро незначний, то мул і донні відкладення каналізаційної мережі можуть містити радіонукліди активністю до $25,9 \times 10^{12}$ Бк (700 Кі). Приймаючи за граничну активність радіонуклідів у стоках міста $3,7 \times 10^4$ Бк/кг (10^{-6} Кі/кг), можна зробити висновок, що для підтримання цього рівня достатньо 70 000 тонн мулу, що значно менше реальних обсягів. Отже, радіємність критичної ланки міської екосистеми великого міста (Київ) – його каналізаційної системи – ще далеко не вичерпана.

Поверхнєве забруднення радіонуклідами стін, дахів, будинків, тротуарів і парків Києва внаслідок аварії на ЧАЕС призвело лише до незначного зростання природного фону, збільшивши його в 1,5–2 рази порівняно з доаварійним рівнем гамма-випромінювання у місті.

Аналізуючи ситуацію після аварії на ЧАЕС, можна зазначити, що для екосистеми такого великого міста, як Київ, важливу роль у зменшенні радіонуклідного забруднення та дозових навантажень на населення відіграла низка заходів: регулярне миття і прибирання квартир, полив міських вулиць, вивезення опалого листя у 1986 році. Усе це дозволило вивести в каналізаційну мережу значну частину радіонуклідів, що випали на місто. Виходячи з розглянутої моделі, ці контрзаходи дозволили істотно знизити дозові навантаження на мешканців міста (приблизно на 5×10^4 люд.-Зв, або 5×10^6 люд.-бер) і заповнити радіонуклідами значну частину міської каналізації.

Проблема радіоекології та радіємності урбоекосистем потребує детального вивчення. Для її вирішення необхідно:

- отримати точний опис урбоекосистеми;
- визначити її критичні ланки;
- розрахувати радіємність;
- відобразити дані за допомогою ГІС на картах, визначивши місця тимчасового або довгострокового накопичення радіонуклідів.

Це дозволить розробити та впровадити оптимальну систему контрзаходів.

Розділ 13. Урборадіоекологія
ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Чинники, що визначають особливості надходження радіонуклідів у населені пункти.
2. Шляхи надходження радіонуклідів у екосистему населених пунктів.
3. Особливості надходження радіонуклідів в урбоекосистеми, їх розподіл і міграція.
4. Дати визначення періоду деконтамінації.
5. Порівняння моделей радіонуклідного забруднення невеликого міста і мегаполісу.
6. Радіологічно критичні ланки урбоекосистем.
7. Заходи щодо зменшення радіонуклідного забруднення і дозових навантажень на населення міст.

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Іванов Є. Радіаційна екологія: Навчально-методичний посібник. – Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2011. – 217 с.
2. Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основи радіоекології: навч. посіб.; за ред. В. П. Зотова. Київ: Вища шк., 2003. 319 с.
3. Кучерявий В. П. Урбоекологія Підручник. – Львів: Світ, 2001. – 440 с.
4. Матвєєва І.В., Заїтов В.Р., Кутлахмедов Ю.О., та ін. Моделювання радіоекологічних процесів методом камерних моделей на прикладі села у Волинській області // Вісн. Національного авіаційного ун-ту. - 2005. - № 3. - С. 173 – 176
5. Станкевич С. В., Головань Л.В. Техноекологія: навч. посіб. Харків. нац. аграр. ун-т ім. В. В. Докучаєва. Харків: Видавництво Іванченка І.С., 2020. 338 с.
6. Richard T. Forman Urban Ecology. Cambridge University Press, 2014. 464 p.

14. АТОМНІ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ УКРАЇНИ

14.1. АТОМНА ЕНЕРГЕТИКА УКРАЇНИ

У світі понад 50 країн використовували, використовують чи планують збудувати атомні електростанції. Станом на 2024 рік, за даними Global Nuclear Power Tracker, світова встановлена потужність ядерної енергетики становить 396 ГВт. У найближчі роки планується додати ще 299 ГВт нових потужностей, що дозволить досягти загальної в 695 ГВт. Найбільший у світі термоядерний реактор ITER, вартістю 28 мільярдів доларів, почне роботу через 15 років. У США потужність ядерної енергетики становить 102,5 ГВт: у країні 54 діючі атомні електростанції та 94 реактори. Франція робить основний акцент на атомну енергетику для забезпечення енергетичних потреб країни. Наразі вона займає другу позицію у світі за кількістю ядерних реакторів. Загальна потужність атомної енергетики Франції сягає 64 ГВт, і планується її збільшення на додаткові 11,6 ГВт. Китай знаходиться на третьому місці за рівнем ядерної потужності, яка становить 58,1 ГВт. У країні працює 17 атомних електростанцій із 55 реакторами. КНР має намір продовжувати розвиток цієї галузі, плануючи збільшити потужність на 118,4 ГВт. Росія має ядерну потужність у 28,6 ГВт, а також будує або планує ввести в експлуатацію додаткові 20,6 ГВт. У Канаді експлуатується 22 ядерні реактори із загальною потужністю 14,6 ГВт, і планується збільшення на 1,8 ГВт. Інші країни також активно розвивають ядерну енергетику. Наприклад, Японія має потужність 11,6 ГВт (планується збільшення на 2,8 ГВт), Індія – 7,5 ГВт (планується 31,7 ГВт), Іспанія – 7,4 ГВт, Швеція – 7,2 ГВт, Великобританія – 6,5 ГВт (планується 15,3 ГВт), ОАЕ – 5,7 ГВт, Фінляндія – 4,6 ГВт, Чехія – 4,2 ГВт (планується 4,8 ГВт), Бельгія – 4,1 ГВт, Пакистан – 3,5 ГВт (планується 1,2 ГВт), Швейцарія – 3,1 ГВт, Словаччина – 2,5 ГВт (планується 1,7 ГВт), Білорусь – 2,4 ГВт, Болгарія – 2,1 ГВт (планується 2 ГВт), Угорщина та Бразилія – по 2 ГВт (планується 2,5 ГВт та 1,4 ГВт відповідно). Країни з меншою ядерною потужністю включають ПАР, Тайвань, Аргентину, Мексику, Румунію та Іран (менше 2 ГВт), а також Словенію, Нідерланди, КНДР та Вірменію (менше 1 ГВт). Бангладеш, Єгипет, Індонезія, Кенія, Казахстан, Польща, Туреччина та Узбекистан перебувають на етапі планування розвитку ядерної енергетики.

На атомних електростанціях у світі використовуються різні типи ядерних реакторів. Найбільш поширеними типами реакторів є PWR (65-70%) та BWR (20-25%). Інші типи, такі як PHWR, GCR, FBR та LMR, використовуються значно

рідше. Нові технології, такі як SMR та термоядерні реактори, знаходяться на етапі розробки та мають потенціал для майбутнього.

1. **Реактори з водою під тиском (PWR – Pressurized Water Reactor)** використовують для роботи звичайну воду як теплоносію і пом'якшувач нейтронів. Вода знаходиться під високим тиском, що запобігає її закипанню. Є найпоширенішим типом реактора, становить близько 65–70% від загальної кількості реакторів у світі (у т.ч. в Україні – реактори ВВЕР). Країни: США, Франція, Китай, Росія, Японія та багато інших. Переваги реакторів PWR – висока надійність і безпека, недоліки – складність конструкції та висока вартість.

2. **Киплячі реактори (BWR – Boiling Water Reactor).** Принцип роботи: вода в активній зоні кипить, і утворена пара безпосередньо подається на турбіну для генерації електроенергії. Це другий за поширеністю тип реакторів у світі, становить близько 20-25%. Країни: США, Японія, Швеція, Німеччина. Переваги реакторів BWR – простіша конструкція порівняно з PWR, недоліки – менш ефективне використання палива.

3. **Реактори з важкою водою (PHWR – Pressurized Heavy Water Reactor, CANDU).** Використовує важку воду (D_2O) як теплоносію і пом'якшувач нейтронів. Дозволяє використовувати природний уран без збагачення. Частка у світі – близько 5–7%. Країни: Канада, Індія, Пакистан, Румунія, Аргентина. Переваги реакторів PHWR – можливість використання природного урану та перезавантаження палива під час роботи, недоліки – вища вартість важкої води.

4. **Газоохолоджувані реактори (GCR – Gas-Cooled Reactor)** використовують газ (зазвичай вуглекислий газ або гелій) як теплоносію. Частка у світі – менше 1%. Країни: Велика Британія (реактори Magnox та AGR). Переваги – висока температура теплоносія, що підвищує ефективність, недоліки – великі розміри та висока вартість.

5. **Реактори на швидких нейтронах (FBR – Fast Breeder Reactor)** використовують швидкі нейтрони для перетворення невикористаного урану-238 у плутоній-239, що дозволяє «виробляти» нове паливо. Частка у світі – менше 1% (Росія, Індія, Франція, Японія). Переваги – ефективне використання палива та зменшення ядерних відходів, недоліки – висока вартість та складність експлуатації.

6. **Реактори з рідкометалічним теплоносієм (LMR – Liquid Metal Reactor)** використовують рідкий метал (натрій або свинець-висмут) як теплоносію. Частка у світі – менше 1% (Росія, Японія, Франція). Переваги – висока ефективність та можливість використання швидких нейтронів, недоліки – складність у керуванні рідким металом.

7. **Малі модульні реактори (SMR – Small Modular Reactor)** – компактні

Розділ 14. Атомні електростанції України

реактори, які можуть бути збудовані на заводі та транспортовані до місця експлуатації. Знаходяться на етапі розробки та впровадження (США, Канада, Росія, Китай). Серед переваг – менші витрати на будівництво, підвищена безпека, недоліків – обмежена потужність.

8. Термоядерні реактори (на етапі розробки в межах міжнародних проектів ITER, DEMO) існують в форматі експериментальних установок (наприклад, ITER). Використовують реакцію синтезу легких ядер (наприклад, дейтерію та тритію) для отримання енергії. Надають практично невичерпне джерело енергії та мінімальні відходи, однак присутні технологічні труднощі та висока вартість.

Атомна енергетика України бере свій початок із 1977 р., коли було введено в експлуатацію перший енергоблок Чорнобильської АЕС. Відповідно до планів розвитку атомної енергетики, у колишньому Радянському Союзі на території України мало бути споруджено 9 атомних електростанцій.

За кількістю ядерних реакторів Україна знаходиться серед світових лідерів. Як уже зазначалось, усі реактори України – типу ВВЕР. В Україні існують діючі 4 (Чорнобильська АЕС припинила свою роботу 15 грудня 2000 р., виведена зі складу Енергоатому і має статус державного підприємства) атомні електростанції з 15 енергоблоками, одна з яких, Запорізька АЕС з 6 енергоблоками загальною потужністю в 6000 МВт, є найпотужнішою в Європі і наразі перебуває під окупацією російськими військами. Незважаючи на це, атомні електростанції забезпечують близько 60% споживання електроенергії в країні. Наразі НАЕК «Енергоатом» реалізує проекти з розширення атомної генерації, зокрема добудову енергоблоків №3 та №4 Хмельницької АЕС сумарною потужністю 2,2 ГВт, а також нові блоки на Рівненській та Хмельницькій станціях за технологією американської компанії Westinghouse. На кліматичній конференції ООН – COP29, що пройшла в Баку, Україна разом із 30 країнами, включаючи США, Францію та Велику Британію, підтвердила намір потроїти потужності атомної енергетики до 2050 року. Таким чином, Україна залишається важливим гравцем у сфері ядерної енергетики та планує значне розширення своїх потужностей у майбутньому.

Нині електроенергію для країни виробляють 9 діючих блоків на трьох діючих АЕС (за винятком шести енергоблоків ЗАЕС, які знаходяться в режимі холодного зупину під окупацією) (**рис. 14.1**):



Рис. 14.1. АЕС України

Джерело: авторська графіка

1. Південно-Українська АЕС – 3 блоки ВВЕР-1000 (введення в експлуатацію: 1982, 1985, 1989 рр.);

2. Хмельницька АЕС – 2 блоки ВВЕР-1000 (введення в експлуатацію: 1987, 2004 рр.);

3. Рівненська АЕС – 2 блоки ВВЕР-440, 2 блоки ВВЕР-1000 (введення в експлуатацію: 1980, 1981, 1989, 2004 рр.).

Запорізька АЕС (тимчасово окупована, потребуватиме ремонту і переобладнання) – 6 блоків ВВЕР-1000 (введення в експлуатацію: 1984, 1985, 1986, 1987, 1989, 1995 рр.).

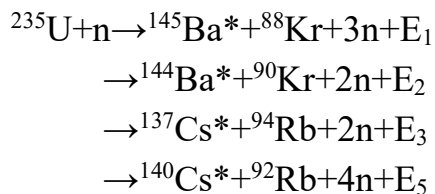
Блоки №1 та №2 ЧАЕС (РБМК) зупинено у 1996 р., а блок №3 – 15 грудня 2000 р. Два реактори Хмельницької АЕС (ВВЕР-1000) перебувають у стадії будівництва. Два дослідницькі реактори в містах Києві та Севастополі, зважаючи на їх незначний внесок у забруднення навколишнього природного середовища порівняно з АЕС, не розглядаються (за умови їх штатної експлуатації без інцидентів).

У сучасних ядерних реакторах використовується реакція поділу, що супроводжується виділенням енергії. На відміну від радіоактивного розпаду ядер, при якому атомний номер Z змінюється на 1-2 одиниці, у результаті поділу ядра утворюються нові ядра з атомними номерами Z_1 та Z_2 , а також γ -випромінювання,

нейтрино та в середньому 2,4 нейтрона. Повне енерговиділення одного акту поділу дорівнює приблизно 200 МеВ, із них близько 6 МеВ посідають вторинні нейтрони.

Нейтрони, утворені під час поділу ядер (миттєві або з запізненням), можуть викликати наступний поділ, вивільняючи нові нейтрони. Це забезпечує самопідтримуючу ланцюгову реакцію. Здатність до поділу мають такі ядерні ізотопи: ^{235}U , ^{233}U , ^{239}Pu , ^{241}Pu та інші трансуранові елементи з парним зарядовим числом (Z) та непарним масовим числом (M).

Ці елементи особливо ефективно взаємодіють з тепловими нейтронами, оскільки не мають порогу поділу. Серед них лише ^{235}U зустрічається у природі, причому його вміст у природному урані становить лише 0,7%. Коли тепловий нейтрон поглинається ядром ^{235}U , утворюється збуджене ядро ^{236}U . Процес поділу ^{236}U може відбуватися за різними варіантами, загальна кількість яких близько 60:



Під час поділу ядер максимальний вихід відповідає значній асиметрії мас (масові числа 90 та 144). Основну частку енергії становить кінетична енергія осколків поділу. Це забезпечує надзвичайно високу теплотворну здатність ядерного палива, яка перевищує хімічне паливо в мільйони разів. Для отримання 1 МВт-добі достатньо витратити лише 1,05 г ^{235}U .

Поділ ^{238}U потребує швидких нейтронів з енергією понад 1 МеВ. У взаємодії з ^{238}U переважає реакція захоплення, а не поділу. Тому у природному урані ізоотоп ^{238}U перешкоджає ланцюговій реакції поділу на ядрах ^{235}U . Для здійснення реакції необхідно:

- збагатити природний уран, збільшивши вміст урану-235 більш ніж у 10 разів;
- уповільнити нейтрони до теплових швидкостей, що збільшує переріз поділу урану-235 майже в 1000 разів.

Частина ядер, утворених під час поділу, перебуває у збудженому стані та може випромінювати нейтрони, що запізнюються. Їх виліт відбувається в середньому через 13 секунд після миттєвих нейтронів поділу.

Попри мізерну частку (0,65%), нейтрони, що запізнюються, критично важливі для керування ланцюговою реакцією в реакторі. Основна характеристика - коефіцієнт розмноження нейтронів K:

$K = 1$: критичний стан активної зони, постійна потужність;

$K < 1$: підкритичний стан;

$K > 1$: надкритичний стан.

Керованість реактора залежить від співвідношення реактивності ($\Delta K = K - 1$) та частки нейтронів, що запізнюються. Це визначає період потужності реактора.

Безпечна експлуатація вимагає абсолютного унеможливлення внесення позитивної реактивності, співмірної з часткою нейтронів, що запізнюються.

Як уже зазначалось, на Українських АЕС використовуються реактори на теплових нейтронах двох типів – корпусні з водяним сповільнювачем (ВВЕР). На ЧАЕС використовували реакториканальні з графітовим сповільнювачем (РБМК), але після Чорнобильської катастрофи від них відмовились, і нині їх експлуатують лише в Росії (Ленінградська та Курська АЕС).

ВВЕР – корпусний реактор з водою під тиском (рис. 14.2), сконструйований та експлуатований за кордоном, належить до реакторів PWR (Pressurized Water Reactor). Активна зона реактора ВВЕР складається з тепловиділяючих збірок (ТВЗ) та каналів системи управління і захисту (СУЗ). У ТВЗ розміщено пучок тепловиділяючих елементів (ТВЕЛ) – герметичні циліндри з цирконієвого сплаву довжиною 2,5–3 м і діаметром близько 1 см, заповнені таблетками UO_2 .

1 – реактор; 2 – парогенератор; 3 – турбогенератор; 4 – ежектор; 5 – конденсатор; 6 – спецводоочищення другого контуру; 7 – деаератор; 8 – живильний насос; 9 – байпасне очищення; 10 – головний циркуляційний насос

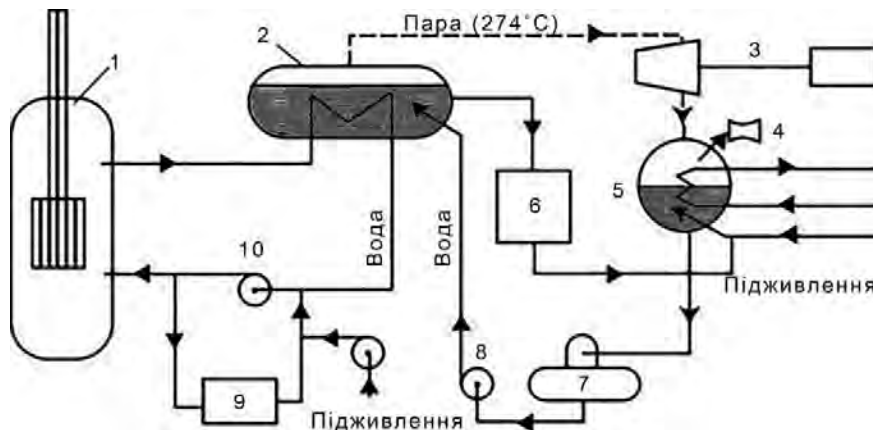


Рис. 14.2. Принципова технологічна схема АЕС із реактором ВВЕР

Джерело: адаптовано авторами за Коваленко Г.Д. (2013)

Теплопередача здійснюється за двоконтурною схемою:

- перший контур: вода під високим тиском (12,3-15,7 МПа);
- головний циркуляційний насос (ГНЦ) подає воду в реактор;
- вода нагрівається в активній зоні та надходить до парогенератора;
- у парогенераторі вона нагріває воду другого контуру до кипіння.

Другий контур:

- утворена пара надходить на турбогенератор;

- відпрацьована пара охолоджується і конденсується;
- конденсат насосом повертається в парогенератор.

Особливості конструкції:

– герметичний металевий корпус запобігає виходу радіоактивних продуктів

- у процесі експлуатації можливі мікротріщини в окремих ТВЕЛах
- байпасна система очищення теплоносія видаляє домішки
- контури ізольовані, що запобігає взаємному забрудненню.

Водо-графітовий каналний реактор РБМК (рис. 14.3) розміщений у бетонній шахті та спирається на бетон за допомогою металоконструкцій. Реактор РБМК складається з герметичної порожнини, яка включає графітову кладку з циліндричними отворами. У цих отворах розташовані технологічні канали (ТК) та канали системи управління і захисту (СУЗ). У кожному технологічному каналі встановлено дві послідовні паливні зборки з паливними елементами (ТВЕЛами). Графітова кладка продувається азотно-гелієвою сумішшю.

1 - реактор; 2 - графітова кладка; 3 - біологічний захист; 4 - технологічні канали; 5 - барабан-сепаратор; 6 - турбогенератор; 7 - ежектор; 8 - конденсатор; 9 - конденсоочищення; 10 - деаератор; 11 - підживлювальний насос; 12 - байпасне очищення на іонообмінних смолах; 13 - головний циркуляційний насос; 14 - вентиляційна труба; 15 - аерозольний фільтр; 16 - газгольдер для витримки газу; 17 - адсорбер CO₂, CO, H₂, H₃; 18 - компенсатор; 19 - аерозольний та йодний фільтри

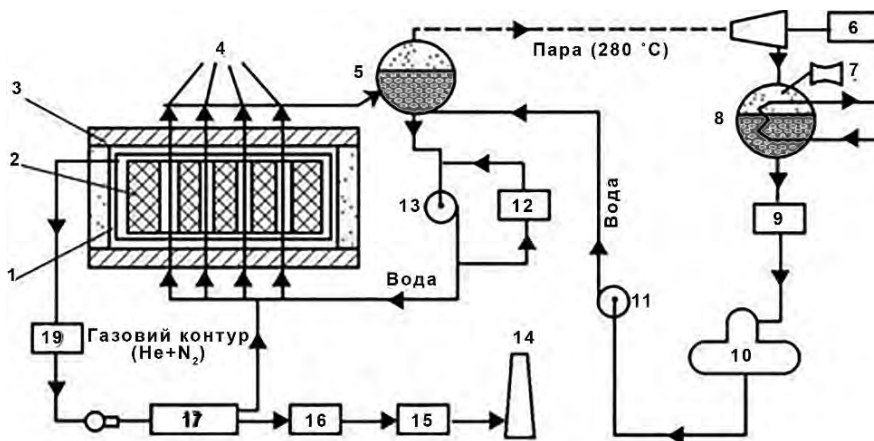


Рис. 14.3. Принципова технологічна схема АЕС із реактором РБМК

Джерело: адаптовано авторами за Коваленко Г.Д. (2013)

Система охолодження одноконтурна:

- вода в технологічних каналах нагрівається до кипіння;
- у барабані-сепараторі пара відокремлюється від води;
- пара надходить на турбогенератор;
- охолоджена пара конденсується та повертається живильним насосом до барабана-сепаратора.

Особливості конструкції:

- можливість перевантаження палива без зупинки реактора
- герметичний металевий кожух ТВЕЛів з цирконієвого сплаву запобігає виходу радіоактивних продуктів.

Головний недолік одноконтурної системи: на турбіну надходить радіоактивна пара, активована нейтронами та забруднена продуктами розподілу.

На атомних електростанціях радіоактивні речовини утворюються при поділі ядер ^{233}U і ^{235}U та при активації нейтронами різних матеріалів, таких як конструкції, паливо, теплоносії і сповільнювач. Основна частка активності припадає на короткоживучі радіонукліди, які визначають внутрішню радіаційну обстановку АЕС і не становлять безпосередньої небезпеки для навколишнього середовища через швидкий розпад. Натомість загрозу для довкілля становлять нукліди з періодом напіврозпаду більше кількох годин - біологічно значущі радіонукліди.

Технологічні системи АЕС розроблені з метою практично повної ізоляції радіоактивних речовин від біосфери та мінімізації їх потрапляння в навколишнє середовище до рівня, дозволеного чинними нормами та правилами. У процесі експлуатації, очищення води, ремонту або заміни обладнання на АЕС утворюються радіоактивні відходи, які поділяються на газоподібні, рідкі та тверді.

Газоподібні радіоактивні відходи утворюються переважно в системі байпасного очищення теплоносія першого контуру (ВВЕР) та ежекторі конденсатора (РБМК). Додатково вони виникають під час дегазації протікань теплоносія, виходу газів при водообміні в реакторі та відборі проб води. Перед викидом газу проходять багатоступеневе очищення: від парів води та водню, аерозолів на спеціальних фільтрах та йоду на йодних фільтрах. Для зменшення активності газів здійснюється їх тимчасова затримка, що дозволяє короткоживучим радіонуклідам розпастися.

У киплячому реакторі РБМК газу швидко (приблизно за 30 хвилин) переходять з води в пар і виходять через ежектор конденсатора, тому на таких АЕС тимчасова затримка газів перед викидом має особливо важливе значення.

Рідкі радіоактивні відходи складаються переважно з кубових залишків випарних апаратів, пульпи фільтроматеріалів та іонообмінних смол. Їх зберігають у спеціалізованих сховищах – бетонних ємностях, фанерованих нержавіючою сталлю.

Тверді радіоактивні відходи АЕС включають:

- затверділі концентровані рідкі радіоактивні відходи;
- демонтовані частини обладнання та приладів;
- використані матеріали.

Після збирання та первинної обробки тверді відходи тимчасово

Розділ 14. Атомні електростанції України

зберігаються на спеціалізованому майданчику АЕС. Продукти поділу у радіаційному середовищі класифікуються за фізико-хімічними властивостями:

- радіоактивні інертні гази (аргон, криптон, ксенон);
- леткі радіоактивні речовини (йод, цезій);
- тритій;
- нелеткі радіонукліди (лантан, стронцій, свинець).

Тритій (^3H) утворюється внаслідок:

- потрійного поділу урану;
- ядерних реакцій на борі та літії в теплоносії;
- реакції $^{10}\text{B}(n,2\alpha)^3\text{H}$ (80% внеску).

Вуглець-14 (^{14}C) генерується через потрійний поділ урану та нейтронну активацію ядер вуглецю, азоту, кисню. Питома активність ^{14}C у теплоносії реактора ВВЕР становить $1,5 \times 10^{-2}$ Бк/л, переважно у формі вуглекислого газу.

Біологічно значущі радіонукліди, що утворюються під час роботи ядерного реактора (табл. 14.1), мають різні періоди напіврозпаду. Серед них особливе значення належить ізотопам криптону-85 та йоду-129.

Таблиця 14.1. Біологічно значущі радіонукліди ІРГ та йоду, що утворюються під час роботи ядерного реактора

Нуклід	$T_{1/2}$	Нуклід	$T_{1/2}$	Нуклід	$T_{1/2}$
^{41}Ar	1,83 років	^{133}Xe	5,2 діб	^{129}I	$1,6 \times 10^7$ років
^{85}Kr	10,72 років	$^{133\text{m}}\text{Xe}$	2,2 діб	^{131}I	8 діб
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	4,5 год	^{135}Xe	9,1 год	^{133}I	21 год
^{87}Kr	1,3 год	$^{135\text{n}}\text{Xe}$	15,3 хв	^{135}I	6,6 год
^{88}Kr	2,8 год				

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Для реактора ВВЕР-1000 характерні такі викиди: криптон-85 становить близько 14×10^{10} Бк/добу. У викидах переважають радіонукліди йоду: ^{131}I (60%), ^{133}I (32%) та ^{135}I (8%).

Основні фізичні параметри біологічно значимих радіонуклідів, що утворюються під час роботи АЕС у результаті розподілу та активації, наведені в **табл. 14.2.**

Діапазони величин викидів і скидів АЕС, нормованих на час і електричну потужність, що виробляється, наведені в **табл. 14.3.** Відносний вміст радіонуклідів благородних газів та ізоотопів йоду в газоподібних викидах АЕС, за різними джерелами, наведено в **табл. 14.4.** Основна активність газоподібних викидів АЕС припадає на інертні радіоактивні гази та тритій. Внесок ізоотопів йоду в загальну

Розділ 14. Атомні електростанції України

активність є мінімальним (менше 0,01%), а аерозолі додають ще менше.

Таблиця 14.2. Деякі біологічно значущі радіонукліди, що утворюються під час роботи ядерного реактора внаслідок розподілу та активації

Нуклід	T _{1/2}	Нуклід	T _{1/2}	Нуклід	T _{1/2}	Нуклід	T _{1/2}
Продукти ділення							
⁸⁹ Sr	51 діб	⁹⁵ Zr	64 діб	¹³⁴ Cs	2,1 року	¹⁴³ Pr	14 діб
⁹⁰ Sr	29,1 року	¹⁰³ Ru	39 діб	¹³⁷ Cs	30 років	¹⁴⁴ Ce	284 діб
⁹¹ Y	59 діб	¹⁰⁶ Ru	1 рік	¹⁴⁰ Ba	13 діб	¹⁴⁵ Eu	5 років
⁹⁵ Nb	35 діб	¹²⁹ Te	34 діб	¹⁴¹ Ce	33 діб		
Продукти активації							
⁵¹ Cr	28 діб	⁵⁹ Fe	45 діб	⁹⁵ Nb	35 діб	³ H	12,3 року
⁵⁴ Mn	312 діб	⁶⁰ Co	5,3 року	⁹ Zr	64 діб	¹⁴ C	5730 років
⁵⁸ Co	71 діб	⁶⁵ Zn	244 діб	^{110m} Ag	250 діб	⁴¹ Ar	1,83 год

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Таблиця 14.3. Нормований викид та скидання РР з газоподібними та рідкими відходами АЕС, Бк/(МВт(ел.)-рік)

Тип реактора	Викид в атмосферу					Скидання в гідросферу	
	Інертні газу	I ₁₀₀	Аерозолі (без I)	¹⁴ C	³ H	³ H	Інші
ВВЕР	3,7–10 ¹⁰ – 28×10 ¹⁰	7×10 ⁵ – 9,25×10 ⁶	3,7×10 ⁵ – 1,1×10 ⁷	3,7×10 ⁷ – 6,9×10 ⁷	0,7×10 ¹⁰ – 3,3×10 ¹⁰	≤3,3×10 ¹⁰	≤1,8×10 ⁷
РБМК	≤2,8– 10 ¹²	3,7×10 ⁵ – 5,5×10 ⁸	2,3×10 ⁵	3,7×10 ⁷ – 6,9×10 ⁷	≤2,2×10 ¹⁰	≤1,5×10 ⁹	≤7,4×10 ⁶

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Рідкі радіоактивні відходи після очищення, переважно внаслідок накопичення в спеціальних ємностях, характеризуються активністю тритію. Внесок інших продуктів поділу та активації є незначним.

Для атомних електростанцій з реакторами ВВЕР нормована питома активність твердих радіоактивних відходів становить 200 Кі/(МВт/рік) або 7,4×10¹² Бк/(МВт/рік). Залежно від рівня активності, відходи зберігаються або біля АЕС, або в спеціалізованих могиляниках після тривалого контрольованого зберігання.

14.2. ЗАПОРІЗЬКА АЕС

Запорізька атомна електростанція (ЗАЕС) – найбільша атомна електростанція в Європі, розташована в місті Енергодар. На ЗАЕС до 1995 р. працювало п'ять блоків, а з 1995 р. – шість серійних блоків ВВЕР-1000. До 2022 р. станція забезпечувала близько 20% загального виробництва електроенергії в Україні. ЗАЕС була введена в експлуатацію у 1984 р., коли запрацював перший енергоблок. Будівництво завершилося у 1995 р., коли був запущений шостий енергоблок. До початку повномасштабного вторгнення Росії в Україну у 2022 р. станція працювала стабільно та була ключовим елементом української енергосистеми. У березні 2022 року внаслідок повномасштабної війни російські війська захопили ЗАЕС. З метою безпеки всі шість енергоблоків ЗАЕС були переведені у стан «холодного зупину» – це стан, при якому реакторна установка повністю зупинена, а температура теплоносія знижується до рівня нижче 100°C. У цьому режимі ланцюгова ядерна реакція припинена, і реактор не виробляє теплової енергії. Такий стан вважається найбільш безпечним для зупиненого реактора, оскільки знижує ризик виникнення аварійних ситуацій. У такому стані реактори потребують мінімального обслуговування та контролю, що знижує ризики для персоналу та навколишнього середовища. Варто зазначити, що «холодний зупин» не означає повного виведення реактора з експлуатації. За необхідності та за умови забезпечення відповідних заходів безпеки, енергоблоки можуть бути знову введені в експлуатацію.

Окупація ЗАЕС спричинила небачену кризу у сфері ядерної безпеки. Відтоді станція регулярно піддається ризикам через бойові дії, відключення від енергомережі та обмежений доступ українського персоналу. Попри контроль окупантів, станцію продовжують обслуговувати українські фахівці, однак під постійним тиском. Періодично через обстріли втрачається зв'язок із зовнішньою енергосистемою, що загрожує аварійною ситуацією, оскільки для безпечного охолодження реакторів потрібне електропостачання.

Нормовані на номінальну електричну потужність викиди інертних радіоактивних газів (ІРГ) у період 1985–1998 рр. змінювалися в межах $1,28 \times 10^{10}$ – $2,05 \times 10^{11}$ Бк/(МВт(ел.)·рік), із максимальним значенням у 1986 р. та мінімальним у 1998 р. Середнє значення викидів становило $4,35 \times 10^{10}$ Бк/(МВт(ел.)·рік), що відповідає нижній межі діапазону для реакторів цього типу. Викиди ^{131}I у цей період у середньому складали $5,9 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік), досягаючи піку в 1986 р. ($2,59 \times 10^6$ Бк/(МВт(ел.)·рік)) та мінімуму в 1990 р. ($2,0 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік)). Оскільки ^{131}I становив близько 60% загальної активності йоду у викидах, середнє

Розділ 14. Атомні електростанції України

значення викидів йоду оцінюється у $1,0 \times 10^6$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Сумарна активність аерозольних викидів не перевищувала $1,12 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік).

У 2005–2012 рр. нормовані викиди ІРГ зменшилися до $5,36 \times 10^9$ – $9,13 \times 10^9$ Бк/(МВт(ел.)·рік), із середнім значенням $6,51 \times 10^9$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Викиди ^{131}I в цей період становили $2,42 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік), з максимумом у 2005 р. ($5,03 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік)) та мінімумом у 2012 р. ($1,06 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік)). Середнє значення викидів довгоживучих аерозолів дорівнювало $4,48 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік), коливаючись від $3,89 \times 10^4$ до $5,08 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Загалом, у 2005–2012 рр. викиди ІРГ та ^{131}I порівняно з 1985–1998 рр. зменшилися приблизно в 10 разів, а викиди довгоживучих радіонуклідів – майже вдвічі.

За 2010 р. нормовані викиди ^{137}Cs та ^{60}Co становили 1,2 та 1,5 кБк/(МВт(ел.)·рік) відповідно.

Для оцінки об'ємних активностей необхідно врахувати, що номінальна потужність вентиляційних систем у кожному блоці становить 150 тис. м³/год, а фактична витрата повітря – приблизно 80-90 тис. м³/год. Із вимірних величин максимальна спостерігається для ^{51}Cr – $2,54 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік), а сумарна нормована величина скидання радіонуклідів не перевищує $4,4 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік), що істотно менше від нижнього значення діапазону скидів для реакторів даного типу. Слід зазначити, що з ВВЕР основний внесок у загальну активність скидання дає тритій, де його активність може досягати $3,3 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік).

У 2010 р. нормована потужність скидання радіонуклідів ^{137}Cs , ^{60}Co і тритію дорівнює 6,73 кБк/(МВт(ел.)), 5,7 кБк/(МВт(ел.)) і 2,87 ГБк/(МВт(ел.)) відповідно. Сумарний обсяг водних скидів становив 1364,5 тис. м³. У 1995 р. в атмосферному повітрі та в атмосферних випадіннях у районі розташування ЗАЕС вміст радіонуклідів, що є продуктами викиду АЕС, перебував на рівні, нижчому за межу детектування. Об'ємна активність ^{137}Cs в атмосферному повітрі знаходиться у діапазоні $1,0$ – $2,0 \times 10^{-7}$ Бк/м³, а середньодобова сумарна бета-активність атмосферних випадінь приблизно дорівнює 2,0 Бк/м², що відповідає рівню глобального забруднення. У 2010 р. вміст радіонуклідів в атмосферному повітрі було зареєстровано за ^{137}Cs на рівні $<1,5$ – $3,8$ мкБк/м³, за ^{90}Sr – $<0,1$ – $0,4$ мкБк/м³. Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у населених пунктах у межах зони спостереження АЕС протягом 2010 р. знаходився в діапазоні $1,5$ – $3,8$ мкБк/м³ і $0,1$ – $0,4$ мкБк/м³. Об'ємна активність ^{60}Co в атмосферному повітрі не перевищувала 0,8 мкБк/м³.

Вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у ставку-охолоджувачі дорівнює $0,5 \times 10^{-2}$ і 0,27 Бк/л відповідно і визначається надходженням цих радіонуклідів із Каховського водосховища, а вміст тритію в ставку-охолоджувачі ЗАЕС становить близько 230 Бк/л.

Розділ 14. Атомні електростанції України

У 2010 р. вміст радіонуклідів у воді ставка-охолоджувача Запорізької АЕС складав за ^{137}Cs $<3,0$ Бк/м³, за ^{90}Sr змінювався від 30,0 до 41,0 Бк/м³, у воді Каховського водосховища питома активність ^{137}Cs становила менше 8,0 Бк/м³, за ^{90}Sr змінювалась від 16 до 33 Бк/м³. Максимальне значення об'ємної активності тритію у воді ставка-охолоджувача ЗАЕС протягом 2010 р. не перевищило 130,0 Бк/л.

Щільність забруднення поверхневого шару ґрунту ^{137}Cs у СЗЗ та ЗС знаходиться в діапазоні 390–210 Бк/м². На території ЗАЕС експлуатуються 2 установи глибокого упарювання (переробка кубового залишку), місце спалювання твердих РАВ (переробка твердих низькоактивних РАВ), місце пресування твердих РАВ (переробка твердих низькоактивних РАВ), місце сортування твердих РАВ (переробка твердих низькоактивних РАВ), а також споруджено і експлуатується сухе сховище відпрацьованого ядерного палива. Перша черга сховища розрахована на 100 контейнерів відпрацьованих тепловиділяючих збірок. Після реалізації всього проекту на території сховища відпрацьованого ядерного палива може бути розміщено 280 контейнерів. На кінець 2010 р. було встановлено 90 контейнерів. Починаючи з 2008 р. обсяг перероблених ТРВ більший, ніж було утворено у поточному році, а обсяг перероблених РРВ із 2004 р. практично збігається з обсягом утворених. Сумарна кількість ТРВ у сховищах ВП ЗАЕС на кінець 2010 р. складає 9313,732 м³, сумарна кількість РРВ – 5934,6 м³ (обсяг з урахуванням контейнерів).

Через військову окупацію станції та пошкодження інфраструктури, зокрема систем радіаційного моніторингу, можливості отримання та передачі актуальних даних обмежені. Раніше, у 2022 р., повідомлялося про пошкодження станцій радіаційного моніторингу поблизу ЗАЕС внаслідок обстрілів та пожеж, що значно знизило можливості виявлення та вимірювання радіоактивних викидів у разі надзвичайної ситуації. У серпні 2024 року на території ЗАЕС сталася пожежа, після якої Міністерство енергетики України повідомило, що перевищень рівнів радіоактивних викидів і скидів не зафіксовано.

14.3. ПІВДЕННОУКРАЇНСЬКА АЕС

Південноукраїнська АЕС (ПАЕС) розташована в Миколаївській області, на лівому березі річки Південний Буг, неподалік від м. Південноукраїнськ. Будівництво станції розпочалося в 1975 р., а перший енергоблок був введений в експлуатацію в 1982 р. До 1989 р. були підключені всі три енергоблоки ВВЕР-1000, кожен з яких має потужність 1000 МВт, загальна потужність станції становить 3000 МВт. ПАЕС є однією з найбільших атомних електростанцій в Україні,

Розділ 14. Атомні електростанції України

виробляючи понад 17 млрд кіловат-годин електроенергії на рік. Вона забезпечує електроенергією понад 5 млн жителів регіону. Після російського вторгнення в Україну в 2022 р. станція зазнала ракетного удару, що призвело до пошкодження будівель, вікон та відключення одного з гідроагрегатів Олександрівської ГЕС.

Перші два (не серійні) енергоблоки здійснюють викиди через спільну вентиляційну трубу (висота – 100 м, діаметр – 1,8 м) із середнім обсягом газоповітряної суміші 270 тис. м³/рік. Третій блок (серійний) має окрему вентиляційну трубу (висота – 100 м, діаметр – 1,6 м) із середнім обсягом викидів 85 тис. м³/рік. Навколо цієї труби розташована кільцева труба (діаметр – 3 м) для викидів під час ремонтних робіт, що збільшує загальну витрату повітря до 105 тис. м³/рік.

У середньому за 1985–1998 рр. нормований річний викид ШРН становив $2,86 \times 10^{10}$ Бк/(МВт(ел.)·рік), що наближалось до нижньої межі діапазону викидів реакторів цього типу ($1,1 \times 10^{10}$ – $1,0 \times 10^{11}$ Бк/(МВт(ел.)·рік)). Середній річний нормований викид ¹³¹I дорівнював $1,55 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік) (мінімальне значення – $2,4 \times 10^3$, максимальне – $8,5 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік)), що становило $\approx 60\%$ від загального викиду ізоотопів йоду. Інші аерозольні викиди не перевищували $8,92 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік) і знаходилися поблизу нижньої межі діапазону.

За 2005–2012 рр. нормований річний викид ІРГ змінювався в діапазоні $4,5 \times 10^9$ – $1,68 \times 10^{10}$ Бк/(МВт(ел.)·рік), а середній рівень викиду ШРН складав $1,28 \times 10^{10}$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Середня величина викиду ¹³¹I зросла до $1,24 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік) (мінімальне значення – $4,46 \times 10^4$, максимальне – $2,3 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік)). Викиди довгоживучих радіоактивних аерозолів мали середнє значення $1,22 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік) (мінімальне – $4,46 \times 10^4$, максимальне – $2,3 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік)).

Порівняльний аналіз свідчить, що викиди радіоактивних аерозолів у 2005–2012 рр. зменшилися приблизно в 7 разів у порівнянні з 1985–1998 рр., викиди ШРН – у 2 рази, тоді як викиди ¹³¹I зросли майже в 10 разів. Середньомісячні викиди основних радіонуклідів у 2010 р. становили: ¹³⁷Cs – 0,525 МБк/міс., ¹³⁴Cs – 0,167, ⁶⁰Co – 1,22, ⁵⁸Co – 0,297, ⁵⁴Mn – 0,52, ⁵¹Cr – 0,78, ⁹⁰Sr – 0,047 МБк/міс.

На ПАЕС, як і на ЗАЕС, не здійснюється вимірювання тритію та вуглецю-14, які можуть становити значну частку загальної активності викидів.

В атмосферних аерозолях та атмосферних випадіннях у районі ПАЕС вміст радіонуклідів, що походять з викидів АЕС, знаходиться нижче межі детектування. Середньодобова сумарна бета-активність атмосферних випадінь становить приблизно 2,0 Бк/м², що відповідає рівню глобального забруднення.

У 2009 р. середні значення об'ємних активностей ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr в атмосферному повітрі дорівнювали 1,28 та 0,9 мкБк/м³ відповідно. У 2010 р. середньорічні

Розділ 14. Атомні електростанції України

концентрації основних радіонуклідів у приземному шарі атмосферного повітря м. Південноукраїнськ становили: ^{137}Cs – 1,1, ^{134}Cs – 0,975, ^{60}Co – 1,05, ^{54}Mn – 0,996, ^{51}Cr – 15,3, ^{90}Sr – 0,72, ^{131}I – 1,57 мБк/м³. Середньомісячна сумарна бета-активність випадінь у м. Південноукраїнськ у 2010 р. становила 8,7 Бк/м².

Максимальне значення активності у рідких скидах становить $3,1 \times 10^6$ Бк/(МВт(ел.)·рік) для тритію. Сумарна нормована величина скиду радіонуклідів (без тритію) не перевищує $8,3 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік), що значно нижче за мінімальне значення діапазону для реакторів цього типу. Типові концентрації радіонуклідів у скидних водах коливаються у межах 0,1–1 Бк/л.

Середньомісячний обсяг скидних вод у 1992 р. становив близько 4 300 тис. м³, з варіацією від 3 043 до 6 102 тис. м³. У 2010 р. загальний обсяг скидних вод склав 41 566 м³. У цьому ж році активність скинутих у ставок-охолоджувач радіонуклідів становила: ^{137}Cs – 25,9 МБк, ^{134}Cs – 10,0 МБк, ^{60}Co – 18,4 МБк, ^{58}Co – 0,5 МБк, ^{54}Mn – 4,3 МБк, ^{90}Sr – 24,7 МБк, ^{51}Cr – 0,8 МБк, тритій – $1,15 \times 10^6$ МБк.

Максимальні концентрації ^{137}Cs , ^{90}Sr і тритію в Ташлицькому водосховищі становили $0,8 \times 10^{-2}$, 0,05 і 230 Бк/л відповідно. У р. Південний Буг у період продування (1996–1998 рр.), на відстані 500 м нижче скиду з Ташлицького водосховища, максимальні концентрації ^{137}Cs , ^{90}Sr і тритію складали $0,4 \times 10^{-2}$, 0,02 і 80 Бк/л відповідно. У 1991 р. у р. Арбузинка об'ємна активність тритію досягала 500 Бк/л, тоді як у Ташлицькому водосховищі вона не перевищувала 60 Бк/л, а у р. Південний Буг – 7 Бк/л.

За період 1982–1993 рр. у р. Арбузинка потрапило близько 34,6 ТБк тритію, а у р. Південний Буг у 1993–1996 рр. внаслідок продування – близько 37,9 ТБк (табл. 14.4 і 14.5). У 2010 р. під час продування ставка-охолоджувача було потрапило 39 886 920 м³ води. Щільність забруднення поверхневого шару ґрунту ^{137}Cs у санітарно-захисній зоні та зоні спостереження становить 386–189 Бк/м².

На ПАЕС здійснюється лише переробка твердих радіоактивних відходів. На кінець 2010 р. загальний обсяг твердих радіоактивних відходів у сховищах ВП ПАЕС склав 16 797,378 м³, а сумарний обсяг рідких радіоактивних відходів – 3 298,4 м³.

14.4. РІВНЕНСЬКА АЕС

Рівненська АЕС (РАЕС) розташована в Рівненській області, біля м. Вараш, на березі р. Стир. Будівництво станції розпочалося в 1973 р., а перший енергоблок був введений в експлуатацію в 1980 р. Два перші енергоблоки мають реактори типу ВВЕР-440, а третій енергоблок, який був введений в експлуатацію в

Розділ 14. Атомні електростанції України

1986 р., має реактор типу ВВЕР-1000. Четвертий енергоблок (ВВЕР-1000) був введений в експлуатацію в 2004 році. Загальна потужність станції становить 2835 МВт. РАЕС виробляє близько 11-12 млрд кВт·год електроенергії на рік, що становить 16% виробництва на атомних електростанціях України. Станція також бере участь у програмах переробки радіоактивних відходів.

Таблиця 14.4. Концентрації радіонуклідів у воді, Бк/л, при продуванні Ташлицького ставка-охолоджувача в 2009 та 2010 рр.

Точка спостереження	Радіонуклід	Середнє значення за 2010 рік	Середнє значення за 2009 рік
Ташлицьке водосховище біля шлюзу (паводкове скидання) греблі	^3H	1,41E+02	1,35E+02
	^{90}Sr	4,27E-02	4,40E-02
	^{134}Cs	6,11E-03	4,25E-03
	^{137}Cs	8,28E-03	6,22E-03
Контрольний ступок в р. Південний Буг 500 м нижче за водовипуск вод з Ташлицького водосховища	^3H	1,39E+01	1,83E+01
	^{90}Sr	2,72E-02	2,79E-02
	^{134}Cs	5,26E-03	4,29E-03
	^{137}Cs	6,73E-03	4,79E-03

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Таблиця 14.5. Утримання радіонуклідів у донних відкладах району розташування ВП ПАЕС за 2009 та 2010 рр., Бк/кг

Точка спостереження	Радіонуклід									
	^{90}Sr		^{137}Cs		^{134}Cs		^{60}Co		^{54}Mn	
	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010
р. Південний Буг (с. Олексіївка)	6,40	4,51	0,485	2,27	0,415	0,32	0,43	0,41	0,43	0,405
р. Південний Буг (с. Бузьке)	3,18	3,85	0,95	7,89	0,265	0,27	0,27	0,335	0,205	0,32
Ташлицьке водосховище:										
- верхів'я (Арбузинський міст)	6,70	4,11	4,26	14,85	0,66	0,62	0,57	0,88	0,265	0,46
- скидання термальних вод	2,07	7,47	2,78	4,41	0,43	0,34	0,425	0,75	0,30	0,35
- біля греблі	8,47	6,99	0,23	6,67	0,465	0,31	0,86	0,73	0,29	0,22

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Викиди від перших двох блоків (ВВЕР-440) здійснюються через вентиляційну трубу висотою 200 м із внутрішнім діаметром у гирлі 3 метри, тоді як третій і четвертий блоки (ВВЕР-1000) мають окрему трубу висотою 100 м.

Розділ 14. Атомні електростанції України

Середньодобова витрата повітря для блоків ВВЕР-440 становить 8 млн м³, а для ВВЕР-1000 – 3,2 млн м³. Температура викидів коливається в межах 35–40°C.

Усереднений нормований викид інертних радіоактивних газів (ІРГ) складає $6,63 \times 10^{10}$ Бк/(МВт(ел.)·рік), що відповідає типовому діапазону для реакторів ВВЕР. Максимальне значення досягає $1,3 \times 10^{11}$ Бк/(МВт(ел.)·рік), а мінімальне – $3,0 \times 10^{10}$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Викиди ¹³¹I становлять у середньому $9,36 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік) у межах $2,97 \times 10^4$ – $3,8 \times 10^6$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Викид довгоживучих радіонуклідів не перевищує $1,06 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік), а скидання – $6,72 \times 10^6$ Бк/(МВт(ел.)·рік), що близько до верхньої межі прийнятного діапазону.

Протягом 2005–2012 рр. нормована величина викиду ІРГ варіювалася в межах $1,2 \times 10^{10}$ – $2,3 \times 10^{10}$ Бк/(МВт(ел.)·рік), а середнє значення становило $1,67 \times 10^{10}$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Викиди ¹³¹I у цей період у середньому дорівнювали $8,06 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік), з максимальним рівнем $1,86 \times 10^5$ і мінімальним $3,84 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Середнє значення викидів довгоживучих аерозолів становило $4,94 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік), з максимумом $7,7 \times 10^4$ і мінімумом $3,7 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Порівняно з 1985–1998 рр., у 2005–2012 рр. викиди радіоактивних аерозолів зменшилися вдвічі, короткоживучих радіонуклідів – у чотири рази, а ¹³¹I – у десять разів. У 2010 році нормовані викиди ¹³⁷Cs і ⁶⁰Co становили 2,95 і 7,12 кБк/(МВт(ел.)·рік) відповідно. Вимірювання ³H та ¹⁴C на РАЕС, як і на інших українських АЕС, не проводяться.

Радіаційний фон у районі станції сформувався переважно внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 р. У 1993 р. середня сумарна бета-активність добових випадінь не перевищувала 4 Бк/м². У 2010 р. концентрація ¹³⁷Cs в атмосферному повітрі коливалася в межах 2,8–18,7 мкБк/м³, а вміст ⁶⁰Co на контрольних постах не перевищував 1,8 мкБк/м³.

У річці Стир (Сопаців) середньорічна активність ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr і ³H в 1993 р. становила 0,06, 0,03 і 842 Бк/л відповідно. У 2010 році концентрація ¹³⁷Cs не перевищувала 42 Бк/м³, а рівень тритію в річці до АЕС дорівнював 6,7 Бк/л, після – 11,4 Бк/л. Протягом 1990–1991 рр. вміст тритію нижче за течією від скидів РАЕС не перевищував 7 Бк/л, тоді як у березні 1993 р. його концентрація досягла 6 610 Бк/л.

У 2010 р. річний обсяг скинутих вод становив 13,8 млн м³. Активність радіонуклідів, скинутих у річку Стир, склала: 345 МБк ¹³⁷Cs, 101 МБк ⁶⁰Co і $2,66 \times 10^6$ МБк ³H. Щільність забруднення ґрунту ¹³⁷Cs у санітарно-захисній зоні та зоні спостереження коливається в межах 2 250 – 6 340 Бк/м².

На РАЕС проводиться лише переробка рідких радіоактивних відходів. Станом на кінець 2010 р. накопичено 6 627,9 м³ твердих радіоактивних відходів і 4 000 м³ рідких.

14.5. ХМЕЛЬНИЦЬКА АЕС

Хмельницька АЕС (ХАЕС) розташована в Хмельницькій області, біля м. Нетішин, на правому березі р. Горинь. Будівництво станції розпочалося в 1981 р., а перший енергоблок був введений в експлуатацію в 1987 р. Другий енергоблок був введений в експлуатацію в 2004 р. Станція має два енергоблоки типу ВВЕР-1000, кожен з яких має потужність 1000 МВт, загальна потужність станції становить 2000 МВт. Станція також бере участь у програмах переробки радіоактивних відходів. ХАЕС є однією з найбільших атомних електростанцій в Україні, виробляючи близько 15 млрд кіловат-годин електроенергії на рік. Вона забезпечує електроенергією понад 5 млн жителів регіону.

Параметри вентиляційної системи реакторів ХАЕС відповідають аналогічним блокам на ПАЕС або ЗАЕС. Усереднений нормований викид інертних радіоактивних газів (ІРГ) становить $5,51 \times 10^{10}$ Бк/(МВт(ел.)·рік), що наближається до нижньої межі діапазону викидів для реакторів ВВЕР. Максимальний показник досягає $1,2 \times 10^{11}$ Бк/(МВт(ел.)·рік), а мінімальний – $2,1 \times 10^{10}$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Усереднене значення викиду ¹³¹I становить $3,8 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік), а діапазон коливань – від $7,8 \times 10^4$ до $8,3 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Викиди довгоживучих радіонуклідів не перевищують $8,33 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Як і на інших українських АЕС, рівень ³H та ¹⁴C не контролюється. Скидання довгоживучих радіонуклідів не перевищує $8,93 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік), що значно нижче граничних значень для цього типу реакторів.

За період 2005–2012 рр. нормована на номінальну потужність електростанції величина викиду ІРГ змінювалась у межах $6,11 \times 10^9$ – $1,48 \times 10^{10}$ Бк/(МВт(ел.)·рік), а середнє значення викиду короткоживучих радіонуклідів (ШРН) за цей період становило $8,53 \times 10^9$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Усереднений показник викиду ¹³¹I дорівнював $5,88 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік), з мінімальним значенням $1,54 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік) і максимальним – $1,61 \times 10^5$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Усереднена нормована величина викиду довгоживучих радіоактивних аерозолів становила $1,13 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік), з мінімальним значенням $5,83 \times 10^3$ Бк/(МВт(ел.)·рік) і максимальним – $2,62 \times 10^4$ Бк/(МВт(ел.)·рік). Аналіз показників свідчить, що у 2005–2012 рр. викиди радіоактивних аерозолів скоротилися у сім разів порівняно з періодом 1985–1998 рр., а викиди ШРН і ¹³¹I – у шість разів.

У 2010 р. нормована на номінальну потужність станції величина викиду ^{137}Cs і ^{60}Co склала 1,85 і 2,1 Бк/(МВт(ел.)·рік) відповідно.

Радіаційний фон у зоні розташування ХАЕС формується переважно за рахунок глобального радіоактивного забруднення, а внесок станції в загальний рівень радіаційного навантаження не є суттєвим. Загальна бета-активність атмосферного повітря у цьому регіоні не перевищує $4,5 \times 10^{-4}$ Бк/м³. У 1992 р. середньорічна добова сумарна бета-активність атмосферних випадінь становила 3,2 Бк/м². У 2010 р. концентрація ^{137}Cs в атмосферному повітрі варіювалася від 0,9 до 3,8 мкБк/м³, ^{90}Sr – від 0,2 до 0,7 мкБк/м³, а концентрація ^{60}Co не перевищувала 0,1 мкБк/м³.

Концентрації ^{137}Cs , ^{90}Sr і ^3H у воді р. Горинь до та після проходження станції залишалися на однаковому рівні – 0,03, 0,02 і 6,6 Бк/л відповідно. У водосховищі-охолоджувачі ці значення були дещо вищими: для ^{137}Cs – 0,05 Бк/л, для ^{90}Sr – 0,025 Бк/л, для ^3H – 45 Бк/л. У 2010 році концентрація ^{137}Cs у водосховищі змінювалася у межах 7,9–10,4 Бк/м³, а ^{90}Sr – 9,1–9,2 Бк/м³. У р. Горинь ці показники коливалися у діапазоні 5,6–6,7 Бк/м³ та 6,1–9,4 Бк/м³ відповідно. Концентрація ^3H у водосховищі становила 44,5 Бк/л, у р. Горинь до АЕС – 22,7 Бк/л, після АЕС – 50,0 Бк/л.

Щільність забруднення ^{137}Cs поверхневого шару ґрунту в санітарно-захисній зоні та зоні спостереження коливається у межах 217–515 Бк/м². На станції здійснюється тільки переробка рідких радіоактивних відходів. Станом на кінець 2010 р. на ХАЕС було накопичено 4532,3 м³ твердих радіоактивних відходів і 679,8 м³ рідких радіоактивних відходів.

14.6 РОСІЙСЬКИЙ ЯДЕРНИЙ ТЕРОРИЗМ, ЙОГО НАСЛІДКИ І ПОТЕНЦІЙНІ ЗАГРОЗИ

Україна є ядерною державою – ми маємо чотири працюючі АЕС і одну непрацюючу. Також ми маємо кілька дослідних ядерних установок (найбільша з яких у Харкові), а також непрацюючу вугільну шахту «Юнком», де було здійснено підземний ядерний вибух. Все це, разом із сховищами ядерних матеріалів (СВЯП-1, СВЯП-2, ЦСВЯП на території ЗВ) є ядерними об'єктами на території іншої держави (рис. 14.4).

Найсумнішим ядерним об'єктом в Україні, звичайно, є **Чорнобильська АЕС**. Для розуміння наслідків ядерної катастрофи такого масштабу варто згадати деякі факти про цю подію. Витік радіації внаслідок вибуху на четвертому енергоблоці ЧАЕС прирівнюють до вибуху 500 атомних бомб, скинутих США у

Розділ 14. Атомні електростанції України

1945 р. на Хіросіму. За різними даними, від 600 до 800 тис. осіб зі всього СРСР брали участь у ліквідації наслідків на ЧАЕС. Багато людей загинуло, ще більше – стали інвалідами.



Рис. 14.4. Ядерні об'єкти України

Джерело: авторська графіка

Було евакуйовано 47 500 жителів міста-сателіта Прип'ять. Відтоді у зоні відчуження проживало до 140 осіб – так званих самопоселенців. Внаслідок викиду у навколишнє природне середовище понад 50 млн. Кі радіоактивності було радіаційно забруднено 50 тис. км² (майже третину території України)

–74 райони, понад 2300 населених пунктів, розташованих на території 12 областей з населенням 3,2 млн. осіб. Найбільше постраждали території Поліського регіону. Загалом постраждало 8,4 млн. осіб у Білорусі, Росії, Україні та інших країнах, зокрема Європі. Поширення реактивного матеріалу було настільки масштабним, що радіоактивні дощі випали по всій Європі, і навіть в Ірландії. Фактично, радіоактивна хмара зробила коло по всій північній півкулі.

Чорнобильська катастрофа настільки глобальна, що їй привласнили найвищий 7-ий рівень небезпеки за Міжнародною шкалою ядерних подій (INES), як і на АЕС «Фукусіма-1» у Японії, яка сталась у 2011 р. внаслідок землетрусу та цунамі.

З метою ізоляції зруйнованого реактора від довкілля та запобігання потрапляння вологи та ін. речовин всередину спочатку було побудовано тимчасовий саркофаг. Але він не був розрахований на тривале існування і зазнавав швидкої руйнації внаслідок дії чинників довкілля. Тому було побудовано новий безпечний конфайнмент (так званий об'єкт «Укриття» або «Арка»). Спорудження «Укриття» у вигляді арки над зруйнованим реактором Чорнобильської АЕС розпочалось у 2012 р. та уведено в експлуатацію у 2019 р. Ця конструкція сама по собі є своєрідним технологічним дивом. Її ширина становить 257 м., довжина – 150 і висота 108 м. Вага конструкцій сягає 36 000 т. Арка стійка до погодно кліматичних умов, таких як дощ, сніг, землетрус, торнадо, лісові пожежі. Однак конструкція не передбачає прямого влучання ракети, тому насправді практично

Розділ 14. Атомні електростанції України

неможливо передбачити, чи витримає арка у цьому випадку. В середині об'єкту «Укриття» знаходиться конфайнмент і власне зруйнований четвертий енергоблок з усім радіоактивним матеріалом: залишками ядерного палива, радіоактивною лавою, частинами будівельних конструкцій, радіоактивним пилом і т. д.

У перший же день повномасштабного вторгнення в 2022 р. росіяни увійшли на територію зони відчуження і захопили ЧАЕС. Власне заїзд росіян на одному з напрямків – через КПП «Дитятки» – було знято камерою ТОВ «Чорнобиль Тур». Тоді близько 300 людей, персонал і військові, які на той час перебували на станції, стали заручниками окупантів. Біля атомної станції російські військові були близько другої години дня. За словами одного з працівників станції, колона танків приїхала до ЧАЕС з боку м. Прип'ять, підійшла до одного з корпусів на території ЧАЕС і направила дула на будівлю, не зважаючи на те, що на території атомного об'єкту вести бойові дії категорично не можна. Близько третьої години дня росіяни почали пробиратися в приміщення станції, ламаючи обладнання. Наші військові вже зайняли позиції і були готові йти в бій. Однак між ними і росіянами відбулися переговори, за результатами яких із міркувань безпеки командир нацгвардійців наказав скласти зброю. Працівникам станції було сказано зайняти робочі місця. З того часу вони їх більше не полишали аж до кінця окупації, яка тривала тридцять шість днів.

Працівники перебували під постійним тиском і були майже позбавлені можливості користуватись телефонами. Часто спали просто на підлозі. «Сталкери», які вранці 24-го лютого опинилися в зоні відчуження і прийшли на станцію, допомагали на станційній кухні. Сталося відключення сховища відпрацьованих ядерних відходів від електропостачання. В «Енергоатомі» попереджали, що тривале знеструмлення сховища, на якому зберігається 20 000 відпрацьованих паливних збірок, може призвести до їх перегрівання та випаровування радіоактивних речовин, які можуть забруднити як Україну та країни Європи, так і Білорусь з РФ. Окупанти відмовились надати доступ до станції українським ремонтникам. Натомість туди намагалися надіслати «білоруських спеціалістів». Тільки через чотири дні Україна, завдяки роботі українських ремонтників, змогла відновити електропостачання станції і сховища. Тому для роботи аварійних генераторів до моменту відновлення енерголінії з українською електромережею працівники АЕС потайки вночі, ризикуючи життям, зливали пальне з російських транспортних засобів.

20 березня наприкінці дня було проведено часткову ротацію персоналу Чорнобильської АЕС та евакуацію осіб, які знаходилися на території окупованої станції. За цей день вдалося вивезти 64 особи: п'ятдесят осіб змінного персоналу

Розділ 14. Атомні електростанції України

ЧАЕС, дев'ять службовців Національної гвардії України (вісім жінок та онкохворий), одного службовця Державної служби надзвичайних ситуацій, чотири «сталкери». На заміну евакуйованого персоналу ЧАЕС відправилося 46 добровольців-працівників станції для виконання службових обов'язків та для забезпечення функціонування підприємства. Загалом персонал перебував на робочих місцях близько 600 годин замість стандартних дванадцяти.

Харчувалися співробітники станції за рахунок запасів станційної їдальні. Не зважаючи на те, що «гуманітарну допомогу» окупанти привозили постійно, у т. ч. і для створення «картинки для ЗМІ», їжу від них не брали принципово. Тому після того, як персонал ЧАЕС від запропонованих «пайків» категорично відмовився, загарбники перевдягнулися у форму концерну NOVARKA (компанії, яка здійснювала проєктування, будівництво і введення в експлуатацію Арки), що на той час вже понад рік не працювала у зоні відчуження, та зняли сюжет для російських телеканалів.

Працівники Національної служби охорони, а саме 169 осіб, загарбники утримували в заручниках. Їхня доля досі достеменно невідома. На початку квітня одному з нацгвардійців вдалося зв'язатися зі своєю дружиною. Жінка розповіла, що полонені можуть перебувати в російському Смоленську і білоруському Бразіні. Відомо про повернення деяких представників Національної служби охорони в Україну внаслідок обміну полоненими, хоча точна кількість і прізвища публічно не уточнюються.

Впродовж свого перебування на території зони відчуження росіяни завдали істотної шкоди будівлям і майну. Вони забрали все, що змогли ідентифікувати, і знищили багато з того, що не змогли чи не схотіли забрати. З адмінбудівель та лабораторій було викрадено сервери з результатами багаторічних досліджень. Було майже знищено систему радіаційного моніторингу зони відчуження, яка була однією з найкращих у світі, оскільки, до прикладу, на відміну схожої системи на Фукусімській АЕС, реєструвала не лише γ - і β -випромінюючі радіонукліди, але й α -випромінювачі. Автоматична система контролю радіаційної обстановки (АСКРО) кожні дві години надавала дані щодо експозиційної дози. 27 лютого 2022 р. система була виведена з ладу.

У Чорнобилі були дві радіологічні лабораторії міжнародного значення. Росіяни практично знищили лабораторію «Екоцентр», збитки оцінюються мільйонами євро. Також окупанти проникли у сховище джерел ІВ, у якому зберігалися зразки радіоактивних розчин та калібрувальні джерела. Було викрадено та пошкоджено 133 джерела ІВ сумарною активністю приблизно 7 млн Бк, що можна порівняти зі 700 кг радіоактивних відходів із наявністю β - та γ -випромінювань.

Розділ 14. Атомні електростанції України

Навіть невелика частина цієї активності є смертельно небезпечною за непрофесійного та неконтрольованого поводження з нею. Зараз достеменно невідомо, де перебувають викрадені джерела.

Однак деякі прилади, наприклад мас-спектрометри, росіяни не взяли. Мабуть, тому, що не знали, що це таке і яке їх призначення. Також, за деякими чутками, вони взяли контейнери із радіонуклідами і частинки лави з реактора, яку досліджували науковці, однак ці дані не були підтверджені. Наразі все ще не зовсім зрозуміло, що саме винесли з ЧАЕС окупанти. Не відомо, чи заходили вони всередину сховищ відпрацьованого ядерного палива, чи на територію пунктів локалізації та заховання ядерних відходів. Якщо так, то це може призвести до виносу радіоактивних речовин на територію, куди відходили окупанти, забруднення їхніх тіл, техніки, території тощо.

Також російські військові копали окопи на території так званого Рудого лісу та навіть деякий час там жили, що підтверджено космічними і аерознімками, а також наземним обстеженням. Там на глибині близько 1 м були поховані радіоактивні відходи, які росіяни винесли на поверхню.

Такі дії загарбників, а також рух важкої військової техніки призвів до ресуспезії радіонуклідів і їх редистрибуції в зоні відчуження. Також не варто відкидати ймовірності того, що деякі джерела радіоактивності вони викинули на території зони. І саме тут починається небезпека, адже доки зона відчуження ЧАЕС виконувала свою бар'єрну функцію, можна було з упевненістю стверджувати, що джерела радіоактивного випромінювання не полишали території України. Інший момент – втрата контролю власником над матеріалами, що містять ядерну та радіаційну небезпеку, означає радіаційну аварію. Оскільки в зоні відчуження майже щороку трапляються пожежі, це потенційно може бути небезпечним для прилеглих до зони територій. Тобто фактично можна вважати, що окупація ЧАЕС призвела до потенційної радіаційної аварії, провина за яку рівною мірою лежить і на Білорусі.

Також потенційне пошкодження об'єкта «Укриття» або сховища відпрацьованих ядерних відходів може призвести до значного забруднення території. За непідтвердженою інформацією, деякі військовослужбовці окупантів захворіли на гостру променеву хворобу. А оскільки, за деякими підрахунками, вони не могли отримати достатнє для цього опромінення лише від риття траншей, то виникає питання про можливий витік радіонуклідів з інших джерел. Але ми поки що не можемо провести повномасштабне радіологічне обстеження зони відчуження та прилеглих територій через те, що вони заміновані.

Розділ 14. Атомні електростанції України

Українські вчені почали дистанційне обстеження зони відчуження за допомогою дронів. Організація SaveDnipro об'єднала зусилля із SAFECAST, Чеським національним інститутом радіаційного захисту (SÜRO) та Чорнобильським Радіаційно-екологічним Біосферним Заповідником і взялися виправити ситуацію стосовно радіаційного моніторингу на цій території. Для цього вони застосовують Safecast bGeigie Nano – мобільний пристрій вимірювання радіаційного фону з GPS-датчиком та функцією журналювання, який можна встановити на зовнішній частині чи не будь-якого мобільного транспортного засобу – автомобіля, велосипеда, поїзда, літака та ін. або просто покласти в рюкзак під час прогулянки. Пристрій робить заміри щو 5 секунд, реєструючи одночасно координати та час. Саме такі пристрої SÜRO передав SaveDnipro, а потім Чорнобильському радіаційно-екологічному біосферному заповіднику, працівники якого розпочали заміри в Чорнобильській зоні відчуження. Нові вимірювання радіаційного фону, завантажені в базу даних Safecast та онлайн-мапу, до якої можна отримати доступ з будь-якої точки світу. Ця міжнародна ініціатива отримала назву #bGeigiesForUkraine.

Також команда Грінпіс провела попередні дослідження у зоні відчуження, використавши для цього дещо модернізований дрон із Фукусіми. Вони відібрали деякі зразки ґрунту і констатували значну строкатість забруднення території, причому мова йде про різницю відстані у метрах. У підсумку команда експертів дійшла висновку, що твердження голови МАГАТЕ Рафаеля Гроссі про відсутність радіаційної небезпеки є щонайменше неадекватним, оскільки пан Гроссі говорив лише про дози і не враховував різницю у забрудненні території.

Ще одним ядерним об'єктом російського тероризму в Україні стала **ПАЕС**, промислову зону якої росіяни обстріляли вночі з 18 на 19 вересня 2022 р. Ракета впала за 270 метрів від ядерних реакторів, ударною хвилею пошкоджено будівлі АЕС, розбито понад 100 вікон. Внаслідок цього увімкнувся один із гідроагрегатів Олександрівської ГЕС, що входить до складу Південноукраїнського енергокомплексу. Також відключилися три високовольні лінії електропередачі.

І, нарешті, найбільший нині «ядерний біль» України – це **Запорізька АЕС**, що є найбільшою АЕС в Європі. Після 24 лютого 2022 р. деякі енергоблоки були відключені чи знизили потужність. 28 лютого 2022 р. російські війська оточили ЗАЕС і місто-сателіт Енергодар. 1 березня жителі Енергодару вийшли на блокпост, маючи на меті зупинити окупантів і не пустити їх на станцію. 4 березня росіяни обстріляли ЗАЕС: згорів навчальний центр, що був розташований неподалік від робочих реакторів; танк влучив у будинок першого реактора; був обстріляний майданчик зберігання сухого відпрацьованого ядерного палива. Від 6

березня ЗАЕС продовжує оперуватися українським персоналом, але перейшла під контроль російських військових, на станцію приїхали працівники Росатома. 9 березня МАГАТЕ втратило обмін даними із систем безпеки ЗАЕС. Згодом три з чотирьох ліній електропередач між Україною і ЗАЕС було знищено. 24 серпня внаслідок навмисної лісової пожежі і обстрілів золівдвалів ТЕС було втрачено зв'язок ЗАЕС з енергосистемою України – вперше ЗАЕС перейшла в режим «блекауту». Внаслідок низки пошкоджень ліній живлення всі реактори станції переведені в режим холодного зупину.

З часу захоплення ЗАЕС персонал станції перебуває під постійним тиском. Їм заборонено передавати інформацію за межі станції. Їхні родини не можуть виїхати з міста, перебуваючи, фактично, в заручниках. Кілька працівників станції було поранено, вбито чи викрадено. Ротація персоналу нерегулярна. Загалом нині на ЗАЕС критичний дефіцит персоналу, внаслідок чого тиск на працівників станції посилюється ще більше.

Росіяни періодично обстрілюють місто Енергодар і його околиці. Також вони завезли на територію ЗАЕС і в її приміщення військову техніку, розмістивши її за 60 м від реактора. Пошкоджені деякі об'єкти на території майданчика ЗАЕС. Все це підтверджено супутниковими знімками. Є небезпека пошкодження сховища сухих ядерних відходів, яке захищене набагато слабше, ніж самі реактори. Таким чином, росіяни використовують критично важливі об'єкти на ЗАЕС як щит.

Безперечно, зосереджувати увагу виключно на катастрофічних сценаріях недоцільно, проте й ігнорувати потенційні загрози, вважаючи ситуацію повністю контрольованою, є необґрунтованим. Наразі ситуація залишається неконтрольованою та пов'язана зі значними ризиками, хоча ймовірність їх уникнення залишається відносно високою. Наразі можливі такі **основні сценарії**, що демонструють основні ризики та можливі наслідки поточної ситуації на ЗАЕС, кожен із яких потребує ретельного аналізу та міжнародної уваги:

– **Збереження контролю Росії.** Окупаційні сили продовжують утримувати територію ЗАЕС, що підтримує нестабільну ситуацію в регіоні. Це створює постійні загрози, пов'язані з можливими технічними збоями, навмисними диверсіями чи бойовими діями. Незважаючи на спроби міжнародних організацій, зокрема МАГАТЕ, вплинути на ситуацію шляхом дипломатичних переговорів, реальних змін не відбувається.

– **Повернення ЗАЕС під контроль України.** Україна відновлює контроль над станцією, що сприяє стабілізації роботи об'єкта, посиленню міжнародного моніторингу та відновленню безпечного функціонування. Водночас цей процес

може супроводжуватися тимчасовими труднощами, пов'язаними з ліквідацією наслідків окупації та відновленням інфраструктури.

– **Міжнародний контроль над Запорізькою АЕС.** Одним із найбільш безпечних варіантів розв'язання ситуації навколо ЗАЕС є передача її під міжнародний контроль. Це передбачає постійний нагляд міжнародних організацій і відсторонення будь-яких військових формувань від управління станцією. Проте реалізація такого сценарію потребує згоди сторін конфлікту та значних дипломатичних зусиль.

– **Радіаційна катастрофа.** Унаслідок бойових дій або навмисних провокацій з боку окупаційних військ може статися масштабна аварія, що призведе до витоку радіоактивних речовин і серйозного забруднення довкілля.

В рамках аналізу можливих аварійних сценаріїв на ЗАЕС можна виділити три основні моделі розвитку подій:

Чорнобильський сценарій – аварія, спричинена людським фактором унаслідок стресу, примусу або умисного втручання. Катастрофа на Чорнобильській АЕС стала можливою, зокрема, через помилкові дії персоналу, що опинився під тиском обставин та отримав вказівки, які суперечили правилам безпеки. Аналогічний розвиток подій можливий на ЗАЕС, хоча реалізація такого сценарію є технічно складнішою. Водночас персонал станції працює у надзвичайно напружених психологічних умовах, що підвищує ризик навмисних чи ненавмисних помилок. Крім того, існує загроза диверсії, коли збройні підрозділи окупаційних військ можуть свідомо перешкоджати операторам виконувати необхідні дії для забезпечення безпеки станції. Незважаючи на високий рівень захищеності українських реакторів, такі ризики не можуть бути повністю виключені.

Сценарій Фукусіми – руйнування активної зони реактора через втрату функцій охолодження. Реалізація цього сценарію можлива лише за умови спланованої диверсії, спрямованої на повне виведення з ладу всіх резервних систем охолодження. Враховуючи присутність на станції фахівців корпорації «Росатом», які володіють необхідними технічними знаннями, така загроза є реальною. Водночас зруйнування енергоблоків ЗАЕС є значно складнішим, ніж у випадку з російськими реакторами аналогічної серії, оскільки Україна з 2011 р. впровадила низку заходів із підвищення їхньої безпеки. Однак ці реактори були спроектовані ще у 1970-х рр., і їхня конструкція не передбачала експлуатації в умовах військових дій, зокрема артилерійських обстрілів. Пошкодження критично важливих компонентів станції може спричинити серйозні екологічні наслідки.

Киштимський сценарій – ураження сховища ядерних відходів унаслідок ракетного чи артилерійського удару, що може призвести до розгерметизації

Розділ 14. Атомні електростанції України

контейнерів із радіоактивними матеріалами. Аналогічна аварія сталася у 1957 р. в м. Киштим (СРСР), коли витік стронцію призвів до забруднення значних територій через потрапляння радіонуклідів у водну систему. У разі реалізації подібного сценарію на ЗАЕС забруднені радіонуклідами речовини можуть потрапити у ґрунтові води та згодом у річку Дніпро, що матиме довготривалі наслідки для екологічної безпеки регіону.

На розмір і розташування постраждалих від радіаційного забруднення територій впливають багато чинників: це і кількість радіоактивного матеріалу в джерелі забруднення і внаслідок викиду в довкіллі, його радіонуклідний склад, тривалість викиду, напрямок і швидкість вітру тощо. За прогнозними оцінками Укргідрометцентру, у разі серйозної аварії на ЗАЕС під загрозою радіаційного забруднення можуть опинитися не лише південні регіони України включно із Кримом (або центральні і північні включно з Києвом – залежно від напрямку вітру), а і Молдова, Румунія, Болгарія, Греція та Туреччина, Білорусь, Польща та, іронічно, частина території Росії (наприклад, Краснодарський край).

З метою недопущення такого розвитку подій було прийнято рішення створити спеціальну місію МАГАТЕ на Запорізькій АЕС під керівництвом Рафаеля Россі. До складу місії увійшли фахівці з Польщі, Литви, Сербії, Китаю, Албанії, Франції, Італії, Йорданії, Мексики та Північної Македонії. 31 серпня місія вирушила з Києва до Енергодару. Наступного дня внаслідок чергового мінометного обстрілу російсько-окупаційних військ на майданчику Запорізької АЕС спрацював аварійний захист та зупинено діючий 5-й енергоблок. За неофіційними даними, виникла пожежа. Серед іншого була пошкоджена лінія резервного електропостачання для власних потреб ЗАЕС. У перехідному режимі знеструмлено непрацюючий енергоблок № 2 з пуском дизель-генераторів. Крім того, напередодні надійшла неофіційна інформація про зникнення деяких працівників ЗАЕС, катування росіянами.

Рафаель Гроссі провів на ЗАЕС близько 2-х годин, оглянувши найбільш важливі об'єкти, а згодом із більшістю членів місії повернувся на територію, підконтрольну Україні. Шість експертів місії залишилось на станції іще на чотири дні для збору більш детальної інформації. Після двоє представників МАГАТЕ залишилось на ЗАЕС на постійній основі.. Відтоді склад групи МАГАТЕ періодично змінюється, щоправда, рівномірність перебування на станції різних представників порушується.

Таким чином, відповідно до висновків, опублікованих у звітах МАГАТЕ (рис. 14.5), Росія порушила всі сім принципів ядерної безпеки.



Рис. 14.5. Оцінка стану дотримання принципів радіаційної безпеки в Україні внаслідок російської військової агресії (за даними офіційного звіту МАГАТЕ)
Джерело: IAEA, 2022

Принцип 1. Фізична цілісність об'єктів.

Оцінка: «червоний рівень». На території навколо ЗАЕС на момент роботи моніторингової групи МАГАТЕ тривали активні бойові дії. Учасники місії зафіксували численні пошкодження будівель, зокрема пробоїни та сліди обстрілів. Це свідчить про те, що фізична цілісність об'єкта порушувалася неодноразово, що підтвердив пан Гроссі.

Принцип 2. Системи безпеки.

Оцінка: «жовтий рівень». Більшість систем безпеки функціонують належним чином, однак зафіксовані окремі перебої, зокрема через фізичне пошкодження кабелів. Деякі з цих систем досі не повністю відновлені до початкового стану.

Принцип 3. Умови роботи персоналу.

Оцінка: «жовто-червоний рівень». Цей аспект викликає особливе занепокоєння через безпрецедентну ситуацію, коли українські оператори змушені працювати на станції під наглядом російських ядерних фахівців та військових. Станція не отримала повної оцінки «червоний рівень», оскільки продовжує функціонувати на професійному рівні. Між українськими та російськими фахівцями існують професійні взаємини, оскільки всі вони є кваліфікованими атомниками. Проте воєнні умови суттєво впливають на психоемоційний та фізичний стан працівників та їхніх родин. Окремо слід взяти до уваги умови захоплення ЧАЕС, коли охорона об'єкта була взята в заручники.

Принцип 4. Джерела живлення.

Оцінка: «жовто-червоний рівень». Відсутність зовнішнього електропостачання може призвести до зупинки систем охолодження реакторів, що становить серйозну загрозу аварії. Зафіксовано кілька випадків знеструмлення або перерв у роботі однієї або двох ліній електропостачання станції. Це стосується як ЧАЕС, так і ЗАЕС.

Принцип 5. Логістичні ланцюжки.

Розділ 14. Атомні електростанції України

Оцінка: «зелено-жовтий рівень». Цей принцип охоплює забезпечення станції необхідними матеріалами, такими як запасні частини та інші витратні ресурси. Учасники місії провели аналіз цього питання та дійшли висновку, що на момент їхнього візиту суттєвих проблем у логістиці не виявлено.

Принцип 6. Радіаційний моніторинг та реагування на надзвичайні ситуації.

Оцінка: «зелено-червоний рівень». Зафіксовано часткові перебої в роботі систем радіаційного моніторингу, хоча деякі з них продовжують функціонувати належним чином. Також варто відзначити знищення російськими військовими системи моніторингу в зоні відчуження ЧАЕС, що впливає на загальну оцінку.

Принцип 7. Надійний зв'язок з регулятором.

Оцінка: «жовтий рівень». За словами Р. Гроссі, функціонування цього принципу супроводжується певними труднощами. Нагадаємо, що на деякий час було втрачено зв'язок із МАГАТЕ як з боку Чорнобильської АЕС, так і з боку Запорізької АЕС. Викликає сумніви також та інформація, яка надається з ЗАЕС через тотальний контроль окупаційними військами.

І якщо офіційний звіт був доволі м'яким, а окремі його положення – відверто суперечливими, то наступні дії організації були жорсткішими. Рада МАГАТЕ ухвалила резолюцію із закликом до РФ вивести свої війська з території Запорізької АЕС. Комісія МАГАТЕ закликала країну-агресора «негайно припинити всі дії проти Запорізької атомної електростанції та будь-якого іншого ядерного об'єкта в Україні». Цей документ був ухвалений 26 голосами «за», двома «проти», ще сім держав утрималися. Проти виведення окупаційної армії із ядерного об'єкту висловились Росія та Китай. Єгипет, Південна Африка, Сенегал, Бурунді, В'єтнам, Індія та Пакистан утрималися. У тексті резолюції також ідеться про те, що Росія застосовує агресію проти української ядерної системи. Наголошено, що РФ загрожує світу ядерною катастрофою.

Наступним потенційно небезпечним об'єктом є нині непрацююча вугільна шахта «**Юнком**» у м. Бунге Єнакієвської міськради Донецької обл. Небезпека затоплення цієї шахти, де було здійснено атомно-вибуховий експеримент «**Кліваж**», віднедавна викликає значне занепокоєння екологів. Вибух у шахті було здійснено в 1979 р. для запобігання витоку метану. Внаслідок вибуху утворився так званий об'єкт «Кліваж». До 2018 р. з цього об'єкту відкачували воду, щоб радіонукліди не досягли водоносних горизонтів. Але в 2018 р. влада ДНР відключила помпи. Тому є істотні побоювання забруднення води і ґрунту не лише на цій території, але і території сусідніх областей, кількох великих річок і Азовського моря. У 2020 р. українські екологи детектували рівень забруднення у воді

Розділ 14. Атомні електростанції України

радіоактивним цезієм 20-34 кБк/л на відстані 5 км від «Юнкому». Нині ми не маємо актуалізованих даних про радіологічну ситуацію на цьому об'єкті, оскільки немає доступу до цієї території.

Наступний ядерний об'єкт України, що зазнав атак російської армії, – ядерна підкритична установка «Джерело нейтронів» (**ЯПУ «Джерело нейтронів»**) – науково-дослідна ядерна установка, керований реактор, призначений для виробництва медичних радіонуклідів, підготовки фахівців у ядерній галузі та проведення наукових експериментів. Це унікальний інноваційний об'єкт, що за технічними характеристиками не має аналогів у світі, запущений у липні 2021 р. 24 лютого 2022 р. експериментальний реактор було переведено в глибокий підкритичний стан (режим «тривалої зупинки»), при цьому стан установки контролюється оперативним персоналом, зовнішнє електропостачання відсутнє. 6 березня м. Харків та об'єкт «Джерело нейтронів» були обстріляні з реактивної системи залпового вогню «Смерч», деякі споруди зруйновані. 10 березня на об'єкті зруйновано лінію електропостачання. 25 червня «Джерело нейтронів» знову було обстріляне російськими військами. Внаслідок цього додатково пошкоджено: північну стіну прибудови прискорювача до експериментальної зали установки; вентиляційні канали системи спеціальної вентиляції; вентиляційну трубу основної будівлі установки; систему охолодження клістронної галереї прискорювача; корпуси дизель-генераторів системи аварійного електроживлення; обшивку основної будівлі установки.

І нарешті, останнє питання, яке зараз багатьох турбує, – це можливе застосування Росією **ядерної зброї**. Для початку варто зазначити, що ядерна зброя – це не зброя апокаліпсису, хоча вона є надзвичайно потужною. Багато жахливих міфів про ядерну зброю виникло після 1945 р., а саме моменту першого і поки останнього її застосування, коли нічого подібного просто ще не існувало. Нині, на жаль, є зброя, яка може зрівнятися за нищівною силою з тактичною ядерною.

Загальновідомо, що ядерну зброю класифікують за призначенням і потенційною зоною ураження на тактичну та стратегічну.

Стратегічна ядерна зброя характеризується високою потужністю і запускається за допомогою міжконтинентальних балістичних ракет, здатних подолати відстані понад 5500 км. Однак варто підкреслити, що використання стратегічної ядерної зброї є малоймовірним, оскільки це призведе до апокаліптичного сценарію глобального масштабу, включаючи ядерну катастрофу світового рівня.

Тактична ядерна зброя, навпаки, має відносно невелику зону ураження. Вона може бути використана у тактичних ракетних комплексах, бомбах вільного падіння, мінах, підводних бомбах або торпедах. У сучасних умовах найбільш

ймовірним є застосування тактичної зброї за допомогою ракетних комплексів або стратегічної авіації. У разі її використання очікується значна кількість людських жертв, руйнування інфраструктури та забруднення території, масштаби якого залежать від потужності заряду, типу вибуху та місця його застосування.

Важливо розрізняти наслідки застосування ядерної зброї та радіаційних аварій, таких як катастрофа на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС). Хоча обидва сценарії пов'язані з викидом радіоактивних речовин, вони мають суттєві відмінності. Аварія на АЕС, як правило, супроводжується тривалим викидом радіоактивного матеріалу в довкілля, але не включає інші руйнівні фактори, характерні для ядерного вибуху. Наприклад, викид радіонуклідів після аварії на ЧАЕС тривав дев'ять днів, і за масштабами забруднення цю катастрофу порівнюють із сотнями ядерних бомбардувань Хіросіми та Нагасакі.

Крім того, **радіонукліди, які утворюються в результаті ядерних реакцій у реакторах АЕС, відрізняються від тих, що виникають під час ядерного вибуху**. Основними уражальними факторами ядерного вибуху є ударна хвиля та світлове випромінювання, які спричиняють найбільшу кількість жертв і руйнувань у перші секунди після детонації. Вплив радіаційного чинника залежить не лише від характеристик зброї та умов вибуху, але й від дій постраждалих та екстрених служб після інциденту. Наприклад, радіоактивний пил можна видалити з поверхонь, що дозволяє продовжувати життя на постраждалій території, як це було зроблено в Японії після бомбардувань.

Досвід ліквідації наслідків ядерних інцидентів вже існує, що підтверджується подіями на ЧАЕС та АЕС «Фукусіма-1». У обох випадках масштаби радіоактивного забруднення були значно більшими, ніж після ядерних вибухів, але послідовність дій із мінімізації наслідків була успішно реалізована. Це свідчить про те, що навіть у разі ядерного інциденту існують механізми для зменшення його впливу на довкілля та населення.

У разі застосування ядерної зброї головне завдання – **пережити перший удар**. У епіцентрі вибуху, де діє потужна руйнівна сила, виживання практично неможливе. Однак для тих, хто знаходиться на відстані 10 км, 20 км або далі, існують шанси врятуватися, якщо вжити необхідних заходів.

У перші секунди після вибуху критично важливо:

1. Не дивитися на вибух, щоб уникнути пошкодження сітківки ока.
2. На відкритій місцевості – максимально прикрити тіло одягом, лягти на землю, щоб захиститися від ударної хвилі та теплового випромінювання.

Після цього є 10-15 хвилин, щоб знайти сховище та максимально убезпечити себе від радіації. Перш ніж евакуюватися, необхідно дізнатися напрямом

Розділ 14. Атомні електростанції України

вітру. Рухатися слід у протилежний або перпендикулярний до руху вітру бік, щоб уникнути радіоактивного пилу, який є найбільшою загрозою на відкритому повітрі.

Для захисту від радіоактивного пилу:

- потрібно використовувати маски, респіратори (наприклад, ті, що залишилися після епідемії COVID-19) або будь-які інші доступні засоби;
- після перебування на вулиці одяг необхідно зняти, помістити в поліетиленовий пакет і видалити подалі від місця перебування людей;
- відразу прийняти душ або очистити шкіру та волосся іншими доступними способами (вода повинна бути теплою – температури тіла, – але не гарячою).

У приміщенні:

- максимально ізолювати його від зовнішнього середовища;
- споживати лише запаковану воду та продукти харчування, запаси яких мають вистачити на кілька днів;
- якщо виникне необхідність вийти на вулицю, максимально закривати шкіру та волосся одягом, а дихальні шляхи – маскою.

Важливо уникнути збору фруктів, овочів та ягід із забруднених територій, купання у водоймах, які можуть бути забруднені радіоактивними речовинами.

Для захисту щитоподібної залози від радіоактивного йоду:

- випити пігулку калію йодиду відповідно до інструкцій (або кілька крапель розчину йоду в молоко чи воду). Однак варто пам'ятати, що цей препарат не є універсальним засобом захисту, і його ефективність залежить від віку та стану здоров'я людини. Приймання цього йоду в пігулках чи розчині без відповідної вказівки чи з порушенням інструкцій може призвести до небажаних наслідків для здоров'я.

Загальні рекомендації:

- збалансоване харчування, багате на нутрієнти та антиоксиданти;
- споживання чистої води;
- повноцінний сон та підтримка фізичного та психічного здоров'я.

У разі ядерного вибуху на допомогу прийдуть професіонали: пожежники, рятувальники, поліція, евакуаційні служби та медики. Навіть у найскладніших умовах організовані дії допоможуть мінімізувати наслідки.

Також варто врахувати, що процес застосування ядерної зброї є технічно складним. Навіть якщо президент приймає рішення про запуск, це не відбувається миттєво. Наказ проходить через складний ланцюжок підлеглих, які теоретично можуть саботувати або відмовитися виконувати наказ. Це робить миттєве застосування ядерної зброї малоімовірним.

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Загальна характеристика атомної енергетики України: АЕС, реактори, потужність (ретроспектива і сьогодення).
2. Загальна схема ядерної реакції у реакторі.
3. Характеристика реактора ВВЕР: принцип роботи, переваги, недоліки.
4. Характеристика реактора РБМК: принцип роботи, переваги, недоліки.
5. Критично важливі недоліки реактору типу РБМК, що стали однією з причин аварії на ЧАЕС.
6. Категорії радіоактивних відходів АЕС.
7. Загальна оцінка відносної небезпеки українських АЕС для довкілля та людей з погляду обсягів викидів і скидів радіонуклідів.
8. Ядерні об'єкти України і потенційна загроза при їх пошкодженні чи руйнуванні.

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Коган Я.В. Зброя масового ураження – маніпулювання чи реальна загроза у Російсько-Українській війні? Соціально-політичні студії. Науковий альманах. Праці молодих науковців. 2002, вип. 6. С. 44-47. URL: <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/33776>.
2. Носовський А.В. Ядерний тероризм російської федерації в Україні – виклики для світової безпеки. Вісник НАН України. 2022. №5. С. 24-29. URL: <http://dspace.nbuv.gov.ua/handle/123456789/185174>
3. Об'єкт «Укриття» в умовах нового безпечного конфайнмента» В. О. Краснов, А. В. Носовський, С. А. Паскевич, В. М. Рудько; під заг. ред. А. В. Носовського. НАНУ ІПБ АЕС. Чорнобиль. 2021 р.– 344 с.
4. Пристер Б.С., Ключников А.А., Шестопалов В.М., Кухарь В.П. Проблемы безопасности атомной энергетики. Уроки Чернобыля: монография ; под ред. Б.С. Пристера. НАН Украины, Ин-т проблем безопасности АЭС НАН Украины. Чернобыль (Киев. обл.): Ин-т проблем безопасности АЭС, 2013. 200 с.
5. Фучеджи Д.Ф. Проблема загрози ядерної війни / Д. Ф. Фучеджи // Сучасні виклики соціально – політичного розвитку: політико-правові, соціально-економічні та культурні виміри : матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції студентів, аспірантів, докторантів і молодих вчених (м. Одеса, 16 травня 2022 р.). – Одеса: ДЗ «Південноукраїнський національний педагогічний університет імені К. Д. Ушинського», Центр соціально-політичних досліджень «Politicus». – 2022. – С. 68-71. URL: <http://dspace.pdpu.edu.ua/handle/123456789/15003>.
6. Як врятуватись від “брудної бомби”, застосування ядерної зброї чи аварії на АЕС. Центр стратегічних комунікацій та інформаційної безпеки при РНБО. URL: <https://dovidka.info/yak-diyaty-v-razi-zastosuvannya-brudnoyi-bomby-yadernoyi-ataky-chy-avariyi-na-aes/>.

Розділ 14. Атомні електростанції України

7. *INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INES: the International Nuclear Event Scale User's Manual, Non-serial Publications , IAEA, Vienna (1990). URL: <https://www.iaea.org/publications/142/ines-the-international-nuclear-event-scale-users-manual>*

8. *Raychuk L.A. Ecosystem management in the context of radiation contamination of areas. Вісник Житомирського національного агроекологічного університету. 2016. № 1 (55), т. 3. С. 428–434.*

15. ГІРНИЧОДОБУВНІ ТА ПЕРЕРОБНІ ПІДПРИЄМСТВА

15.1. ВИДОБУТОК ТА ПЕРЕРОБКА УРАНУ. РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ У М. КРИВИЙ РІГ ТА В РАЙОНІ РОЗТАШУВАННЯ УРАНОДОБУВНИХ ШАХТ

Україна володіє значними запасами уранової руди, зосередженими переважно в Кіровоградській області (також поклади є на території Дніпропетровської та Миколаївської областей). Запаси та ресурси урану, які можливо отримати із витратами до 260\$/кг U, становлять 185 389 тонн, що складає 2,3% від світових запасів. Водночас із витратами на виробництва до 80 \$/кг U становить 71 841 tU. Загалом запаси урану України оцінюються приблизно у 200–250 тисяч тонн. Це ставить країну на одне з провідних місць у світі за запасами цього стратегічного ресурсу.

Основним підприємством урановидобувної галузі є державне підприємство «Східний гірничо-збагачувальний комбінат» (СхідГЗК), яке керує трьома діючими урановими шахтами:

- Смолінська шахта в смт Смоліне Маловисківського району;
- Інгульська шахта поблизу села Неопалимівка Кропивницького району;
- Новокостянтинівська шахта в селі Олексіївка Маловисківського району.

Переробка видобутої уранової руди здійснюється на гідрометалургійному заводі в м. Жовті Води Дніпропетровської області. Однак країна не має повного циклу збагачення урану до рівня, необхідного для використання в атомних реакторах. Зокрема, Україна не виробляє збагачений уран (як низькозбагачений, так і високозбагачений). Більшість уранової руди експортується для подальшого збагачення за кордон, зокрема до початку повномасштабного вторгнення – і до Росії, що робить Україну залежною від імпорту збагаченого урану.

Останніми роками видобуток урану в Україні коливається в межах від 500 до 800 т/рік, що забезпечує потреби вітчизняної атомної енергетики лише на 30–50%. За дев'ять місяців 2023 р. підприємства Кіровоградщини виробили 266 т урано-оксидного концентрату, при тому, що технологічні можливості СхідГЗК складають 1200 т концентрату на рік. При підтримці держави та належній організації технологічного процесу підприємство могло б виробляти до 2400 т уранового концентрату на рік, що дозволило б повністю забезпечити ядерним паливом усі 15 атомних енергоблоків України. Таким чином, хоча Україна має значні запаси урану та потенціал для збільшення його видобутку, нинішній рівень

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

виробництва не задовольняє повністю потреби атомної енергетики країни. Розвиток галузі потребує державної підтримки, інвестицій та впровадження сучасних технологій для підвищення ефективності та екологічної безпеки виробництва.

Після початку російсько-української війни у 2014 р. уранодобувна промисловість зазнала труднощів, зокрема через втрату контролю над частиною родовищ у Донецькій та Луганській областях.

Також урановидобувна промисловість України стикається з екологічними викликами, оскільки майже всі відходи (відвали шахтних порід, викиди в атмосферу, скиди шахтних вод) є потенційними джерелами радіоактивного забруднення навколишнього середовища. У процесі діяльності підприємств гірничодобувної промисловості на поверхню землі зі складу порід вилучається, а потім переробляється значна кількість природних радіонуклідів. Це зумовлює додаткове потрапляння радіонуклідів у навколишнє природне середовище у місцях видобутку та переробки корисних копалин. Потенційними джерелами радіаційної небезпеки є насамперед уранові копальні та відвали їх порід.

На більшості уранових родовищ відсутня значна загроза екологічному стану довкілля. На окремих родовищах проведено реабілітаційні заходи, що сприяли частковій нормалізації радіоекологічної ситуації.

У містах Кривий Ріг, Кам'янське, Жовті Води та деяких інших спостерігається локальне підвищення рівня радіаційного фону. Це явище зумовлене втраченою рудного матеріалу під час транспортування, використанням відвальних порід уранових шахт у будівництві, а також пиловим забрудненням територій, прилеглих до хвостосховищ.

У процесі розробки уранових родовищ у навколишнє середовище разом із відходами надходять радіоізотопи трьох основних радіоактивних сімейств: ^{238}U , ^{235}U і ^{232}Th . Водночас основний внесок у радіоактивне забруднення робить сімейство ^{238}U . Рівень радіоактивності відходів, що потрапляють у довкілля, варіюється залежно від родовища та визначається вихідним вмістом урану в руді, а також активністю геохімічних процесів, які відбувалися до початку промислової експлуатації, зокрема природного вилуговування, що сприяє утворенню урану та його радіоактивних дочірніх продуктів. Як правило, на скельних родовищах радіонукліди перебувають у рівноважному стані з материнським ізотопом.

Джерела радіоактивного забруднення поділяються на **організовані** та **неорганізовані**.

До **організованих** джерел у підземних гірничих роботах належать розкривні та допоміжні виробки (стволи, штольні, шурфи, свердловини), через які в

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

атмосферу потрапляє відпрацьоване повітря, а на поверхню – руда, супутні відходи та рудничні води.

Неорганізованими джерелами є промислові майданчики, де здійснюється транспортування, навантаження, дроблення та радіометричне сортування руди, а також рудні склади, відвали порожніх порід і позабалансових руд. Вони забруднюють атмосферу, ґрунт, рослинність, поверхневі й підземні води. У деяких випадках радіонукліди проникають у довкілля через обвалення, тріщини, розломи та незатампоновані свердловини.

Рівень забруднення залежить від концентрації природних радіонуклідів, фізико-хімічних властивостей руд і порід, а також метеорологічних умов. Загалом у сучасних уранових копальнях рівень забруднення атмосферного повітря та ґрунту невисокий. Відчутні відхилення від фонових значень фіксуються в межах 500–600 м від основного джерела забруднення, що пов'язано з механічними втратами урановмісних речовин, осіданням радіоактивного пилу та утворенням аерозолів.

На відкритих гірничих роботах забруднення довкілля спричиняють кар'єрні простори, відвали порід, аерозолі, пил і кар'єрні води, що містять уран, радій та інші радіонукліди. Усі ці джерела належать до неорганізованих, хоча деякі процеси, зокрема вимивання радіонуклідів із відвалів, можуть бути контрольованими.

Геотехнологічні методи розробки, зокрема підземне вилуговування, загалом вважаються екологічно чистими, проте неконтрольовані витoki вилуговуючих розчинів можуть спричинити забруднення підземних вод. Небезпеку також становлять ставки-накопичувачі, де зосереджуються радіонукліди.

На гідрометалургійних стадіях обробки урану в довкілля можуть надходити радон (під час вилуговування, сорбції та хімічного осадження) та радіоактивні аерозолі (на фінальних етапах виробництва).

Одним із ключових джерел радіоактивного забруднення, пов'язаних із діяльністю гідрометалургійних заводів, є хвостосховища – об'єкти складування та тривалого зберігання відходів переробки руди. У сфері ядерно-паливного циклу ці відходи є основним фактором забруднення атмосфери, вод, ґрунту та рослинності, а також становлять потенційну загрозу для здоров'я населення.

Як уже зазначалось, в Україні уранодобувні та переробні підприємства зосереджені в Кіровоградській, Дніпропетровській та Миколаївській областях. Розвідані родовища також наявні в Донецькій, Луганській і Харківській областях.

У період 1952–1967 рр. у Тернівському районі Кривого Рогу на шахтах «Об'єднана», «Північна-Вентиляційна» та «№2/6» поряд із видобутком залізної

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

руди здійснювався видобуток урановмісних руд, що спричинило поверхнєве радіоактивне забруднення шахт, будівель, обладнання та прилеглих територій.

Таблиця 15.1. Хімічний склад рідких відходів уранових копалень

Компонент	Концентрація	Компонент	Концентрація
Шахтні води			
Уран природний	0,3÷10,0 мг/л	Залізо	0,5÷1,0 мг/л
Радій-226	(5,0÷10,0)*10 ⁻¹¹ Ки/л, 1,9-3,7 Бк/л	Хлориди	2,0÷300 мг/л
Радон-222	(5,0÷10,0)*10 ¹¹ Ки/л 1,9÷3,7 Бк/л	Гідрокарбонати	20÷400 мг/л
Натрій і калій	40÷150 мг/л	Сухий залишок	500-1000 мг/л
Кальцій	100÷300 мг/л	pH	6,8÷7,5
Магній	10÷40 мг/л		
Стічні води спецпиралень та душових			
Уран	0,5÷15,0 мг/л	Нітрати	100÷250 мг/л
Радій-226	(1,0÷1,4)*10 ⁻¹⁰ Ки/л 3,7÷5,2 Бк/л	Сухий залишок	3000 мг/л
Сульфати	250÷400 мг/л	pH	8,0

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Поверхнєве радіоактивне забруднення території зумовлене наявністю насипних ґрунтів, що складаються з відвалів порожніх кристалічних порід із включеннями рудних утворень, зокрема радіоактивних. Прилеглі до промислового майданчика ділянки, зокрема південна околиця р. Терни та відвали Первомайського кар'єру, характеризуються потужністю експозиційної дози γ-випромінювання в межах 6–20 мкР/год, а еквівалентна доза становить 0,04–0,13 мкЗв/год. Вміст радіонуклідів у ґрунтах відповідає фоновим рівням.

На території шахт «Об'єднана», «Північна-Вентиляційна» та «№ 2/6» потужність експозиційної дози γ-випромінювання варіюється від 8 до 20 мкР/год, з локальними підвищеннями до 35–2859 мкР/год. Виявлено 113 аномальних зон, серед яких 80 точкових і 33 площинні. Точкові аномалії характеризуються γ-випромінюванням на рівні 40–619 мкР/год, їхня маса складає кілька кілограмів.

Площинні аномалії охоплюють території від кількох квадратних метрів до 480 м², що пов'язано з наявністю насипних ґрунтів із рудними включеннями. Загальний об'єм забрудненого ґрунту сягає 2117,6 м³ (4165,6 т), при цьому потужність еквівалентної дози для більшості аномалій змінюється в межах 0,43–3,0 мкЗв/год.

У південній частині колишнього терикону шахти «Північна-Вентиляційна» на площі 1064 м² тимчасово складавалися радіоактивні породи, для яких

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

зафіксовані аналогічні рівні потужності експозиційної дози. Товщина забрудненого шару коливається від 0,2 до 2 м, у середньому становлячи 0,85 м.

Використання відвалів гірських порід із шахти «Північна-Вентиляційна» для виробництва будівельного щебеню спричинило радіоактивне забруднення низки районів Кривого Рогу, зокрема селища Терни. У 1994–1995 роках експедиція № 37 ДДП «Кіровгеологія» провела детальну радіометричну зйомку, за результатами якої було розроблено проект рекультивації забруднених територій. Подальші дезактиваційні роботи вимагали організації місця для складування відходів, що містять радіонукліди. Для цього використано південну частину колишнього терикону шахти «Північна-Вентиляційна», де раніше зберігалися залізні руди з підвищеною радіоактивністю. У 1982–1987 рр. породи терикону вивозили на збагачувальні фабрики як залізорудну сировину, а частину їх використовували для виробництва щебеню, який постачався будівельним організаціям. Частина цього матеріалу зберігається на складі шахти «Об'єднана».

Місце тимчасового складування відходів розташоване в пониженій ділянці рельєфу, сформованій штучними насипами. На півночі воно обмежене відвалами Первомайського кар'єру, які вкривають значну частину колишнього терикону, а з півдня – крутим схилом гряди відвалів. Потужність експозиційної дози γ -випромінювання у відвалах переважно відповідає фоновим значенням (11–15 мкР/год), проте виявлено чотири точкові аномалії з інтенсивністю від 36 до 224 мкР/год.

γ -фон майданчика для тимчасового складування відходів становить 23–31 мкР/год. Тут зафіксовано чотири точкові та одну площинну аномалії з потужністю γ -випромінювання 35–376 мкР/год. Площинна аномалія площею 216 м² розташована в межах проектного місця зберігання відходів. Буріння свердловин показало, що забруднення не поширюється на значну глибину.

Радіаційне обстеження будівель шахт засвідчило, що максимальна еквівалентна доза для більшості з них залишається в межах допустимих норм і коливається від 0,09 до 0,22 мкЗв/год. Проте виявлено дев'ять аномалій: одна точкова – на перевантажувальному вузлі шахти «№ 2/6» та вісім площинних у будівлях і галереях шахти «Північна-Вентиляційна». У деяких точках потужність еквівалентної дози γ -випромінювання досягає 2,03 мкЗв/год. Маса забруднених матеріалів (рудний пил, накопичення пилу, залишки порід у бункерах) варіюється від 0,008 т до 25 т.

Поверхнєве забруднення будівель та обладнання α -випромінюючими нуклідами становить 0,1–0,4 част./(см²·хв) у будівлях, не пов'язаних із видобутком руди, та 3,5–7,5 част./(см²·хв) – у надшахтних будівлях. Нефіксоване

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

забруднення на стінах становить 0,055–0,290 част./($\text{см}^2 \cdot \text{хв}$), на обладнанні – 0,006–0,233 част./($\text{см}^2 \cdot \text{хв}$). У будівлях, пов'язаних із підземними виробками, зафіксовано підвищену концентрацію радону: від $3,06 \times 10^2$ Бк/м³ біля входу в тунель шахти «Об'єднана» до $7,71 \times 10^3$ Бк/м³ у надшахтній будівлі шахти «Північна-Вентиляційна». При цьому підземні інженерні комунікації не забруднені.

Після припинення видобутку уранових та залізних руд надшахтний комплекс шахти «2/6» повністю занепав і зазнав майже повної руйнації. На стінах приміщень, поверхнях обладнання та металевих конструкціях зафіксовано поверхневе забруднення α -випромінювачами. Потік α -частинок варіюється від 0 до 0,8 част./($\text{см}^2 \cdot \text{хв}$), а середнє значення по майданчику становить 0,3–0,4 част./($\text{см}^2 \cdot \text{хв}$). Нефіксоване забруднення, визначене методом сухого мазка, знаходиться в межах 0,01–0,069 част./($\text{см}^2 \cdot \text{хв}$) на стінах.

Поверхнева активність α -активних нуклідів у матеріалах покриття стін (штукатурці, вапняній побілці, фарбі), визначена за зіскрібками на глибину 2–3 мм, коливається в межах $4,2 \times 10^{-3}$ – $1,8 \times 10^{-2}$ Бк/см², а потік α -частинок становить 0,126–1,0 част./($\text{см}^2 \cdot \text{хв}$).

Споруди шахтного комплексу «Північна-Вентиляційна» переважно перебувають у напівзруйнованому стані, деякі будівлі вже демонтовані. В експлуатаційному стані залишаються надшахтна будівля та будівля підйомної машини. Найбільшого руйнування зазнали транспортні галереї, а все обладнання демонтовано, зокрема транспортери та рейкові шляхи. Водночас збереглися окремі бункери, металеві ємності та частини млинів, демонтаж яких ускладнений через необхідність розбирання будівель та споруд.

Дозиметричні та радіометричні вимірювання, а також аналіз потоку α -частинок із поверхні стін і залишків обладнання виявили неоднорідну картину забруднення будівель і споруд. Забруднення рудним пилом, залишками суміші порід і руди здебільшого локалізоване в бункерах і галереях будівлі дробильного корпусу та основного корпусу.

У цих зонах зафіксовано дев'ять радіометричних аномалій, які представлені рудним пилом, залишками порід та сміттям, перемішаним із рудним пилом і породами.

Видобуток уранових руд відбувається переважно на двох виробничих майданчиках. Це Інгульська і Смолінська копальні, на яких відпрацьовуються руди в скельних породах підземним способом на глибинах від 300–500 м. Викиди РР на Інгульській та Смолінській шахтах за 1998 р. наведено в **табл. 15.2**.

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

Таблиця 15.2. Сумарний викид РР на Інгульській та Смолінській шахтах

Речовина	Викид	
	Інгульська шахта	Смолінська шахта
Пил рудний, т/рік	2,426	4,069
Уран природний, Бк/рік	$1,59 \times 10^8$	$6,67 \times 10^7$
Радій-226, Бк/рік	$1,36 \times 10^9$	$3,7 \times 10^7$
Радон-222, Бк/рік	$2,84 \times 10^{13}$	$2,14 \times 10^{13}$
Дочірні продукти розпаду радону, ПМєВ/рік	114,29	135,65
Сумарна α -активність, Бк/рік	$5,03 \times 10^8$	$2,22 \times 10^8$

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Дані про забруднення атмосферного повітря та поверхневих вод у районі розташування уранових шахт наведено у **табл. 15.3 – 15.5**.

Таблиця 15.3. Забруднення атмосферного повітря в районі розташування Інгульської шахти

Контрольований параметр	Місце контролю		
	100 м	700 м	Зона спостереження
Уран природний, мг/м ³	$3,0 \times 10^{-5}$		$0,1 \times 10^{-5}$ - $9,0 \times 10^{-5}$
Радій-226, Бк/ м ³	$6,7 \times 10^{14}$		$1,63 \times 10^{-4}$ - $2,85 \times 10^{-3}$
Радон-222, Бк/ м ³	55	110	15 - 133
Сумарна α -активність, Бк/м ³	$3,7 \times 10^{-3}$		$3,7 \times 10^{-4}$ - $1,11 \times 10^{-2}$

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

При підземній розробці родовищ на кожну тонну видобутої руди припадає від 0,2 до 0,6 тонн порожньої породи та позабалансових руд. Починаючи з 1950-х років ХХ століття, у містах Жовті Води та Кривий Ріг здійснювався промисловий видобуток уранових руд. Видобуток у Кривому Розі було припинено у 1967 р., а у Жовтих Водах – у 1990 р. Переробка уранових руд з отриманням уранового концентрату (U₃O₈) здійснюється на гідрометалургійному заводі (ГМЗ) у м. Жовті Води. До 1991 р. переробка уранової руди також проводилася на Придніпровському хімічному заводі у місті Кам'янське.

Під час переробки уранових руд лише 15% від загальної радіоактивності випускається разом із урановим продуктом, тоді як решта радіоактивності переходить у відходи, які накопичуються у вигляді хвостів. Організоване зберігання хвостів є завершальною стадією технологічного процесу переробки руд.

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

Таблиця 15.4. Забруднення атмосферного повітря в районі розташування Смолінської шахти

Контрольований параметр	Місце контролю					
	Рудний склад		Відвал порід		Санітарно-захисна зона 100–500 м	Зона спостереження до 1000м
	На межі складу	100 м від складу	На межі складу	100 м від складу		
Сумарна α - активність рудного пилю, Бк/м ³	$7,4 \times 10^{-4}$	$2,22 \times 10^{-3}$	$2,59 \times 10^{-3}$	$7,4 \times 10^{-4}$	$(1,1-2,96) \times 10^{-3}$	$(0,56-7,4) \times 10^{-3}$
Уран природний, Бк/м ³	$2,59 \times 10^{-5}$	$5,2 \times 10^{-6}$	$2,59 \times 10^{-5}$	$2,59 \times 10^{-5}$	$(0,26-51,8) \times 10^{-6}$	$(0,26-2,59) \times 10^{-6}$
Радій-226, Бк/м ³	$3,7 \times 10^{-4}$	$1,48 \times 10^{-4}$	$2,22 \times 10^{-4}$	$2,96 \times 10^{-4}$	$(2,22-2,56) \times 10^{-4}$	$(1,48-3,77) \times 10^{-4}$
Радон, Бк/м ³	$1,06 \times 10^2$	44,4	41,1	35,9	8,5–25,2	8,5–26,6
ПЕД, мкр/год	150	25	25	27	31	21

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Таблиця 15.5. Забруднення поверхневих вод у районі розташування Інгульської та Смолінської шахт

Контрольований параметр, Бк/л	Забруднення вод р. Інгул (Інгульська шахта)			Забруднення вод р. Курникове (Смолінська шахта)		
	У місці скиду шахтних вод	500 м вище скиду	500 м нижче скиду	У місці скиду шахтних вод	500 м вище скиду	500 м нижче скиду
Уран природний,	0,42	0,088	0,118	0,78	0,07	0,49
Радій-226	1,07	0,173	0,588	0,536	0,12	0,246
Горій-230л	0,12	0,02	0,057	0,263	0,004	0,1
Полоній-210	0,085	0,05	0,168	0,21	0,03	0,104
Сумарна α - активність	12,6	1,22	1,76	7,76	4,81	5,29

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

У державній програмі «Уран України» (до 2007 р., а також у її оновленій версії, розрахованій до 2030 р.) передбачено видобуток уранової руди методом підземного вилуговування через свердловини. Цей метод полягає у вибіркового розчиненні урановмісних компонентів руди хімічними реагентами безпосередньо в місці їх залягання, що дозволяє отримати урановмісні розчини, з яких надалі виділяються сполуки урану.

На Сафонівському родовищі, розташованому в Миколаївській обл., планується промисловий видобуток уранової сировини з використанням технології підземного свердловинного вилуговування. Детальна розвідка родовища була проведена у період з 1983 по 1985 рр., під час якої було підраховано запаси руди.

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

Встановлено, що уранові рудні скупчення пов'язані з вуглистими осадовими відкладами палеогенового періоду та формують три поклади: Центральний, Західний і Східний.

У період з липня 1982 р. по грудень 1985 р. на родовищі були проведені дослідницькі роботи з підземного вилуговування на рудному тілі. Сафонівське родовище є найбільш підготовленим та перспективним для промислового видобутку уранової руди. Аналогічна технологія вже застосовувалася на Девладівському (Дніпропетровська обл.) та Братському (Миколаївська обл.) родовищах. Видобуток здійснювався методом підземного вилуговування на глибинах до 100 м. Процес вилуговування включав закачування технологічного розчину, що складався з сірчаної та азотної кислот (у концентраціях від 10 до 50 г/л та 2 г/л відповідно), у свердловини з подальшим відкачуванням продуктивного розчину через систему відкачувальних свердловин. Технологічні та залишкові розчини стали основними джерелами забруднення навколишнього природного середовища.

15.2. РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ В М. ЖОВТІ ВОДИ

Усі роботи, пов'язані з видобутком та переробкою уранових руд, здійснюються Східним гірничо-збагачувальним комбінатом (СхідГЗК).

До основних джерел радіоактивного забруднення в районі м. Жовті Води належать: гідрометалургійний завод (ГМЗ), хвостосховище-кар'єр бурих залізняків (КБЗ), хвостосховище «Щ», а також відвали шахт «Ольховська» та «Нова».

На території Жовтоводського промислового майданчика основним джерелами забруднення навколишнього природного середовища є: пилогазові викиди вентиляційних систем, радіоактивні хвости, що утворюються в процесі роботи ГМЗ, пилові викиди з відвалів радіоактивних порід, виділення радону з хвостів та відвалів, а також вода, яка відкачується з шахти «Нова» і містить підвищені концентрації природних радіонуклідів.

Хвостосховище КБЗ.

Хвостосховище КБЗ ГМЗ розташоване на північній околиці міста Жовті Води, на вододіловому плато р. Жовта та Зелена. Воно створене на базі відпрацьованого кар'єру бурих залізняків (КБЗ), який складається з двох частин: малої чаші глибиною 10–15 м та великої чаші глибиною 60–65 м. Кар'єр використовувався для складування відходів без спеціальних протифільтраційних заходів. Хвостовий матеріал, який є відходами переробки уранових руд, планомірно складували методом гідроналиву з 1964 по 1995 рр. Наразі більша частина

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

поверхні хвостосховища вкрита ізолюючим шаром ґрунту для запобігання пило-вим викидам, а на решті території створено ставок, який використовується як резервна ємність.

Хвостовий матеріал має радіоактивні властивості. Загальна активність відходів становить близько 27 000 Кі (кількість відходів – 19,3 млн т). Площа хвостосховища – 55,6 га, обсяг твердих відходів – 12,4 млн м³. Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання в межах санітарно-захисної зони коливається від 17 до 60 мкР/год, у чаші водосховища – від 120 до 200 мкР/год, а на випускних конусах досягає 460 мкР/год.

Хвостосховище «Щ»

Це хвостосховище ГМЗ розташоване за 1,5 км на південь від міста Жовті Води в межах балки «Щ» (Щербаківська). Воно складається з двох секцій – «старої» та «нової». Обидві секції заповнені відходами гідрометалургійного заводу.

– «Стара» секція має довжину 1,6 км, ширину біля греблі – 0,6 км, площу – 98,4 га та корисний об'єм близько 5,47 млн м³. Її експлуатація розпочалася у 1959 році, а з 1980 р. вона використовується як резервна.

– «Нова» секція розташована в нижній частині балки. Її загальна площа становить 256 га, а корисний об'єм – 25,84 млн м³. Експлуатація цієї секції розпочалася у 1979 р.

Загальна кількість відходів у хвостосховищі «Щ» становить 37 млн тонн (обсягом 22,1 млн м³) із загальною активністю близько 48 400 Кі. Пилові пляжі хвостосховища є джерелом радіоактивного забруднення повітря в південній частині міста, особливо в літній період. Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання в межах санітарно-захисної зони коливається від 22 до 40 мкР/год.

Район шахт «Ольхівська» та «Нова».

Ця ділянка утворена відвалами уранової шахти «Ольхівська» та провалом, який виник на місці шахти «Нова» після обвалів гірничих виробок. Вона розташована на північно-східній околиці міста. Поблизу шахти «Ольхівська» було розібрано терикон, а його відходи переміщено до кар'єрного виробітку на земельному відводі рудника, який наразі рекультивований. Залишки відвалів шахти «Ольхівська» та провал шахти «Нова» розташовані поруч, що дозволяє розглядати цю ділянку як єдине джерело забруднення. Її площа становить приблизно 100 га.

Залишки радіоактивної породи та порушені гірничі виробки призводять до інтенсивного виділення радону з цієї ділянки. Скидання шахтних вод, які відкачуються з шахти «Нова», спричиняє забруднення поверхневих вод (р. Жовта –

ліва притока р. Інгулець). Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання в межах цієї ділянки коливається від 16 до 150 мкР/год.

Потужність дози γ -випромінювання. Оцінювання радіаційного фону на території м. Жовті Води проводилося в листопаді 2004 р. поблизу потенційних джерел викидів, а також рівномірно по всій території міста. Дослідження ґрунтувалися на численних вимірюваннях радіаційних параметрів, виконаних співробітниками СхідГЗК, УкрНДПпром-технології, Міськ-СЕС та інших спеціалізованих організацій, що забезпечує репрезентативність отриманих даних.

Аналіз отриманих результатів дозволив відтворити просторовий розподіл радіаційного фону на території міста та його околиць. На карті (рис.

15.1) зображено м. Жовті Води з прилеглими територіями, серед яких виділяються об'єкти підвищеної радіаційної небезпеки, зокрема хвостосховище в балці «Щ», розташоване поблизу с. Мар'янівка. Ідентифіковано три зони з відносно високими рівнями потужності дози гамма-випромінювання: район хвостосховища КБЗ (північно-західна частина міста), район відвалів шахти «Ольхівська» та прилеглої шахти «Нова» з провалом (північно-східна межа міста) і район балки «Щ» (південно-західна частина).

На рис. 15.1 район хвостосховища КБЗ окреслено чотирма ізолініями з рівнями потужності дози гамма-випромінювання 0,15, 0,30, 0,45 та 0,60 мкЗв/год, причому максимальне значення у центральній частині хвостосховища сягає 0,8

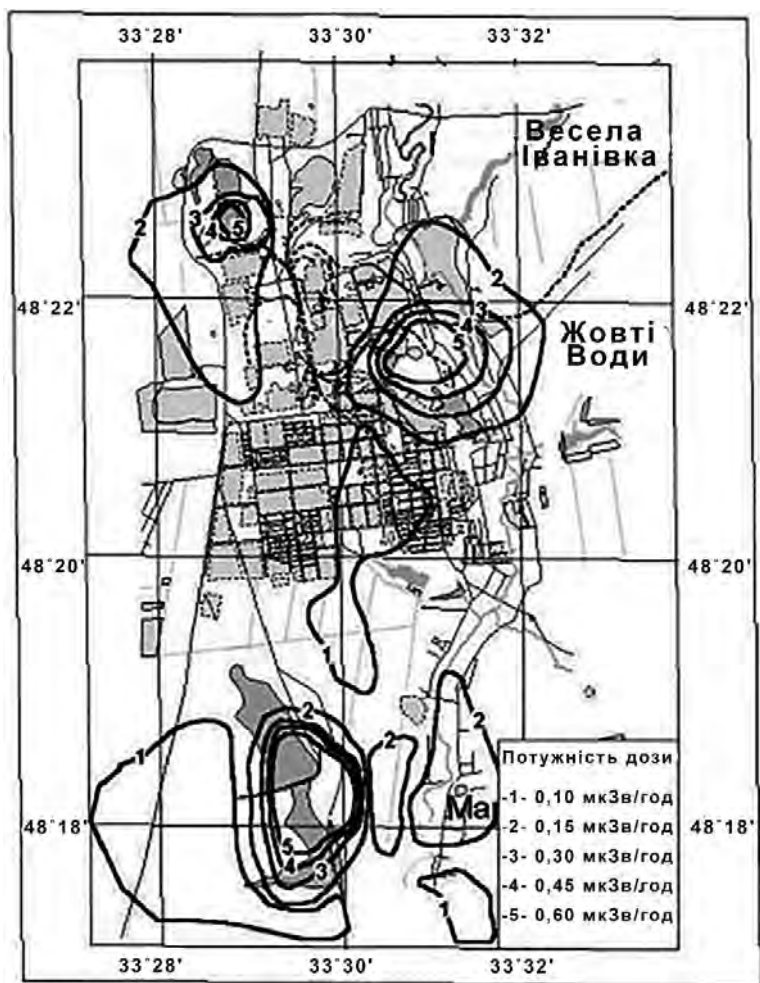


Рис. 15.1. Просторовий розподіл потужності дози гамма-випромінювання на території м. Жовті Води та його околиць

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

мкЗв/год. Спостерігається асиметрія ізолінії 0,15 мкЗв/год, що пояснюється впливом гідрометалургійного заводу, розташованого на південь від хвостосховища. У межах КБЗ рівні потужності дози варіюються від 0,3 до 4,6 мкЗв/год.

Район відвалів шахти «Ольхівська» та шахти «Нова» також характеризується підвищеним рівнем гамма-випромінювання, що відображено ізолініями з рівнями 0,15, 0,30, 0,45 та 0,60 мкЗв/год. Максимальне зареєстроване значення у цьому районі становить 0,78 мкЗв/год, тоді як у межах відвалів шахти «Ольхівська» та прилеглої території шахти «Нова» рівні потужності дози варіюються в межах 0,14–1,5 мкЗв/год.

Третя зона – район балки «Щ» – виділяється ізолініями потужності дози 0,15, 0,30, 0,45 та 0,60 мкЗв/год, а максимальне значення, зафіксоване в ході контрольних вимірювань, досягає 1,45 мкЗв/год. Найвищий рівень зареєстрований у нижній частині хвостосховища поблизу виходу пульпопроводу. У санітарно-захисній зоні балки «Щ» рівні потужності дози варіюються в межах 0,28–4,5 мкЗв/год.

На більшій частині селітебної території м. Жовті Води (за винятком околиць шахт «Ольхівська» та «Нова») потужність дози гамма-випромінювання є відносно низькою і не перевищує 0,1–0,15 мкЗв/год. У межах с. Мар'янівка рівень випромінювання дещо вищий (понад 0,15 мкЗв/год). Вимірювання, проведені у цьому населеному пункті, є важливими для оцінки впливу гамма-випромінювання хвостосховища балки «Щ» на населення, оскільки саме тут проживає критична група населення, що може зазнавати дозових навантажень, здатних обмежити подальше збільшення обсягів радіоактивних відходів у балці «Щ».

На території селітебної зони р. Жовті Води рівні потужності дози гамма-випромінювання знаходяться в межах 0,10–0,23 мкЗв/год, за винятком зон безпосередньої близькості до шахт «Ольхівська» та «Нова», де рівень може досягати 0,3 мкЗв/год.

Невеликі перевищення знаходяться у межах варіації природного фону і становлять мінімальну радіаційну небезпеку для населення. У зазначених вище районах з рівнем потужності вище фоновий працюють професіонали, яким дозволена робота навіть за більших рівнів потужності дози. У цих районах запроваджено обмеження на перебування населення.

Об'ємна активність ^{222}Rn . Об'ємна активність радону в атмосферному повітрі визначається інтенсивністю його ексхаляції з ґрунтового покриву, радіоактивних відвалів і хвостосховищ, а також залежить від метеорологічних факторів, зокрема температури, швидкості вітру, атмосферного тиску тощо. Контрольні вимірювання концентрації ^{222}Rn проводилися у період з 8 по 11 листопада 2004

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

р., при цьому слід враховувати, що у літні місяці ці показники можуть бути значно вищими. Під час досліджень переважав східний вітер зі швидкістю від 2 до 10 м/с, відносна вологість становила 60–70%, температура повітря була близько 10°C, опади були відсутні. Місця вимірювань відповідали точкам, де раніше визначалася потужність дози гамма-випромінювання.

Отримані результати дозволили побудувати просторову карту розподілу концентрацій радону в повітрі на території м. Жовті Води та його околицях (**рис. 15.2**). Подібно до карти γ -фону (**рис. 15.1**), тут також виділяються три зони з підвищеною об'ємною активністю радону: хвостосховище КБЗ (північний захід міста), відвали шахти «Ольхівська» та прилегла шахта «Нова» (північно-східна межа міста) та хвостосховище в балці «Щ» (південний захід міста).

У районі хвостосховища КБЗ зафіксовано максимальне значення об'ємної активності радону 475 Бк/м³. Ця ділянка чітко окреслена ізолініями концентрацій 40, 60, 100 та 200 Бк/м³, що вказує на значне виділення радону з радіївмісних відходів. Другий район, що охоплює відвали шахти «Ольхівська» та шахту «Нова», характеризується аналогічним розподілом концентрацій радону. На відвалах шахти «Ольхівська» максимальне значення становить 217 Бк/м³, тоді як у межах шахти «Нова» концентрація сягає 364 Бк/м³. Це пояснюється наявністю уранових руд з підвищеним вмістом радію-226, розпад якого є основним джерелом радону.

У районі балки «Щ» також зафіксовані високі концентрації радону, що пояснюється значним вмістом ²²⁶Ra у хвостах збагачення, які складаються в цьому місці після вилучення урану. Радіонуклідний склад цих відходів зумовлює підвищену ексхаляцію радону, що підтверджується виміряними значеннями.

На основній частині селітебної території м. Жовті Води (за винятком зон, прилеглих до шахт «Ольхівська» та «Нова») об'ємна активність радону знаходиться в діапазоні 20-40 Бк/м³ або нижче. Для порівняння, середньорічне значення об'ємної активності радону в атмосфері над сушею Землі становить приблизно 10 Бк/м³. Визначення фоновієї концентрації радону в регіоні проводилося на відстані 4,7 км на північ від міста, де отримане значення 21 Бк/м³. Цей показник можна вважати типовим для територій, що не піддаються впливу уранових відвалів. У межах міста середня об'ємна активність радону складає приблизно 30 Бк/м³.

За результатами проведених досліджень встановлено, що середня концентрація радону в атмосферному повітрі м. Жовті Води перевищує середньосвітове значення приблизно у три рази. Наявність трьох основних джерел радону на межі міста сприяє його перенесенню повітряними масами, що підвищує загальний рівень забруднення. Об'ємна активність радону в межах міста приблизно на 50% вища за фонову за його межами, що підтверджує значний вплив хвостосховищ і шахтних відвалів на атмосферне повітря. Найбільш виражене підвищення концентрацій радону спостерігається в безпосередній близькості до шахт «Ольхівська» та «Нова», що потребує подальшого моніторингу та оцінки впливу на здоров'я населення.

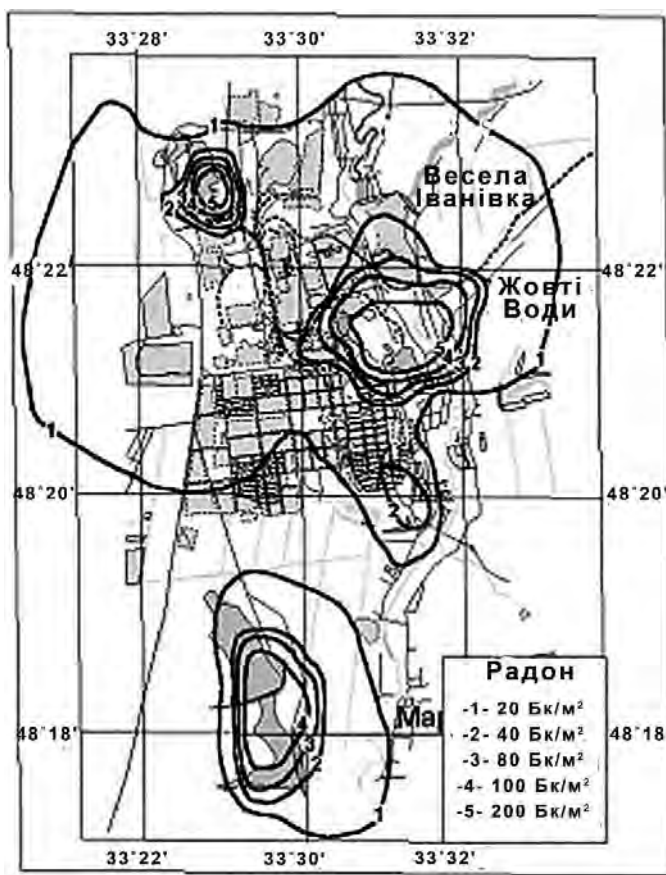


Рис. 15.2. Просторовий розподіл об'ємних активностей радону на території м. Жовті Води та його околиць

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Виділення радону з джерел. Оцінка ексхаляції радону з хвостосховищ КБЗ та «Щ», а також із районів шахт «Ольхівська» та «Нова» свідчить про значний внесок цих об'єктів у формування техногенного радіаційного фону в м. Жовті Води. Внаслідок процесів дифузії та перенесення радону повітряними потоками спостерігається підвищення рівня радіаційного опромінення населення.

Аналіз середньосвітових даних показує, що для ґрунтів із питомою активністю ^{226}Ra на рівні 25 Бк/кг характерна швидкість ексхаляції радону 16 мБк/(м²·с). Виходячи з припущення про пропорційну залежність ексхаляції від питомої активності радію, можна оцінити викиди радону з хвостосховища КБЗ, де середня питома активність ^{226}Ra становить 8,6 кБк/кг. Розрахунки показують, що загальна величина ексхаляції радону для цього хвостосховища досягає $9,7 \times 10^{13}$ Бк/рік.

Отримане значення дещо перевищує оцінку, отриману за експериментальними вимірюваннями, що може бути пов'язано з наявністю затоплених ділянок на поверхні хвостосховища. Наявність водного покриву значно знижує швидкість ексхаляції радону, що слід враховувати під час оцінки його загального виходу в атмосферу.

15.3. РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ В М. КАМ'ЯНСЬКЕ ТА РАЙОНІ РОЗТАШУВАННЯ ПРИДНІПРОВСЬКОГО ХІМІЧНОГО ЗАВОДУ

Місто Кам'янське належить до найбільш екологічно несприятливих промислових центрів України, де особливо гостро стоїть проблема радіоактивного забруднення довкілля. Основним джерелом такого забруднення стала переробка уранових руд на виробничому об'єднанні «Придніпровський хімічний завод» у період з 1949 до 1991 р. Додатковий вплив на радіаційну ситуацію спричиняють металургійні, коксохімічні підприємства та теплові електростанції.

Розподіл потужності еквівалентної дози та об'ємної активності ^{222}Rn на території Кам'янського представлено на **рис. 15.3** та **15.4**. Усі виміряні значення еквівалентної дози залишаються в межах природного радіаційного фону. На **рис. 15.4** кольоровими лініями позначені рівні об'ємної активності радону: 15, 20, 25, 30 та 35 Бк/м³.

На більшій частині території міста об'ємна активність радону знаходиться в межах 10-30 Бк/м³, із середнім значенням 21 Бк/м³. Виразно виділяється район колишнього ПЗ ПХЗ, де підвищені рівні радону обумовлені його ексхаляцією з радіоактивних хвостосховищ. Окрім цього, на потужність дози та концентрацію ^{222}Rn впливають й інші промислові підприємства, зокрема коксохімічні комбінати.

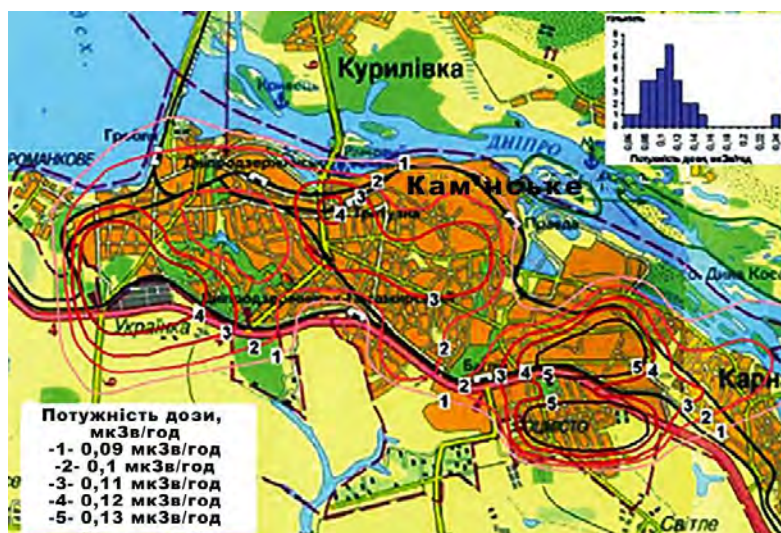


Рис. 15.3. Розподіл потужності експозиційної дози на території м. Кам'янське

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

Вміст ^{234}U та ^{238}U в атмосферному повітрі Кам'янського досягає 360 та 340 мкБк/м³ відповідно, що суттєво перевищує фонові рівні. Концентрації продуктів розпаду ^{238}U – ^{226}Ra , ^{210}Po та ^{210}Pb – становлять 430, 250 та 920 мкБк/м³, що також значно перевищує звичайні фонові показники. Враховуючи середній рівень урану в ґрунтах міста (44,0 Бк/кг) та запиленість повітря (430 мкг/м³), такі високі концентрації урану та його дочірніх продуктів не можуть бути пояснені лише вітровим підняттям пилу з ґрунту. Ймовірними додатковими джерелами забруднення, окрім радіоактивних хвостосховищ колишнього ПЗ ПХЗ, є також інші промислові підприємства міста.

Питома активність ^{238}U та продуктів його розпаду ^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Po та ^{210}Pb у воді р. Дніпро дорівнює 8, 5, 7, <2 і <10 Бк/м³ відповідно, що згідно з НРБУ-97 нижче допустимих концентрацій для населення.

Придніпровський хімічний завод здійснював переробку доменного шлаку, уранових концентратів та уранової руди. На території підпри-

приємства та за його межами було створено сім хвостосховищ: «Західне», «Центральний Яр», «Південно-східне», «Дніпровське», «Сухачівське» (перша та друга секції) і «Лантанова фракція». Крім того, функціонували два сховища відходів уранового виробництва – «Дом'яна піч № 6 (ДП-6)» і «База С», а також цех із отримання окису-закису урану з азотнокислих розчинів (будова № 103). Схематичне розташування хвостосховищ та сховищ відходів уранового виробництва представлено на **рис. 15.5**.

У хвостосховищах накопичено близько 42 млн т відходів переробки уранових руд із загальною активністю $2,7 \times 10^{15}$ Бк, при середній питомій активності 6,4 кБк/кг. У сховищах відходів уранового виробництва «ДП-6» та «База С» зберігається приблизно 0,2 млн т відходів із загальною активністю $4,4 \times 10^{14}$ Бк і середньою питомою активністю 2,2 МБк/кг.

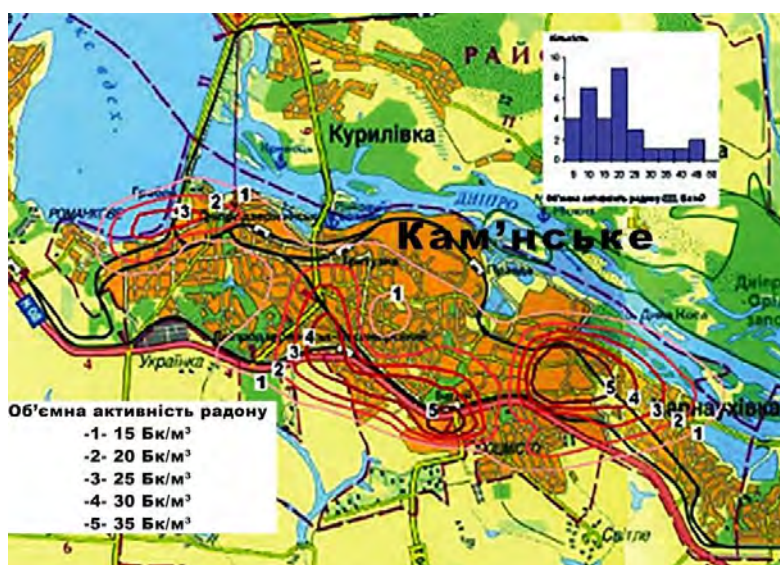


Рис. 15.4. Розподіл об'ємної активності радону на території м. Кам'янське

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

Загальна площа хвостосховищ становить 2,43 млн м², а сховищ відходів уранового виробництва – 0,25 млн м². Потужність експозиційної дози в цих зонах коливається в межах від 10 до 35 000 мкР/год.

Відходи-хвости складавалися в прилеглих до ПХЗ глиняних кар'єрах та ярах, які не були спеціально підготовлені для розміщення радіоактивних матеріалів.

Щорічні викиди з хвостосховищ у довкілля становлять $2,13 \times 10^{13}$ Бк радону та 23,9 т радіоактивного пилу із середньою питомою активністю 3,7 кБк/кг. Із сховищ відходів уранового виробництва надходить $2,3 \times 10^{13}$ Бк радону та 8,9 т радіоактивного пилу, при середній питомій активності 2,9 кБк/кг.

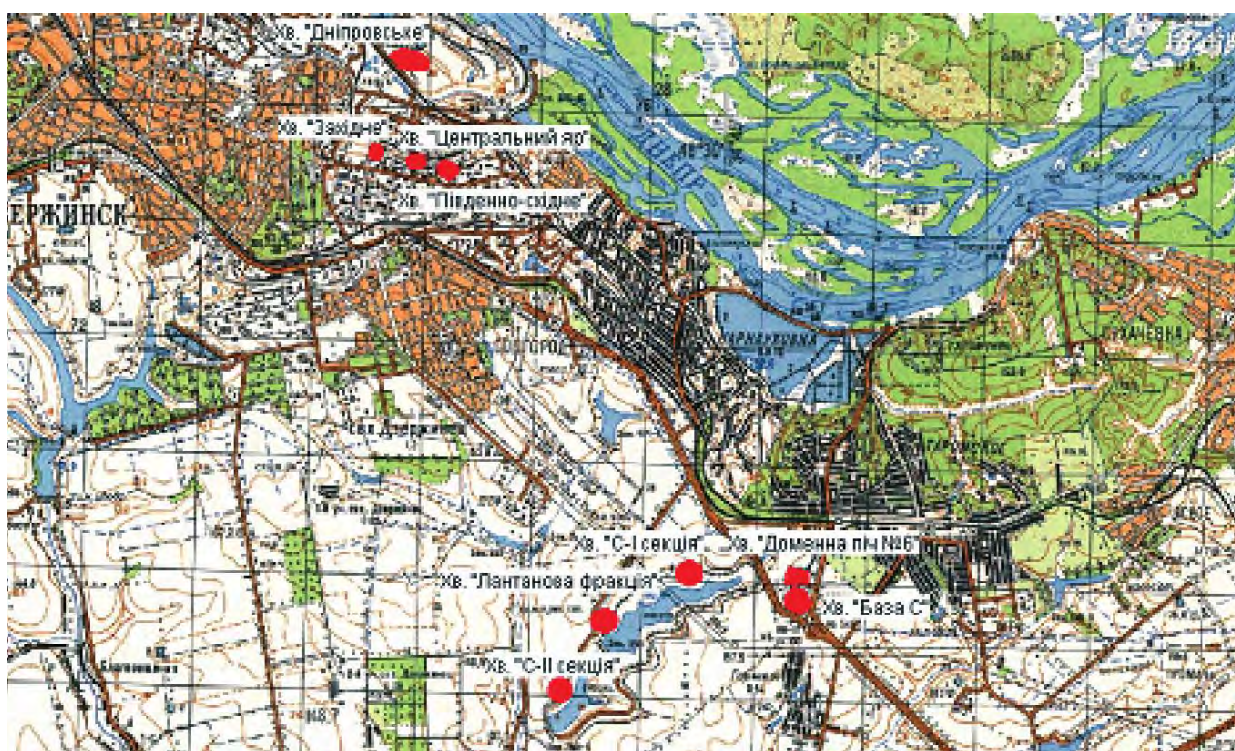


Рис. 15.5. Схема розташування хвостосховищ та сховищ відходів уранового виробництва ПХЗ

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Річний винос природних радіонуклідів із водами річки Коноплянка в Дніпро становить: ^{238}U – $5,5 \times 10^{10}$ Бк, ^{226}Ra – $1,9 \times 10^{10}$ Бк, ^{210}Pb – $4,4 \times 10^{10}$ Бк, ^{210}Po – $8,8 \times 10^9$ Бк, ^{230}Th – $5,5 \times 10^9$ Бк. Через підземні води в Дніпро щорічно потрапляє: ^{238}U – $1,6 \times 10^8$ Бк, ^{226}Ra – $2,5 \times 10^7$ Бк, ^{210}Pb – $1,5 \times 10^6$ Бк, ^{210}Po – 1×10^7 Бк, ^{230}Th – $2,5 \times 10^7$ Бк.

Хвостосховище «Західне». Експлуатувалося в 1949-1954 рр. і займає площу 40 тис. м². Розташоване у глиняному кар'єрі, оточеному насипними ґрунтовими дамбами. У сховищі накопичено 0,77 млн т твердих радіоактивних

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

відходів із загальною активністю $1,8 \times 10^{14}$ Бк. У 2000 році в межах першочергових протиаварійних заходів сховище було перекрите суглинком, щебенем і родючим шаром ґрунту. Було зведено підпірну стінку, водозбірні лотки, а також пробурено та обладнано чотири спостережні свердловини для моніторингу підземних вод.

Згідно з дослідженнями 2001 р., на поверхні сховища зафіксовано переважні значення потужності експозиційної дози (ПЕД) γ -випромінювання до 30 мкР/год. Щільність потоку радону з поверхні сховища становить 0,003–0,042 Бк/(м²·с), а з його схилів – близько 3,1 Бк/(м²·с).

У межах пласта радіоактивних відходів потужність експозиційної дози гамма-випромінювання варіюється від 100 до 10 000 мкР/год. Ділянки з ПЕД понад 10 000 мкР/год зустрічаються у вигляді прошарків потужністю до 1,2 м. Переважні значення ПЕД гамма-випромінювання становлять 900–2 400 мкР/год.

Сумарна α -активність радіоактивних відходів змінюється від 44 400 до 169 830 Бк/кг, а сумарна β -активність – від 3 293 до 49 580 Бк/кг.

Техногенна вода у сховищі містить: ²³⁴U – до 204,1 Бк/л, ²²⁶Ra – 0,23–3,66 Бк/л, ²³⁰Th – 0,11–0,84 Бк/л, ²¹⁰Pb – 0,81–18,7 Бк/л, ²¹⁰Po – 0,14–1,01 Бк/л. Сумарна α -активність води становить 3,07–116,55 Бк/л, а β -активність – 1,85–82,51 Бк/л.

Хвостосховище є джерелом забруднення підстилаючих ґрунтів, підземних вод та атмосферного повітря радоном і продуктами його розпаду. Товщина зони забруднення підстилаючих лісових ґрунтів сягає 5,2 м, при цьому переважні значення ПЕД γ -випромінювання становлять 70–130 мкР/год. Коефіцієнт сумарного радіонуклідного забруднення підземних вод у межах хвостосховища варіюється від 1,88 до 2,24. Щорічне надходження радону в атмосферу становить $7,53 \times 10^{11}$ Бк.

Хвостосховище «Центральний Яр». Хвостосховище експлуатувалося в 1950–1954 роках і розташоване в яру, перегородженому греблею. Його площа становить 24 тис. м². У сховищі накопичено 0,22 млн т радіоактивних відходів загальним об'ємом 0,13 млн м³, а сумарна активність становить $1,04 \times 10^{14}$ Бк. Поверхня радіоактивних відходів перекрита шаром насипних ґрунтів, окультурена та частково забудована.

Згідно з дослідженнями 2001 р., потужність експозиційної дози (ПЕД) γ -випромінювання на поверхні хвостосховища варіюється від 24 до 50 мкР/год. Щільність потоку радону з поверхні змінюється від 0,24 до 2,57 Бк/(м²·с), що перевищує фонові значення (1 Бк/(м²·с)). Середня концентрація радону в атмосферному повітрі над хвостосховищем становить 33–108 Бк/м³. Щорічне надходження радону в атмосферу оцінюється в $6,1 \times 10^{14}$ Бк.

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

Центральна частина хвостосховища та територія на південь від нього характеризуються потужністю еквівалентної дози гамма-випромінювання до 0,3 мкЗв/год, при цьому ПЕД γ -випромінювання залишається в межах 24-50 мкР/год. На північ від центру поверхня хвостосховища забруднена радіонуклідами, а потужність еквівалентної дози сягає 1,2 мкЗв/год.

У межах пласта радіоактивних відходів ПЕД γ -випромінювання змінюється від 115 до 10 000 мкР/год. Переважні значення коливаються в межах 2 000-7 000 мкР/год. Виявлені ділянки з ПЕД понад 10 000 мкР/год зустрічаються у вигляді прошарків потужністю до 4,5 м.

Унаслідок вилуговування радіонуклідів відбулося забруднення підстиляючих ґрунтів на глибину до 10,6 м. Переважаючі значення ПЕД гамма-випромінювання в цьому шарі сягають 290 мкР/год. Концентрації радіонуклідів у підземних водах у межах хвостосховища не перевищують допустимих норм, встановлених НРБУ-97.

Хвостосховище «Південно-Східне». Хвостосховище розташоване в природному яру і з 1956 по 1990 рр. використовувалося для складування промислових відходів, серед яких були деревина, щебінь уранових руд, металобрухт, будівельне сміття. Загалом у хвостосховищі накопичено 0,33 тис. т відходів із сумарною активністю $6,7 \times 10^{13}$ Бк. Об'єм відходів становить 195 тис. м³, а площа – 36 тис. м². Поверхня частково засипана будівельним та промисловим сміттям, проте рекультивація не проводилася. Скидання зливових вод здійснюється неорганізовано. Під товщею накопичених відходів проходить зливовий колектор №5 ДП «Аммофос».

Щільність потоку радону з поверхні хвостосховища коливається від 0,114 до 0,958 Бк/(м²·с), на північному заході досягаючи 2,96 Бк/(м²·с). Річне надходження радону в атмосферу оцінюється в $9,4 \times 10^{11}$ Бк. Територія на схід від хвостосховища, площею 22 тис. м², характеризується значеннями щільності потоку радону в межах 0,16-0,46 Бк/(м²·с).

Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання у межах пласта відходів змінюється від 100 до 6 000 мкР/год, при цьому переважуючі значення становлять 200-800 мкР/год. Лесові ґрунти, що підстиляють хвостосховище, мають фрагментарне забруднення, а їхня ПЕД γ -випромінювання варіюється в межах 30-209 мкР/год.

Пласт радіоактивних відходів характеризується значними коливаннями питомої активності радіонуклідів. Це зумовлено неоднорідністю літологічної будови та впливом атмосферних опадів, які визначають адсорбційну здатність відходів, інтенсивність вилуговування та швидкість міграції радіонуклідів.

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

За результатами досліджень, у пласті радіоактивних відходів зафіксована сумарна α -активність до 59 200 Бк/кг, концентрація урану – до 45 535 Бк/кг, а вміст ^{222}Rn у ґрунтовому повітрі – до 242 Бк/л. Відходи, представлені лесовими суглинками з вкрапленнями будівельного та промислового сміття, мають нижчі концентрації радіонуклідів.

Коефіцієнт сумарного радіонуклідного забруднення підземних вод у межах хвостосховища змінюється від 0,10 до 1,2.

Хвостосховище «Дніпровське». Хвостосховище, розташоване у заплаві річки Дніпро, використовувалося для складування радіоактивних відходів у період з 1954 по 1968 рр. Воно належить до рівнинно-наливного типу, а його греблі зведені з суглинисто-супіщаних ґрунтів та відходів коксохімічного заводу, без протифільтраційних елементів у конструкції. Загальний обсяг заскладованих відходів становить 12,0 млн т (5,84 млн м³) із площею 730 тис. м² та загальною активністю близько $1,4 \times 10^{15}$ Бк. У 1976-1980 роках сховище було перекрите шаром фосфогіпсу товщиною від 0,5 до 13,5 м. Із північного та східного боків до нього прилягають відвали коксохімічного та металургійного виробництв, що створює ризик витіснення радіоактивних відходів.

Радіонуклідний склад відходів обумовлений ураном та продуктами його розпаду, що містилися у вихідній сировині. Порушення природної радіоактивної рівноваги під час переробки матеріалів та відмінності у міграційних характеристиках радіонуклідів призвели до значних змін у співвідношеннях їхньої питомої активності.

Дослідження, проведені у 2001 р., показали, що на більшій частині поверхні хвостосховища радіаційний фон не перевищує природні значення для цього регіону. Однак у північно-західній частині зафіксовано ділянки з потужністю експозиційної дози γ -випромінювання від 50 до 450 мкР/год і щільністю потоку радону в межах 1,3-2,58 Бк/(м²·с). Річне надходження радону в атмосферу оцінюється в $3,44 \times 10^{11}$ Бк. Еквівалентна рівноважна об'ємна активність дочірніх продуктів розпаду радону (ЕРОА) у приземному шарі повітря хвостосховища варіюється від 0,21 до 2,48 Бк/м³.

Потужність зони радіоактивного забруднення алювіальних ґрунтів під пластом відходів змінюється від 1,1 до 5,7 м, а потужність експозиційної дози γ -випромінювання тут може досягати 10 000 мкР/год. На цей час ареал хімічного та радіонуклідного забруднення обмежений заплавою та руслом р. Коноплянка і кар'єром «Тритузний» на півдні та південному заході, а також р. Дніпро на півночі та північному сході.

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

Сумарна α -активність радіоактивних відходів коливається в межах 23 051 – 604 950 Бк/кг, сумарна β -активність – 9 250 – 201 650 Бк/кг. Аналіз техногенних вод, проведений у 2000-2001 роках, засвідчив, що об'ємна активність урану варіюється від 0,49 до 253 Бк/л, ^{226}Ra – від 0,05 до 2,24 Бк/л, ^{230}Th – від 0,04 до 2,23 Бк/л, ^{210}Pb – від 0,32 до 10,8 Бк/л, а ^{210}Po – до 2,41 Бк/л.

Хвостосховище «Сухачівське». Хвостосховище експлуатується з 1968 р., розташоване в Дніпропетровському районі та складається з двох секцій, розташованих послідовно одна за одною.

Перша секція використовувалася в період з 1968 по 1983 р., займає площу 907 тис. м² і заповнена до проєктних показників. У ній знаходиться 19 млн т відходів-хвостів загальною активністю $7,1 \times 10^{14}$ Бк, що становить обсяг 8,6 млн м³. Хвостосховище не законсервовано. Згідно з дослідженнями, проведеними у 2001 році, потужність експозиційної дози гамма-випромінювання на поверхні варіюється від 100 до 1 800 мкР/год, а щільність потоку радону з поверхні знаходиться в межах 0,03-1,475 Бк/(м²·с). Вміст ^{222}Rn у радіоактивних відходах на глибині 0,6 м становить від $0,17 \pm 0,03$ до $1,73 \pm 0,25$ МБк/м³. Щорічне надходження радіоактивного пилу в атмосферне повітря з поверхні хвостосховища оцінюється у 23,9 т, з питомою активністю близько 37 000 Бк/кг, а радону – $1,86 \times 10^{13}$ Бк/год.

Потужність еквівалентної дози γ -випромінювання на висоті 1 м над поверхнею секції змінюється від 0,31 до 4,08 мкЗв/год у нижній частині та від 0,59 до 4,44 мкЗв/год у верхній, із середнім значенням $1,91 \pm 0,55$ мкЗв/год. Поверхневий шар відходів має сумарну α -активність у межах 2,7-7,8 част./(см²·хв) та сумарну β -активність 13-260 част./(см²·хв). Радіонуклідний склад шламових вод характеризується вмістом урану до 37,7 Бк/л, ^{226}Ra – 0,05-1,4 Бк/л, ^{230}Th – 0,05-4,4 Бк/л, ^{210}Pb – 0,3-6,44 Бк/л, ^{210}Po – 0,07-1,62 Бк/л.

Друга секція експлуатується з 1983 р. та займає площу 700 тис. м². Її чаша та захисні греблі обладнані протифільтраційними елементами. Тут знаходиться 5,6 млн т відходів-хвостів загальною активністю $2,7 \times 10^{14}$ Бк, які формують нижню частину сховища. Поверхневий шар завтовшки 4-5 м складається з нерадіоактивних шламів і фосфогіпсу. Потужність гамма-випромінювання на поверхні низькоактивних відходів становить 12-23 мкР/год, щільність потоку γ -випромінювання – 14-20 част./(см²·хв), α -випромінювання – 0,2-0,7 част./(см²·хв), β -випромінювання – 2-9 част./(см²·хв).

Вміст ^{222}Rn у відходах на глибині 0,6 м варіюється від 802 ± 240 до $2\,260 \pm 670$ Бк/м³. Щільність потоку ^{222}Rn на поверхні відходів змінюється від 0,005 до 0,015 Бк/(м²·с), досягаючи 0,046 Бк/(м²·с) у північно-східній частині. Відходи мають сумарну α -активність 392-1 536 Бк/кг та сумарну β -активність 374-570 Бк/кг.

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

Радіонуклідний склад шламових вод характеризується вмістом урану до 2,09 Бк/л, ^{226}Ra – 0,04-0,07 Бк/л, ^{230}Th – 0,04-0,05 Бк/л, ^{210}Pb – 0,37-4,96 Бк/л, ^{210}Po – до 0,07 Бк/л.

Аналіз хімічного та радіонуклідного складу шламових вод свідчить про активні процеси вилуговування хімічних сполук і радіонуклідів із твердих радіоактивних відходів та їхню водну міграцію. Хвостосховище «Сухачівське» є джерелом забруднення підземних вод. Ареал забруднення простягається на 370-860 м від його контуру. У районі хвостосховища діє режимна мережа спостережень, що складається з 61 свердловини на першому водоносному горизонті та 23 свердловин на другому горизонті. З 1998 р. на хвостосховищі регулярно проводиться моніторинг стану дамб, підземних вод і балансу заповнення обох секцій.

Хвостосховище «Лантанова фракція». Хвостосховище експлуатувалося з 1965 р. по 1988 р. (площа 0,6 тис. м²), розташоване на території першої секції хвостосховища «Сухачевське». У ньому заскладовано до 6,6 тис. т відходів-хвостів загальною активністю 8,6-1011 Бк. Хвостосховище законсервовано.

Сховище «База С». Сховище функціонувало з 1960 по 1990 рр., займаючи площу 250 тис. м², і використовувалося для зберігання уранової сировини. Загальний обсяг сировини на зберіганні становить 0,15 млн тонн, з активністю $4,4 \times 10^{14}$ Бк та об'ємом 150 тис. м³. Сховище не законсервоване. Потужність експозиційної дози γ -випромінювання на поверхні коливається від 60 до 10 800 мкР/год, а щільність потоку радону варіюється від 1,2 до 21 Бк/(м²·с). У 2009 році частина уранової руди була вилучена зі сховища «База С» і перероблена на гідрометалургійному заводі СхідГЗК (Жовті Води).

Сховище «Дом'яна піч № 6» («ДП-6»). Сховище відходів уранового виробництва «ДП-6» (площа 2 тис. м²) було створено в 1982 році. У ньому зберігаються демонтовані конструкції домни № 6 Дніпровського металургійного комбінату та 0,04 млн тонн відходів уранового виробництва з активністю $1,3 \times 10^{12}$ Бк (об'єм 15 тис. м³). Потужність експозиційної дози γ -випромінювання на поверхні варіюється від 19 до 33 мкР/год, а щільність потоку радону коливається від 0,02 до 0,05 Бк/(м²·с).

Будівлі та споруди ПХЗ. Радіаційний стан будівель та споруд ПХЗ характеризується наступними показниками:

- підвищений вміст радону (понад 200 Бк/м³) в 38 будинках;
- підвищені рівні потужності експозиційної дози γ -випромінювання (100–10 000 мкР/год) у неdezактивованих цехах і вздовж траси пульпопроводу (понад 30 мкР/год).

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

Існує екологічна проблема радіоактивного забруднення південного виробничого майданчика колишнього «ПХЗ», де розташовані хвостосховища «Західне», «Центральний Яр», «Південно-східне», а також недезактивовані цехи і комунікації для транспортування радіоактивних матеріалів (довжина естакад – 8 км). Загальна площа забрудненої території з ПЕД понад 100 мкР/год становить близько 250 тис. м², обсяг радіоактивно забрудненого ґрунту – близько 150 тис. м³. Річне надходження радону в атмосферу з цієї території становить $2,3 \times 10^{12}$ Бк, а пилу, що містить радіонукліди, – 5,3 т. Будова № 103, яка використовувалася для отримання закису-окису урану, включала ділянки екстракції, реекстракції, фільтрації, прожарювання та затарювання продукції, а також склади реагентів. Після припинення переробки уранової сировини будівельні конструкції, обладнання та трубопроводи не були дезактивовані. Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання на поверхні будівель складає 300–8000 мкР/год, на основному технологічному обладнанні (екстрактори, фільтри, печі) – 1600–60 000 мкР/год, а на трубопроводах естакад – 100–19 000 мкР/год. Виробнича стічна вода уранового виробництва ПХЗ перероблялася комбінатом «ДніпроАзот» (м. Кам'янське) на рідкі добрива, що в результаті призвело до утворення відповідного хвостосховища в 1950-1960-х рр.

Вплив об'єктів ПХЗ на навколишнє природне середовище. На **рис. 15.6** зображено розташування основних об'єктів, санітарно-захисної зони (СЗЗ) колишнього ВО «ПХЗ», а також санітарно-захисних зон хвостосховищ «Сухачівське-І», «Сухачівське-ІІ» та «База С», які розміщені на південному сході поблизу меж міста. Навколо цих зон знаходяться зони спостереження (див. **рис. 15.6**). Умовно позначимо майданчик у м. Кам'янське як майданчик 1, а майданчик за межами міста – як майданчик 2. На майданчику 1 (див. **рис. 15.6**) розташовані хвостосховища «Дніпровське», «Західне», «Центральний Яр» та «Південно-Східне», а також усі основні виробництва колишнього ПЗ «ПХЗ». По його межі проведена крива СЗЗ. На майданчику 2 розміщені хвостосховища «Сухачівське-І», «Сухачівське-ІІ», «База С», у межах якої знаходиться сховище залишків розібраної доменної печі № 6 (див. **рис. 15.6**). Біля дамби, що розділяє хвостосховища «Сухачівське-І» та «Сухачівське-ІІ», на березі розташована невелика ємність з радіоактивною лантановою фракцією (сховище «Лантанова фракція»).

Об'ємна активність радону в атмосферному повітрі. Об'ємна активність радону в повітрі залежить від швидкості його ексхаляції з ґрунту, що містить радій у відвалах та «хвостах», а також від атмосферних умов, таких як температура, швидкість вітру та тиск. Середньодобові значення активності радону влітку в кілька разів перевищують зимові показники.

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

Аналіз вимірювань дозволив побудувати просторову картину розподілу об'ємної активності радону в атмосферному повітрі на території м. Кам'янське та його околиць (див. **рис. 15.4**). На карті суцільними лініями з цифрами у розриві 1...5 відображені рівні об'ємної активності радону. Як показує карта, основним джерелом радону є хвостосховище «База С». Невеликий вплив мають хвостосховища «С-1» і «С-П». Ізолінія 40 Бк/м³ охоплює хвостосховище «С-1», а ізолінія 20 Бк/м³ охоплює обидва хвостосховища. На фоні цих значень об'ємної активності вплив об'єктів, розташованих на майданчику 1 у місті, не спостерігається.



Рис. 15.6. Просторовий розподіл радону біля об'єктів ПХЗ

*ізолінії з цифрами 1, 2, 3, 4, 5 показують з величини об'ємної активності 10, 20, 40, 60 та 100 Бк/м³ відповідно

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

15.4. РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ В КІРОВОГРАДСЬКІЙ ОБЛАСТІ ТА М. КРОПИВНИЦЬКОМУ

Найбільші уранові родовища, що можуть бути розроблені підземним способом, розташовані в Кропивницькому рудному районі. Ці родовища локалізовані в двох рудних вузлах: Кропивницькому (м. Кропивницький) та Новокосянтинівському (смт. Мала Виска). Наразі СхідГЗК експлуатує два уранових родовища в Кіровоградській області: Ватутинське (Смолинська шахта) та Мічуринське (Інгульська шахта). Новокосянтинівське родовище готується до промислового видобутку.

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

Характерною рисою видобутку урану є те, що більшість відходів, таких як відвали шахтних порід, скиди шахтних вод та викиди в атмосферу, становлять джерело радіоактивного забруднення навколишнього середовища. На території Смолинської шахти також здійснюється видобуток урану методом купного вилюговування, а також відведено майданчик для будівництва заводу з виробництва ядерного палива.

Вимірювання радіаційного фону та ^{222}Rn на території області були проведені восени 2009 р. Просторовий розподіл радіаційного фону в області зображений на **рис. 15.7**.

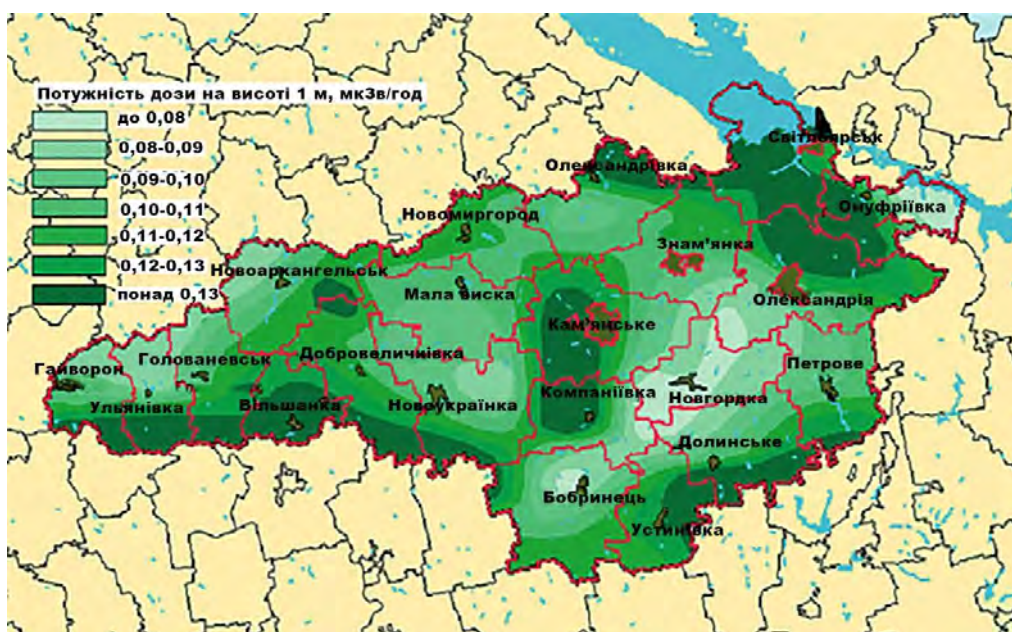


Рис. 15.7. Просторовий розподіл радіаційного фону на території Кіровоградської області

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Величини потужності еквівалентних доз на висоті одного метра варіюються в межах 0,07–0,18 мкЗв/год, із середнім значенням 0,113 мкЗв/год. Просторовий розподіл об'ємної активності ^{222}Rn показано на **рис. 15.8**. Об'ємна активність радону коливається в межах 10–71 Бк/м³, середнє значення становить 34 Бк/м³. Підвищений вміст ^{222}Rn в атмосферному повітрі Кіровоградської області можна пояснити високим вмістом урану в ґрунті та підстилаючих породах, оскільки територія розташована на Українському кристалічному щиті, породи якого збагачені природними радіонуклідами.

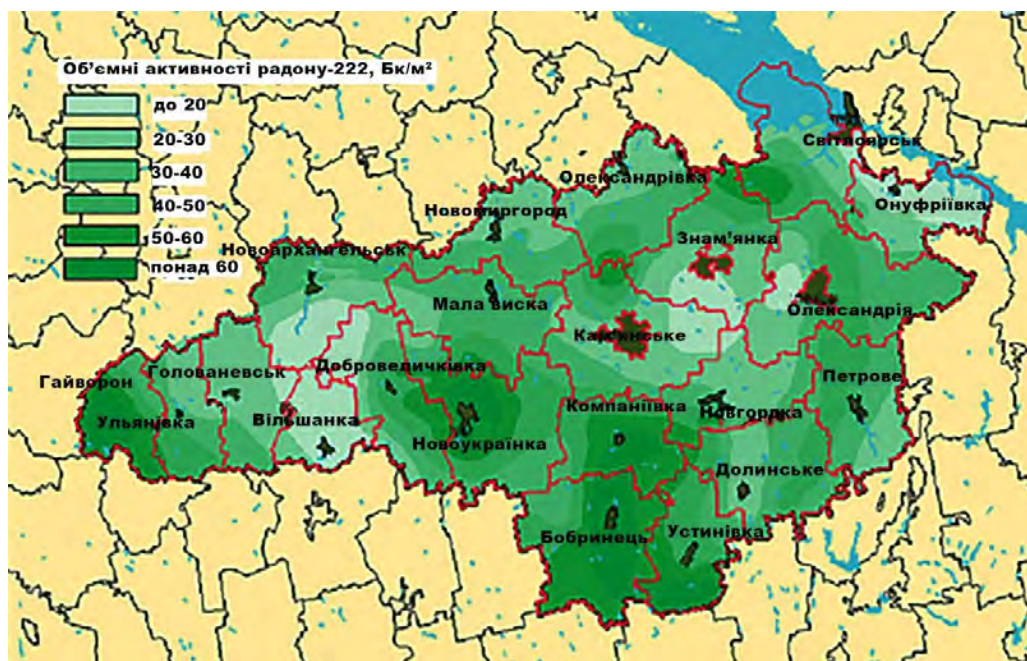


Рис. 15.8. Просторовий розподіл об'ємної активності ^{222}Rn на території Кіровоградської області

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Підземні мінеральні води області належать до типу радонових. Загальний обсяг затверджених запасів мінеральних вод становить 433,0 тис. м³, при середньому значенні об'ємної активності радону у підземних водах регіонів, що знаходяться в зоні Українського кристалічного щита, рівному 261 Бк/л, з максимальною величиною до 3000 Бк/л.

У період з 1990 по 2000 р. в Кропивницькому було виявлено ділянки з підвищеним радоновиділенням та високим вмістом природних радіонуклідів у навколишньому середовищі. Середні рівні гамма-фону становлять 15–25 мкР/год, з максимумом до 40 мкР/год. Вимірювання, проведені в листопаді 2009 року, показали, що середня величина радіаційного фону на території Кропивницького дорівнює $0,147 \pm 0,009$ мкЗв/год, а об'ємна активність ^{222}Rn в атмосферному повітрі варіюється від 13 до 38 Бк/м³, з середнім значенням 27,4 Бк/м³.

У рамках «Національної програми з обмеження опромінення населення СРСР від природних джерел ІВ на 1991-2000 роки» було розпочато комплексні радіоекологічні дослідження радону в житлових приміщеннях Кропивницького та Кіровоградської області. Ділянки з підвищеним вмістом ^{222}Rn у підвальних приміщеннях міста зображено на **рис. 15.9**.

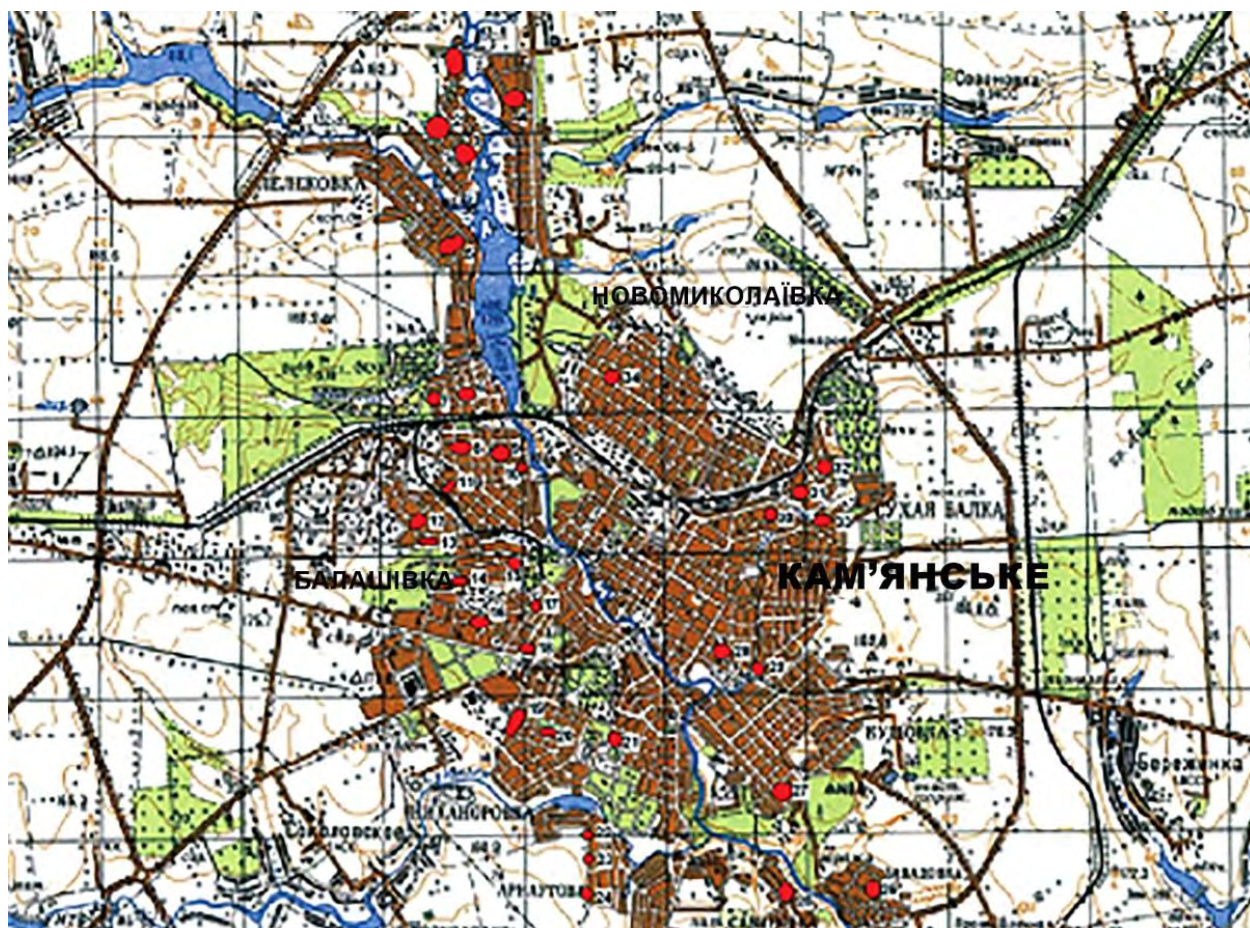


Рис. 15.9. Ділянки з високим вмістом радону-222 у підвальних приміщеннях

Джерело: Коваленко Г.Д. (2013)

Максимальна об'ємна активність радону, зареєстрована в підвальних приміщеннях, становила 2700 Бк/м^3 . Дослідження житлових приміщень Кропивницького, що проводилися з жовтня 1992 р. по жовтень 1996 року, охопили 8427 будинків. Частотний розподіл еквівалентних рівноважних об'ємних активностей радону в цих приміщеннях добре описується логнормальним розподілом, із найбільш ймовірною величиною активності (максимум розподілу) $46,4 \text{ Бк/м}^3$.

Розділ 15. Гірничодобувні та переробні підприємства

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Організовані та неорганізовані джерела радіоактивного забруднення при видобутку урану.
2. Основні чинники, що визначають рівень радіоактивного забруднення довкілля при видобуванні уранових руд.
3. Уранодобувні та переробні підприємства України.
4. Загальна характеристика радіаційної ситуації біля м. Жовті Води.
5. Загальна характеристика радіаційної ситуації в м. Кам'янське та районі розташування Придніпровського хімічного заводу.
6. Проблема забруднення довкілля радоном.
7. Загальна характеристика радіаційної ситуації в Кіровоградській області та м. Кропивницькому.

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Дефорж Г.В., Дорогань С.Б., Коваленко П.Г. Радіоактивне випромінювання: вплив на здоров'я людини низькоінтенсивної постійної природної радіації в Україні та світі. *National Health as Determinant of Sustainable Development of Society (Національне здоров'я як детермінанта сталого розвитку суспільства) : monograph. School of Economics and Management in Public Administration in Bratislava, 2021, P. 131–154.*
2. Енергетична стратегія України на період до 2030 року. Схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 15 березня 2006 р. №145-р // <http://tre.gov.ua/control/uk/arhive/docview?typeId=36172>
3. Ляшенко В. І., Топольний Ф. П., Мостіпан М. І., Лісова Т. С. Екологічна безпека уранового виробництва. Кіровоград: КОД, 2011. 240 с.
4. Макаренко М.М., Діденко П.І., Купенко І.І. Оцінка радононебезпеки територій міста Жовті Води Дніпропетровської області і Києва. *Геолог України. 2010. № 4. С. 98–103.*
5. Сердюк А. М., Стусь В. П., Ляшенко В.І. Екологія довкілля та безпека життєдіяльності населення у промислових регіонах України. Дніпропетровськ: Пороги, 2011. 486 с
6. Шевченко О.А., Дорогань С.Б. Радіотревожність населення. Сприйняття підприємств радіо-енергетичного комплексу мешканцями України. *LAP LAMBERT Academic Publishing. 2020. 137 с.*
7. Landa E.R. Uranium Mill Tailings: Nuclear Waste and Natural Laboratory for Geochemical and Radioecological Investigations. *J. Environ. Radioact. 2004. Vol. 77. P. 1–27.*

А

Аварія радіаційна – будь-яка незапланована подія на будь-якому об'єкті з радіаційною чи радіаційно-ядерною технологією, якщо при виникненні цієї події виконуються дві необхідні і достатні умови: втрата контролю над джерелом радіації; реальне (або потенційне) опромінення людей, пов'язане із втратою контролю над джерелом радіації.

Авторадіографія – метод отримання фотографічних зображень у результаті дії на фотоемульсію випромінювань радіоактивних елементів, які знаходяться у досліджуваному об'єкті (тканини, органи рослин).

Активність – це кількість ядерних перетворень за одиницю часу.

Альфа-випромінювання (α -випромінювання) – корпускулярне іонізуюче випромінювання, яке складається з альфа-часточок (ядер гелію), що випромінюються при радіоактивному розпаді чи при ядерних реакціях, перетвореннях.

Анігіляція – процес перетворення пари електрон-позитрон у пару гамма-квантів.

Б

Бета-випромінювання (β -випромінювання) – корпускулярне електронне або позитронне іонізуюче випромінювання з безперервним енергетичним спектром, що виникає при перетвореннях ядер чи нестабільних часточок (наприклад, нейтронів).

В

Випромінювання космічне – потоки заряджених частинок і атомних ядер, які безперервно надходять на Землю з космічного простору. Космічні промені поділяють на первинне космічне випромінювання, яке домінує на значних висотах у атмосфері (20...30 км над рівнем моря); і вторинне, що властиве малим висотам.

Відносна біологічна ефективність іонізуючого випромінювання – показник, необхідний для кількісної оцінки якості випромінювання, який оцінюють порівнянням дози випромінювання, що викликає певний біологічний ефект, з дозою стандартного випромінювання, який зумовлює той самий ефект.

Внутрішнє опромінення – опромінювання тіла людини (тварини) та окремих її органів і тканин від джерел іонізуючого випромінювання, що знаходяться у самому тілі.

Г

Гамма-випромінювання (γ-випромінювання) – короткохвильове електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі $< 0,1$ нм, що виникає при розпаді радіоактивних ядер, переході ядер із збудженого стану в основний, при взаємодії швидких заряджених часточок із речовиною, анігіляції електронно-позитронних пар тощо.

Д

Дезактивація – видалення (змивання, змитання) радіоактивних речовин із забруднених ділянок місцевості, споруд, техніки, різних предметів.

Дезактивація повна – комплекс заходів, спрямованих на повне видалення радіоактивного забруднення та його ізоляцію (поховання) з метою виключення загрози зовнішнього опромінення або надходження радіонуклідів у біологічний ланцюжок.

Детектор – чутливий елемент дозиметра або радіометра, що слугує для перетворення явищ, викликаних іонізуючими випромінюваннями в електричний або інший сигнал, легко доступний для вимірювання.

Джерело іонізуючого випромінювання (джерело випромінювання) – об'єкт, що містить радіоактивну речовину, або технічний пристрій, який створює або в певних умовах здатний створювати іонізуюче випромінювання.

Доза – це кількість енергії, що передається тканинам унаслідок впливу іонізуючого випромінювання. Виділяють такі види доз: поглинута, еквівалентна та ефективна.

Доза еквівалентна – це поглинута доза, помножена на коефіцієнт якості випромінювання, який враховує здатність певного виду випромінювань пошкоджувати тканини організму.

Доза ефективна – це еквівалентна доза, помножена на коефіцієнт, який враховує ступінь чутливості різних тканин до впливу іонізуючого випромінювання.

Доза поглинена іонізуючого випромінювання – частка енергії іонізуючого випромінювання, що поглинається в одиниці маси опроміненої речовини.

Дозиметр – прилад для вимірювання поглиненої дози, або еквівалентної дози іонізуючого випромінювання, а також їх потужності.

Дозиметрія – розділ прикладної ядерної фізики, який розглядає фізичні величини, що характеризують поле іонізуючого випромінювання та взаємодію випромінювання з речовиною, а також принципи і методи визначення цих величин.

Ефект нестохастичний (детермінований, пороговий) – ефект, для якого тяжкість ураження змінюється в залежності від дози і для яких, тому, може існувати поріг дії.

Е

Ефект стохастичний (ймовірний) – ефект, який може виникати при будь-яких дозах випромінювання (точкові мутації, трансформація клітин).

З

Захист протипроменевий біологічний – це послаблення шкідливої дії на організм іонізуючого випромінювання в результаті впливу на нього перед опроміненням або під час опромінення яким-небудь чинником фізичної природи чи хімічної речовини.

Збуджені атоми – атоми, що мають надлишок енергії.

Збудження атома – перехід електронів з одного енергетичного рівня на інший.

Зона безумовного (обов'язкового) відселення – територія зі щільністю забруднення ґрунту, порівняно з доаварійним рівнем, ^{137}Cs більше 15 Кі/км^2 , ^{90}Sr – більше 3 Кі/км^2 , де розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів може перевищити 5 мЗв ($0,5 \text{ бер}$) за рік понад дозу у доаварійний період.

Зона відчуження – територія, де проведено евакуацію населення у 1986 р.

Зона гарантованого добровільного відселення – зі щільністю забруднення ґрунту в порівнянні з доаварійним рівнем ^{137}Cs від 5 до 15 Кі/км^2 , ^{90}Sr – від $0,15$ до 3 Кі/км^2 , де розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів може перевищити 1 мЗв ($0,1 \text{ бер}$) за рік понад дозу у доаварійний період.

І

Ізотопи – нукліди, ядра яких мають однакову кількість протонів, але різну кількість нейтронів.

Іонізація – процес утворення іонів з нейтральних атомів.

Іонізуюче випромінювання – будь-яке випромінювання, взаємодія якого із середовищем, що опромінюється, викликає розпад нейтральних атомів і молекул на частинки іонів, які несуть на собі електричний заряд.

К

Кисневий ефект – явище зменшення радіаційного ураження при зниженні концентрації кисню.

Коефіцієнт (біологічного) накопичення радіонукліда (англ. biological accumulation index) – відношення кількості накопиченого радіонукліда, що міститься в організмі, до його вмісту в навколишньому середовищі. Для рослин визначається як співвідношення питомої активності радіонукліда в рослині на момент часу (Бк/кг) до питомої активності радіонукліда в i -му шарі ґрунту (Бк/кг).

Коефіцієнт відносної біологічної ефективності (коефіцієнт якості випромінювання) – чисельний коефіцієнт, що дорівнює відношенню поглинутої дози зразкового випромінювання, що викликає певний біологічний ефект, до дози конкретного випромінювання, що викликає той самий ефект.

Коефіцієнт захисту – відношення різниці між значеннями показника ураження в контролі і досліді до величини ураження в контролі.

Коефіцієнт кисневого підсилення – відношення ефективної дози при опроміненні організму в умовах гіпоксії до ефективної дози, що зумовлює такий самий радіобіологічний ефект при опроміненні в повітрі.

Коефіцієнт очищення продукції від радіонуклідів – відношення питомої радіоактивності одержаного внаслідок обробок чи переробок продукту до питомої радіоактивності сирого матеріалу. Фактично це різновид коефіцієнту переходу.

Коефіцієнт переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини, або K_p (англ. soil to plant transfer factor, TF) – співвідношення між концентраціями радіонуклідів у ґрунті та рослинах, що ростуть у даному ґрунті, яке є одним із найважливіших параметрів, що використовуються в радіоекологічних моделях для прогнозування вмісту радіонуклідів у сільськогосподарських рослинах. Визначається як співвідношення питомої активності радіонукліда сухої речовини рослини (Бк/кг), до щільності забруднення ґрунту певним радіонуклідом (Бк/м²).

Комптон-ефект – розсіювання γ -квантів на електронах речовини, за якого фотони передають частину енергії електронам атома.

Корпускулярне іонізуюче випромінювання – елементарні та інші частинки матерії, маса спокою яких відмінна від нуля. До них належать α – частинки, β – частинки (електрони та позитрони), протони, нейтрони, γ – мезони та інші елементарні частинки.

М

Морфологічні зміни – зміни зовнішнього вигляду організму, окремих його органів, анатомічної структури, ознак, що відрізняють його від батьківських форм.

Н

Негативний іон – атом, що приєднав до себе один або кілька електронів.

Нейтрон – елементарна частинка, яка входить до складу ядра атома.

Нуклід – загальна назва атомних ядер і атомів, різновид атома, що характеризується числом протонів (порядковий атомний номер) та числом протонів і нейтронів разом (масове число).

Нуклід з наведеною активністю – це радіоактивний ізотоп, що утворюється внаслідок ядерних реакцій, викликаних опроміненням стабільних ізотопів частинками високої енергії. Таке опромінення може відбуватися в природних або штучних умовах, наприклад, у ядерних реакторах, під час роботи прискорювачів частинок або в космосі через вплив космічних променів.

П

Період напіввиведення (ефективний) – час, протягом якого вихідна кількість радіонукліда зменшиться вдвічі.

Період напіввиведення біологічний – час, за який активність (або число радіоактивних ядер) за рахунок виведення з організму з продуктами метаболізму в середньому зменшиться у два рази.

Період напіввиведення ефективний – це час, за який активність (або число радіоактивних ядер) за рахунок розпаду і виведення з організму з продуктами метаболізму в середньому зменшиться у два рази.

Період напіврозпаду радіонукліда – час, протягом якого розпадається половина початкової кількості атомів цього радіонукліда.

Період піввиведення радіоактивного ізотопу – час, протягом якого кількість нагромадженого в організмі радіонукліда зменшується вдвічі внаслідок процесів біологічного виділення.

Питома активність – активність радіоактивної речовини, що припадає на одиницю маси або об'єму.

Позитивний іон – атом без одного чи кількох електронів.

Променева (радіаційна) хвороба – захворювання, що виникає при дії іонізуючих випромінень на живий організм і характеризується конкретним комплексом ознак свого прояву.

Протон – стабільна позитивно заряджена елементарна частинка атомного ядра будь-якого хімічного елемента.

Р

Радіаційна стимуляція – прискорення росту та розвитку організму при дії на нього іонізуючого випромінювання в дозах, у десятки, а іноді й сотні разів нижчих за ті, що спричиняють гальмування цих процесів.

Радіаційний ризик – імовірність того, що в опроміненого організму (особи) внаслідок опромінення виникне певний стохастичний ефект.

Радіаційний фон – іонізуюче випромінювання земного та космічного походження.

Радіоавтографія – метод отримання фотографічних зображень в результаті дії на фотоемульсію випромінювання радіоактивних елементів, що знаходяться в досліджуваному об'єкті.

Радіоактивне забруднення – наявність або розповсюдження радіоактивних речовин понад їх природний вміст у навколишньому середовищі та/чи у тілі людини.

Радіоактивний елемент – хімічний елемент, усі ізотопи якого є радіоактивними.

Радіоактивний розпад – процес спонтанного перетворення атомних ядер у ядра інших хімічних елементів із виділенням енергії у вигляді випромінювання.

Радіоактивні ізотопи – сукупність радіоактивних ізотопів хімічного елемента.

Радіоактивність – мимовільне перетворення ізотопів одного хімічного елемента в ізотопи іншого елемента, що супроводжується випусканням (випромінюванням) елементарних частин або ядер.

Радіобіологічний парадокс – явище невідповідності між кількістю переданої живій речовині енергії та відповідною реакцією дістала назву.

Радіобіологія (радіаційна біологія) – це наука, яка вивчає дію іонізуючого випромінювання на біологічні об'єкти.

Радіоекологія – наука, що вивчає закономірності міграції радіонуклідів біологічними ланцюгами в довкіллі і дію іонізуючих випромінювань як одного з провідних факторів у біосфері.

Радіоємність екосистеми – це максимальна кількість радіонуклідів, що може міститись у певній екосистемі, не порушуючи її основних трофічних властивостей, тобто продуктивності, кондиціонування і надійності.

Радіоємність екосистеми питома – відношення радіоємності певної екосистеми до площі, яку вона займає.

Радіометр – загальна назва ряду приладів, призначених для вимірювання енергетичних характеристик того чи іншого випромінювання; прилад для вимірювання активності радіонукліду в джерелі або зразку (в об'ємі рідини, газу, аерозолі, на забруднених поверхнях) або щільності потоку іонізуючих випромінювань для перевірки на радіоактивність підозрілих предметів і оцінки радіаційного стану в даному місці в даний момент.

Радіонуклід – ізотоп хімічного елемента, що характеризується певним масовим числом і зарядом, і що володіє властивістю радіоактивності.

Радіопротектори – це речовини різної природи, які при введенні тваринам за 10-60 хвилин до опромінення на 50-100% захищають їх від доз опромінення

викликаючи 100%-ву їх загибель у порівнянні з тими тваринами, що не отримували радіопроменів.

Радіопротектори – це хімічні речовини, введення яких в організм перед опроміненням або під час опромінення сприяє послабленню радіаційного ураження.

Радіосенсибілізація – штучне підвищення радіочутливості організму, окремих клітин або тканин до дії іонізуючого випромінювання.

Радіостійкість – здатність організму переносити високі рівні опромінення.

Радіотоксикологія (радіаційна токсикологія) – це наука, яка вивчає шляхи надходження радіоізотопів в організм, їх розподіл, кінетику, обмін, виведення з організму та біологічну дію.

Радіочутливість організму – його здатність реагувати на мінімальні дози іонізуючої радіації.

Рекомбінація іонів – процес заповнення вільного місця на орбіті позитивного іона вільним електроном, що супроводжується виділенням енергії, рівній тій, що була затрачена на іонізацію.

Рентгенівське випромінювання – електромагнітне випромінювання хвиль певної довжини (10^{-5} - 10^{-2} нм), характерної для кожного атома (характеристичне рентгенівське випромінювання). Виникає при переході електрона із зовнішніх оболонок на внутрішні, при гальмуванні швидких електронів у речовині (безперервний спектр) та при переходах електронів із зовнішніх електронних оболонок атома на внутрішні (лінійчастий спектр).

Рентгенометр – різновид радіометра для вимірювання потужності дози фотонного випромінювання у повітрі.

Репарація (ДНК) – це процес повного або часткового відновлення природної структури ДНК, пошкодженої при γ - опроміненні або хімічними агентами, який властивий клітинам всіх організмів.

С

Сільськогосподарська радіоекологія – наука, що виникла на стику сільськогосподарської радіобіології і екології і вивчає концентрації і міграцію радіоактивних речовин у навколишньому середовищі та об'єктах сільського господарства.

Спектрометр – спектральний прилад зі сканувальним пристроєм, який за допомогою фотоелектричних приймачів дає змогу кількісно оцінювати розподіл енергії у спектрі. Призначений для визначення ізотопного складу радіонуклідів по енергії їх випромінювання. Розрізняють α -, β - та γ - спектрометри.

Ф

Фактор зміни дози – відношення ефективної дози при опроміненні організму з радіопротектором до ефективної дози, що зумовлює такий самий радіобіологічний ефект у контролі, тобто без радіопротектора.

Фактор зміни дози – відношення двох рівнозначних за показниками ураженості доз опромінення (як правило при $LD_{50/30}$) у досліді і контролі.

Фактор радіаційний – будь-який тип радіаційного впливу, який призводить чи може призвести до опромінення людини або радіоактивного забруднення навколишнього середовища.

Фактор радіємності – відношення активності радіонуклідів, що міцно сорбовані компонентами екосистеми, до всієї радіоактивності цієї екосистеми.

Фітодезактивація – видалення радіонуклідів із ґрунту за допомогою спеціально вирощуваних на ньому рослин.

Фотоефект – поглинання γ -кванта атомом, коли вся енергія фотона передається електрону, що вилітає внаслідок цього із атома.

Ядерна реакція – явище перетворення ядер атомів хімічних елементів і елементарних частинок.

Ядерні відходи – речовини та матеріали, що стали радіоактивними внаслідок функціонування ядерного паливного циклу, не підлягають подальшому використанню та потребують довічної герметичної ізоляції. Ядерні відходи бувають твердими, рідкими, пилогазоподібними і такими, що містять природні й штучні радіонукліди. За потужністю випромінювання бувають низько- та високоактивними.

ЛІТЕРАТУРА

1. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України (українською, російською та англійською мовами) / За ред. В.І. Балогі. – К.: Атіка, 2006. – 224 с. ISBN 966-326-166-8. URL: <https://komekolog.rada.gov.ua/uploads/documents/36564.pdf>.
2. *Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження*; за ред. Ю.О. Іванова і В.В. Доліна. Київ: МНС України, 2001. 252 с.
3. *Асламова Л.І., Весклярський Р.З.* Міграція радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr в різних типах ґрунтів лісових екосистем. *Український біохімічний журнал*. 2002. т.74, №46. С. 238–239.
4. *Атлас України. Радиоактивное загрязнение*. Киев: 2011. 52 с.
5. *Бехруз Х.Н., Мануїлова К.В.* Ядерний тероризм як загроза міжнародному правопорядку. *Юридичний науковий електронний журнал*. 2023. № 3. С. 581-584. URL: http://lsej.org.ua/3_2023/132.pdf
6. *Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період (Рекомендації)*; за ред. Б.С. Прістера. Київ: Атіка-Н, 2007. 196 с.
7. *Винічук М.М., Долгілевич М.Й.* Мікоризні гриби як накопичувачі цезію та рубідію в лісових екосистемах. *Агроекологічний журнал*. 2006. №2. С. 27–30.
8. *Гайченко В.А., Гудков І.М., Кашипаров В.О., Лазарєв М.М., Кіцно В.О.* Практикум з радіобіології та радіоекології. Київ: Кондор, 2010 р. 282 с.
9. *Герасимов О.І.* Радіоекологія за галузями: Підручник. Одеськ. держ. екол-ний ун-т. Одеса: ТЕС, 2016. 100 с.
10. *Гетьманчук А.І., Краснов В.П., Орлов О.О.* Накопичення ^{137}Cs лікарськими рослинами лісів Полісся України. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 2003. Вип. 104. С. 33–38.
11. *Гірій В.А., Зайтов В.Р., Онищук В.А., Ясковець І.І.* «ЕКОМОДЕЛЬ»: динамічна модель для радіоекологічної ситуації. *Агроекологія і біотехнологія*. 1999. Вип. 3. С. 25–34.
12. *ГН 6.6.1.1-130-2006.* Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (Затв. Наказом МОЗ України від 03.05.2006, №256, зареєстр. в Мін'юсті України 17.07.2006 р., №845/12719) [Електронний ресурс]. - (Нормативний документ МОЗ України. Гігієнічні нормативи). Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0845-06#Text>.
13. *Глуховський М.* Радіобіолог Олена Паренюк: Є три сценарії розвитку подій на ЗАЕС. Главком. URL: <https://glavcom.ua/interviews/je-tri-stsenariji-rozvitku-podij-na-zaporizkij-aes-rojasnjuje-radiobiolohinja-olena-parenjuk-868620.html>.
14. *Гудков, Д., Кузьменко, М., Кірєєв, С., Назаров, О., Шевцова, Н., Дзюбенко, О., & Каглян, О.* Радіоекологічні проблеми водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС. *Вісн. НАН України*, 2008. № 4. С. 44–55.
15. *Гудков И.Н., Ткаченко Г.М., Кицно В.Е.* Практикум по сельскохозяйственной радиобиологии. Киев: Изд-во УСХА, 1992. 208 с.
16. *Гудков І.М.* Радіобіологія: Підручник для вищ. навчальних закладів. – Київ: НУБіП України, 2016. 485 с.

17. Гудков І.М., Віннічук М.М. Сільськогосподарська радіобіологія: навч. посіб. для аграр. вищ. навчільних закл. Житомир: ДАУ, 2003. 472 с.
18. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашипаров В.О. Сільськогосподарська радіоекологія: підручник; за редакцією академіка НААН України І.М. Гудкова. Київ: Ліра-К, 2017. 268 с.
19. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашипаров В.О., Кутлахмедов Ю.О., Гудков Д.І., Лазарєв М.М. Радіоекологія: навчальний посібник; за редакцією академіка НААН України І.М. Гудкова. Київ.: «НОВОГрад» 2011. 368 с.
20. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашипаров В.О., Кутлахмедов Ю.О., Гудков Д.І., Лазарєв М.М. Радіоекологія: навч. посіб. Київ: 2010. 417 с.
21. Гудков І.М., Дутов О.І., Хаурдінова Г.О., Райчук Л.А. та ін. Методичні засади, нормативна база та сучасні методи радіоекологічного моніторингу забруднених радіоактивними речовинами територій. Київ, 2013. 37 с.
22. Гудков І.М., Ткаченко Г.М. Основи сільськогосподарської радіобіології і радіоекології. Київ: Вища школа, 1993. 261 с.
23. Давиденко В.М. Радіобіологія. Миколаїв: Видав. МДАУ, 2011. 265 с.
24. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи: безпека майбутнього. *Національна доповідь України*. Київ: КІМ, 2011. 356 с. ISBN 978-966-1547-62-8 URL: <https://komekolog.rada.gov.ua/uploads/documents/36566.pdf>
25. Дворецький А. І., Ляшенко В. І., Стусь В. П., Коваленко Г. Д. Вплив уранової промисловості Придніпров'я на стан довкілля. Проблеми та шляхи їх вирішення. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XIV Міжнародної науковопрактичної конференції. (м. Харків, 10–14 вересня 2018 р.). УКРНДІЕП. Х.: ФОП Столярова І. П., 2018. С. 156–165.
26. Дем'янюк О.С., Райчук Л.А. Вплив погодних умов і систем удобрення на таксономічну структуру мікробіоценозу залежно від типу ґрунту. *Збірник наукових праць Національного наукового центру «Інститут землеробства НААН»*. 2017. № 1. С. 13–25.
27. Дефорж Г.В., Дорогань С.Б., Коваленко П.Г. Радіоактивне випромінювання: вплив на здоров'я людини низькоінтенсивної постійної природної радіації в Україні та світі. *National Health as Determinant of Sustainable Development of Society (Національне здоров'я як детермінанта сталого розвитку суспільства) : monograph. School of Economics and Management in Public Administration in Bratislava*, 2021, P. 131–154.
28. Дребот О.І., Дем'янюк О.С., Райчук Л.А. Науково-методичні засади реабілітації радіоактивно забруднених агроландшафтів у контексті Зеленої економіки. *Вісник аграрної науки*. 2022. Т. 100, №2 (827). С. 74–81. DOI: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202202-10>.
29. Дутов О.І. Агроекологічні підходи до мінімізації доз опромінення населення у віддалений період розвитку радіологічної ситуації після аварії на ЧАЕС. *Екологічні науки*. 2014. № 5. С. 24–30.
30. Дутов О.І. Наукові основи формування агроєкосистем на радіоактивних територіях: автореф. дис. д-ра с.-г. наук. Київ, 2013. 41 с.
31. Енергетична стратегія України на період до 2030 року. Схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 15 березня 2006 р. №145-р // <http://mpe.gov.ua/control/uk/archive/docview?typeId=36172>
32. Екологічна безпека агропромислового виробництва: монографія; за науковою редакцією О.І. Фурдичка, А.Л. Бойка. Київ: ДІА, 2013. 416 с.

33. *Еколого-економічні основи збалансованого розвитку агросфери Київської області: монографія; за науковою редакцією акад. О.І. Фурдичка. Київ: ДІА, 2015, 736 с.*
34. Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку». Від 08.02.1995 р. № 39/95–ВР. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/39/95-%D0%B2%D1%80>.
35. Закон України «Про віднесення деяких населених пунктів Волинської та Рівненської областей до зони гарантованого добровільного відселення». Від 03.02.2004 р. № 1411–IV [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/1411-iv>.
36. Закон України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо врегулювання окремих питань правового режиму території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» Від 14.07.2016 № 1472-19 [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/1472-19>.
37. Закон України «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення». Від 24.02.1994 р. № 4004–XII XII [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/4004-12>.
38. Закон України «Про Загальнодержавну програму подолання наслідків Чорнобильської катастрофи на 2006–2010 роки». Від 14.03.2006 р. № 3522–IV. [Електронний ресурс]. Режим доступу <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/3522-15>.
39. Закон України «Про захист людини від впливу ІВ». Від 14.01.1998 р. № 15/98–ВР. [Електронний ресурс]. Режим доступу <http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/15/98-%D0%B2%D1%80>.
40. Закон України «Про поводження з радіоактивними відходами» Від 30.06.1995 № 255/95–ВР [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon.nau.ua/doc/?code=255/95-%C2%D0>.
41. Закон України «Про правовий режим території, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи». Від 27.02.1991 р. № 791а–XII [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12>.
42. Закон України «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи». Від 28.02.1991р. № 796–XII [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/796-12>.
43. *Зубець М.В., Пристер Б.С., Алексахин Р.М., Богдевич И.М., Каишпаров В.А.* Актуальные проблемы и задачи научного сопровождения производства сельскохозяйственной продукции в зоне радиоактивного загрязнения Чернобыльской АЭС. *Агроекологічний журнал*. 2011. № 1. С. 5–20.
44. *Іванов Є.* Радіаційна екологія: Навчально-методичний посібник. Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2011. 217 с.
45. *Ірклієнко С.П., Холод М.М., Дмитренко О.Г., Орлов О.О.* Динаміка вмісту ^{137}Cs в сосні звичайній залежно від щільності радіаційного забруднення ґрунту. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 2003. Вип. 104. С. 24–21.
46. *Карти забруднення радіонуклідами території України:* <http://www.chornobyl.in.ua/>
47. *Каишпаров В.А.* Влияние физико-химических форм радионуклидов на их биологическую доступность. *Вісник аграрної науки*. 2001. №4. С. 11–17.
48. *Кіцно В.О., Поліщук С.В., Гудков І.М.* Основи радіобіології та радіоекології. Київ: Хай-Тех Прес, 2008 (2009, 2010). 314 с.

49. *Клименко М.О., Клименко О.М., Клименко Л.В.* Радіоекологія : підручник. Рівне : НУВГП, 2020. 304 с.
50. *Коваленко Г.Д.* Радиоэкология Украины: монография. – 3-е изд., доп. и перераб. Харьков: ИД «ИНЖЭК», 2013. 344 с. ISBN 978-966-392
51. *Коган Я.В.* Зброя масового ураження – маніпулювання чи реальна загроза у Російсько-Українській війні? Соціально-політичні студії. Науковий альманах. Праці молодих науковців. 2002, вип. 6. С. 44-47. URL: <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/33776>.
52. *Коломієць В.* Тимчасова окупація ЧАЕС: чому станція стала однією з цілей ворога та до яких наслідків готуватися Україні. Парламент.UA. URL: <https://parlament.ua/article/timchasova-okupacziya-chaes-chomu-stancziya-stala-odnieyu-z-czilej-voroga-ta-do-yakih-naslidkiv-gotuvatisya-ukraini/>
53. *Конвенція ООН про фізичний захист ядерного матеріалу: від 3 березня 1980 р.* URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_024#Text
54. *Короткова О.З., Орлов О.О.* Накопичення ^{137}Cs фітомасою ягідних рослин при різній щільності радіоактивного забруднення ґрунту. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 1999. Вип. 5. С. 16–23.
55. *Кравець А.П.* Радиологические последствия радионуклидного загрязнения почв и растений. Киев: Логос, 2006. 180 с.
56. *Кравець О.П.* Радиологічні наслідки радіонуклідного забруднення агроценозів. Київ: Логос, 2008. 240 с.
57. *Краснов В.П., Турко В.М., Ірклієнко С.П., Іванюк І.Д.* Накопичення ^{137}Cs головними лісоутворювальними деревними породами Центрального Полісся. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 1999. Вип. 95. С. 9–15.
58. *Краснов В.П., Орлов А.А., Курбет Т.В.* Радиоэкология съедобных макромицетов. Житомир: Изд-во “Волынь”, ЧП “Рута”, 2006. 220 с.
59. *Краснов В.П., Орлов О.О., Бузун В.О. та ін.* Прикладна радіоекологія лісу; за ред. В.П. Краснова: моногр. Житомир: Полісся, 2007. 680 с.
60. *Краснов В.П., Орлов О.О., Кучма М.Д.* Основи лісової радіоекології. Київ: Держкомгосп України, 1999. 252 с.
61. *Культура ядерної захищеності: навчальний посібник для здобувачів другого (магістерського) рівня вищої освіти за освітніми програмами «Атомні електричні станції» та «Фізичний захист та облік і контроль ядерних матеріалів», спеціальності 143 Атомна енергетика та освітньою програмою «Інженерія і комп’ютерні технології теплоенергетичних систем» спеціальності 142 Енергетичне машинобудування / КПІ ім. Ігоря Сікорського ; уклад.: Т. В. Бібік, В. А. Кондратюк. – Електронні текстові дані (1 файл: 4,24 Мбайт). – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2024. – 216 с. URI: <https://ela.kpi.ua/handle/123456789/68806>*
62. *Курбет Т.В.* Екологічні особливості накопичення цезію-137 їстівними макроміцетами лісів Полісся України: автореф. дис... канд. с.-г. наук. Житомир, 2007. 20 с.
63. *Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К.* Основи радіоекології: навч. посіб.; за ред. В. П. Зотова. Київ: Вища шк., 2003. 319 с.
64. *Кучерявий В. П.* Урбоекологія Підручник. Львів: Світ, 2001. 440 с.

65. Кучма М.Д., Якименко Г.М., Райчук Л.А. Накопичення радіонуклідів рослинами родини селерових. *Biodiversity after the Chernobyl accident. Part 1. Slovak University of Agriculture in Nitra*, 2016. Р. 160–163.
66. Ландін В.П., Райчук Л.А., Швиденко І.К., Ткачук В.П., Гуреля В.В. Особливості виносу ^{137}Cs зерновими та зернобобовими культурами в умовах Житомирського Полісся. *Вісник аграрної науки*. 2017. №12. С. 58–62.
67. Ландін В.П., Чоботько Г.М., Кучма М.Д., Райчук Л.А. Подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в агросфері України. *Агроекологічний журнал*. – 2017. № 2. С. 67–75.
68. Ландін В.П., Проневич В.А., Коніщук В.В., Чоботько Г.М., Райчук Л.А., Стадник А.П. Радіоекологічні аспекти використання торфоболотних ґрунтів. *Агроекологічний журнал*. 2018. № 3. С. 12–20.
69. Ландін В.П., Чоботько Г.М., Тараріко М.Ю., Райчук Л.А., Швиденко І.К. Еколого-економічні засади реабілітації радіоактивно забруднених земель Полісся: монографія. Київ: Аграрна наука, 2018. 208 с.
70. Ландін В.П., Швиденко І.К., Райчук Л.А., Паньковська Г.П., Виноградська В.Д., Якименко Г.М. Методичні рекомендації з ведення овочівництва на радіоактивно забруднених територіях Українського Полісся у віддалений період після Чорнобильської аварії. Київ, 2017. 35 с.
71. Ландін В.П., Проневич В.А., Кучма М.Д., Чоботько Г.М. та ін. Методичні рекомендації щодо заходів з реабілітації критичних екосистем радіоактивно забруднених регіонів Українського Полісся. Київ, 2015. 30 с.
72. Ляшенко В. І., Топольний Ф. П., Мостіпан М. І., Лісова Т. С. Екологічна безпека уранового виробництва. Кіровоград: КОД, 2011. 240 с.
73. Міжнародна Конвенція про боротьбу з актами ядерного тероризму: від 14 вересня 2005р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_d68#Text
74. Макаренко М.М., Діденко П.І., Купенко І.І. Оцінка радононебезпеки територій міста Жовті Води Дніпропетровської області і Києва. *Геолог України*. 2010. № 4. С. 98–103.
75. Матвєєва І.В., Заїтов В.Р., Кутлахмедов Ю.О., та ін. Моделювання радіоекологічних процесів методом камерних моделей на прикладі села у Волинській області // *Вісн. Національного авіаційного ун-ту*. - 2005. - № 3. - С. 173 - 176.
76. Міжнародні основні стандарти (норми) безпеки для захисту від іонізуючого випромінювання і безпечного поводження з джерелами випромінювання. [Електронний ресурс]. - (International Safety Standards. IAEA). - Режим доступу: <https://www.iaea.org/resources/safety-standards>.
77. Москалець В.В., Ясковець І.І. Агроекологічний моніторинг забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь та розробка альтернативних заходів їх реабілітації. *Агроекологічний журнал*. 2007. № 1. С. 48–54.
78. Мусич О.Г., Ландін В.П., Райчук Л.А. Акумуляція ^{137}Cs та ^{90}Sr у рослинах унаслідок техногенної катастрофи на ЧАЕС. *Агроекологічний журнал*. 2019. № 1. С. 124–130.
79. Надточій П.П., Малиновський А.С., Можар А.О., Лазарєв М.М., Кашипаров В.О., Мельник А.І. Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи; за ред. П.П. Надточія. Київ: «Світ», 2003. 372 с.
80. Наукові основи сталого розвитку агроекосистем України. Екологічна безпека агропромислового виробництва. Т.1: Монографія; за ред. О.І. Фурдичка. Київ: ДІА, 2012. 352 с.

81. *Норми радіаційної безпеки України доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000) [Електронний ресурс]: Постанова України № 116, від 12.07.2000. – Режим доступу: <http://zakon.nau.ua/doc/?code=v0116488-00>.*
82. *Носовський А.В., Бондар Б.М. Дозиметрія та захист від іонізуючого випромінювання: підруч. для студентів ВНЗ, які навчаються за спец. "Атомна енергетика". НАН України. Ін-т проблем безпеки атом. електростанцій. Київ : Фенікс, 2020. 406 с.*
83. *Носовський А.В. Ядерний тероризм російської федерації в Україні – виклики для світової безпеки. Вісник НАН України. 2022. №5. С. 24-29. URL: <http://dspace.nbuv.gov.ua/handle/123456789/185174>*
84. *Об'єкт «Укриття»: 30 років після аварії : [монографія] / В.О. Краснов, А.В. Носовський, В.М. Рудько, В.М. Щербін. – Чорнобиль : Ін-т проблем безпеки АЕС, 2016. – 512 с.*
85. *Об'єкт «Укриття» в умовах нового безпечного конфайнмента» В. О. Краснов, А. В. Носовський, С. А. Паскевич, В. М. Рудько; під заг. ред. А. В. Носовського. НАНУ ІІБ АЕС. Чорнобиль. 2021 р.– 344 с.*
86. *Орлов О.О., Придюк М.П., Курбет Т.В. Акумуляція ¹³⁷Cs плодовими тілами макроміцетів різних трофічних груп на сфагнових болотах Українського Полісся. Лісівництво і агролісомеліорація. 2003. Вип. 104. С. 13–23.*
87. *Паньковська Г.П. Екологічні особливості вирощування овочевої продукції на радіоактивно забруднених присадибних ділянках Полісся: автореф. дис. ... к-та с.-г. наук: 03.00.16. Ін-т агроекології і природокористування НААН. Київ, 2012. 21 с.*
88. *Паньковська Г.П., Райчук Л.А., Швиденко І.К., Якименко Г.М. Картопля як джерело формування дози внутрішнього опромінення населення Полісся. Картоплярство України. 2013. № 3/4. С. 53-56.*
89. *Перевірте радіаційний стан: тепер у відкритому доступі. URL: <https://www.savednipro.org/perevirte-radiacijnij-stan-teper-u-vidkritomu-dostupi/>*
90. *Перевозников О.Н., Ключников А.А., Канченко В.А. Индивидуальная дозиметрия при радиационных авариях: монография. Чернобыль: Институт проблемной безопасности АЭС НАН Украины, 2007. 200 с.*
91. *Перепелятников Г.П. Научная основа ведения кормопроизводства на радиоактивно загрязненных территориях зоны Полесья. Вісник аграрної науки. 2001 № 4. С. 29–37.*
92. *Перепелятников Г.П. Основы загальної радіоекології: моногр. Київ: Атіка, 2012. 440 с.*
93. *Перепелятников Г.П. Радіоекологічне обґрунтування раціонального ведення рослинництва при забрудненні території радіоактивними викидами після ядерних і радіаційних інцидентів: автореф. дис. д-ра біол. наук: 03.00.01. КНУ ім. Тараса Шевченка. Київ, 2012. 44 с.*
94. *Перетятко Є.Є., Прокопенко Л.А., Яскевець І.І. Метод розширення динамічних компартментних моделей міграції радіонуклідів у лісових екосистемах. Агроекологічний журнал. 2006. №2. С. 58–63.*
95. *Прістер Б.С., Перепелятникова Л.В., Виноградська В.Д. та ін. Динаміка накопичення ¹³⁷Cs у сільськогосподарських культурах. Науковий вісник Національного аграрного університету. 2001. С. 51–56.*
96. *Прістер Б.С. Проблемы сельскохозяйственной радиобиологии и радиоэкологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления:*

- монографія. НАН України, Ін-т проблем безпеки АЕС. Чернобыль (Київ. обл.): Ін-т проблем безпеки АЕС, 2008. 320 с.
97. *Про затвердження державних санітарних правил "Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України"* [Електронний ресурс]: Наказ України № 54 від 02.02.2005. Режим доступу: <http://zakon.nau.ua/doc/?code=z0552-05>.
98. *Пристер Б.С., Ключников А.А., Шестопалов В.М., Кухарь В.П.* Проблемы безопасности атомной энергетики. Уроки Чернобыля: монография ; под ред. Б.С. Пристера. НАН Украины, Ин-т проблем безопасности АЭС НАН Украины. Чернобыль (Київ. обл.): Ін-т проблем безпеки АЕС, 2013. 200 с.
99. *Публікації* Наукового комітету ООН по дії атомної радіації (НКДАР ООН): <http://www.unscear.org/unscear/en/publications.html>.
100. *Райчук Л.А.* Деякі аспекти ведення сільського господарства на радіоактивно забруднених землях Київського Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць*. 2015. Вип. 25.9. С. 161–166. DOI: <https://doi.org/10.15421/40250924>.
101. *Райчук Л.А.* Елементи методики оцінювання формування дози внутрішнього опромінення населення на віддаленому етапі подолання наслідків аварії на Чорнобильській АЕС. *Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць*. 2014. Вип. 24.07. С. 150–156.
102. *Райчук Л.А.* Моделювання впливу макроміцетів на міграцію ^{137}Cs в лісових екосистемах для оцінки їх ролі в реабілітаційних процесах. *Агроекологічний журнал*. 2009. № 2. С. 107–110.
103. *Райчук Л.А., Гриник О.І.* Стан та проблеми аграрного виробництва на радіоактивно забруднених територіях Київського Полісся. *Агроекологічний журнал*. 2016. № 1. С. 121–126.
104. *Райчук Л.А.* Роль лісових екосистем у формуванні доз опромінення населення Українського Полісся: автореф. дис. канд. с.-г. наук: 03.00.16. Нац. акад. аграр. наук України, Ін-т агрокол. і природокористування. Київ, 2012. 20 с.
- 105.
106. *Райчук Л.А.* Територіальні та сезонні особливості формування дози внутрішнього опромінення населення. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2012. – № 3(32). Режим доступу до журн.: http://nd.nubip.edu.ua/2012_3/12rla.pdf.
107. *Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи* : Моногр. / В. В. Долін, Г. М. Бондаренко, О. О. Орлов; НАН України. Ін-т геохімії навколиш. середовища. – К. : Наук. думка, 2004. – 221 с.
108. *Святецька А.В., Возняк Р.Р., Кучма М.Д., Райчук Л.А.* Екологічні особливості розподілу ^{137}Cs в ґрунтах перелогів Полісся під впливом заліснення. *Агроекологічний журнал*. 2010. № 3. С. 20–24.
109. *Сердюк А. М., Стусь В. П., Ляшенко В.І.* Екологія довкілля та безпека життєдіяльності населення у промислових регіонах України. Дніпропетровськ: Пороги, 2011. 486 с
110. *Славова Т.В., Вегунов В.А., Славов В.П.* Сільськогосподарська радіоекологія в Україні: історичні витоки, становлення, розвиток. Монографія. За редакцією чл.-кор. НААН України В.П. Славова. Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014. 226 с.
111. *Смагіна А.* Чорнобиль: 36 днів окупації. Як це було і що відбувається на ЧАЕС зараз. Рубрика. URL: <https://rubryka.com/article/chornobyl-occupation/>.

112. *Станкевич С. В., Головань Л.В.* Техноекологія: навч. посіб. Харків. нац. аграр. ун-т ім. В. В. Докучаєва. Харків: Видавництво Іванченка І.С., 2020. 338 с.
113. *Степанова Є.І., Чоботько Г.М., Колпаков І.Є., Литвинець О.М.* Деякі аспекти дозиметричної характеристики та особливості внутрішньоклітинного метаболізму дітей – мешканців радіоактивно забруднених територій. *Агроєкологічний журнал*. 2013. № 1. С. 22–27.
114. *Тимчасові* вимоги до проведення комплексного моніторингу та оцінки радіологічної якості забруднених територій в різних ландшафтно-геохімічних зонах: метод. рекомендації. – Київ, 1996. – 9 с.
115. *Ткаченко Г.М., Гудков І.М.* Сільськогосподарсько радіобіологія і радіоекологія. – К.: Бібліотека ветеринарної медицини. 1999. – 64 с.
116. *Ткачук А.І.* Сучасна ядерна зброя масового ураження як найбільша глобальна загроза цивільній безпеці населення / Андрій Іванович Ткачук // Безпека життя і діяльності людини: теорія та практика : збірник наук. праць Всеукр. наук.-практ. конф., присвяченої Всесвітнім Дням цивільної оборони та охорони праці. (Полтава, 28 квітня 2022 р.). / під ред.: В. П. Титаренко, О. В. Кудря. Полтава: ПНПУ, 2022. С. 192-195. URL: <http://dspace.cuspu.edu.ua/jspui/handle/123456789/4160>.
117. *Триснюк, В., Шумейко, В., Триснюк, Т., & Марущак, В.* (2022). Моніторинг радіоактивного забруднення місцевості та ліквідації наслідків природних та техногенних катастроф. *Екологічна безпека та природокористування*, 42(2), 35–46. DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.2.35-46>
118. Указ Президента України «Про створення Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника» Від 26.04.2016 № 174/2016 [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/174/2016>.
119. *Фещенко В.П., Борисюк Б.В., Гудков І.М., Рахметов Д.Б., Костенко О.М.* Радіобіологічний та радіоекологічний термінологічний словник. Житомир: Вид-во ДАУ, 2004. 258 с.
120. *Фещенко В.П.* Елементи мінімізації радіоактивного забруднення. *Агроєкологічний журнал*. 2011. № 1. С. 201–204.
121. *Фурдичко О.І., Тараріко О.Г., Чоботько Г.М., Райчук Л.А. та ін.* Методичні рекомендації з реабілітації територій, що зазнали радіоактивного забруднення, та оптимізації структури землекористування на основі ландшафтних підходів. Київ, 2013. 37 с.
122. *Фурдичко О.І., Кучма Н.Д., Паньковська Г.П.* Завдання наукового супроводу виробництва сільськогосподарської продукції на радіоактивно забруднених територіях. *Агроєкологічний журнал*. 2011. № 1. С. 21–26.
123. *Фурдичко О.І., Чоботько Г.М., Кучма М.Д., Райчук Л.А., Швиденко І.К., Ландін В.П., Уманський М.С.* Наукові основи раціонального використання агроресурсів радіаційно забруднених ландшафтів Українського Полісся / Наукові основи формування збалансованих агроєкосистем України в умовах змін клімату: монографія; за науковою редакцією академіка НААН О.І. Фурдичка. Київ: ДІА, 2021. С. 237-302 с.
124. *Фурдичко О.І., Чоботько Г.М., Ландін В.П., Райчук Л.А. та ін.* Методичні рекомендації з ведення сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених територіях Київського Полісся. Київ, 2012. 36 с.
125. *Фучеджи Д.Ф.* Проблема загрози ядерної війни / Д. Ф. Фучеджи // Сучасні виклики соціально – політичного розвитку: політико-правові, соціально-економічні та культурні виміри : матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції студентів, аспірантів,

- докторантів і молодих вчених (м. Одеса, 16 травня 2022 р.). – Одеса: ДЗ «Південноукраїнський національний педагогічний університет імені К. Д. Ушинського», Центр соціально-політичних досліджень «Politicus». – 2022. – С. 68-71. URL: <http://dspace.pdpu.edu.ua/handle/123456789/15003>.
126. Хомутинин Ю.В., Кашипаров В.А., Жебровская Е.И. Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге: монография. Київ: Віпол, 2002. 160 с.
 127. Чернобыльская катастрофа; под. ред. В.Г. Барьяхтара. Київ: Наукова думка, 1995. 559 с.
 128. Чоботько Г. М., Кучма М. Д., Райчук Л. А., Швиденко І. К., Тараріко М. Ю., Уманський М. С. Реабілітація радіоактивно забруднених земель Українського Полісся. Екологоорієнтовані підходи відновлення техногенно забруднених територій і створення сталих екосистем : колективна монографія; за заг. ред. Т. О. Чайки. Полтава: Видавництво ПП «Аст-рая», 2022. С. 361-379.
 129. Чоботько Г.М., Райчук Л.А. Ідентифікація параметрів у моделюванні біологічних систем на прикладі лісової екосистеми. *Агроєкологічний журнал*. 2018. № 1. С. 14–20.
 130. Чоботько Г.М., Кучма М.Д., Ландін В.П., Райчук Л.А. та ін. Рекомендації з реабілітації радіоактивно забруднених земель і відродження агропромислового виробництва на радіоактивно забруднених територіях. Київ: ДІА, 2020. 48 с.
 131. Чоботько Г.М., Ландін В.П., Василенко М.Г., Кучма М.Д., Райчук Л.А. та ін. Рекомендації зі зниження виносу радіонуклідів з агроландшафтів. Київ: ДІА, 2019. 42 с.
 132. Чоботько Г.М., Райчук Л.А., Швиденко І.К., Кучма М.Д. Математична модель винесення ^{137}Cs з агроландшафтів Українського Полісся у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Агроєкологічний журнал*. 2020. № 1. С. 12-18.
 133. Чоботько Г.М., Ландін В.П., Райчук Л.А., Швиденко І.К., Уманський М.С. Оцінювання формування дози внутрішнього опромінення населення на віддаленому етапі подолання наслідків аварії на ЧАЕС. *Вісник аграрної науки*. 2015. №7. С. 54–58.
 134. Чоботько Г.М., Ландін В.П., Яскевець І.І., Райчук Л.А., Швиденко І.К. Радіологічно критичні екосистеми та їх роль у формуванні забруднення сільськогосподарської продукції. *Агроєкологічний журнал*. 2018. № 4. С. 29–35.
 135. Чоботько Г.М., Райчук Л.А., Швиденко І.К., Кучма М.Д., Височанська М.Я. Російсько-українська війна як чинник світової продовольчої кризи. *Збалансоване природокористування*. 2022. № 1. С. 12-20. DOI: 10.33730/2310-4678.1.2022.255224.
 136. Чоботько Г.М., Райчук Л.А., Ландін В.П., Пісковий Ю.М. Формування дози внутрішнього опромінення населення Українського Полісся внаслідок споживання харчових продуктів лісового походження. *Агроєкологічний журнал*. 2011. № 1. С. 37–42.
 137. Чоботько Г.М., Райчук Л.А., Ландін В.П. Особливості та прогноз внутрішнього опромінення сільського населення Українського Полісся у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС (моніторингове дослідження). *Проблеми радіаційної медицини та радіобіології*, 2018. Вип. 23, С. 216–228. DOI: 10.33145/2304-8336-2018-23-216-228.
 138. Шевченко О.А., Дорогань С.Б. Радіотревожність населення. Сприйняття підприємств радіо-енергетичного комплексу мешканцями України. LAP LAMBERT Academic Publishing. 2020. 137 с.
 139. Швиденко І.К., Паньковська Г.П., Якименко Г.М., Райчук Л.А. Деякі аспекти накопичення ^{137}Cs овочевими культурами в умовах Українського Полісся. *Агроєкологічний журнал*. 2020. № 4. С. 59-66. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2020.219446>.

- 140.Швиденко І.К. Особливості накопичення ^{137}Cs картоплею за різних умов вирощування: автореф. дис. канд. с.-г. наук: 03.00.16; Нац. акад. аграр. наук України, Ін-т агроекології і природокористування. Київ, 2017. 20 с.
- 141.Як врятуватись від “брудної бомби”, застосування ядерної зброї чи аварії на АЕС. Центр стратегічних комунікацій та інформаційної безпеки при РНБО. URL: <https://dovidka.info/yak-diyaty-v-razi-zastosuvannya-brudnoyi-bomby-yadernoyi-ataky-chy-avariyi-na-aes/>.
- 142.Якименко Г.М., Швиденко І.К., Райчук Л.А., Паньковська Г.П. Визначення рівня радіаційного забруднення бульб картоплі, вирощеної в умовах Українського Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць*. 2013. Вип. 23.4. С. 105–110.
- 143.Яскевець І.І., Прокопенко Л.А., Райчук Л.А. Прогнозування поведінки ^{137}Cs у лісових екосистемах за допомогою математичного моделювання. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України*. Київ, 2009. Вип. 134, ч. 1. С. 214–222.
- 144.Baeza A. Guillen J., Bernedo J.M. Soilefungi transfer coeficients: Importance of the location of mycelium in soil and of the diferential availability of radionuclides in soil fractions. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2005. 81. P. 89–106.
- 145.Chobotko G., Raychuk L., Shvidenko I., McDonald I. The issue of radioactive contamination in context of ecosystem services development. *Agricultural science and practice*. 2016. № 3. P. 48–53. DOI: <https://doi.org/10.15407/agrisp3.03.048>
- 146.Chobotko H., Raichuk L., Cherniavskiy A., Liubashenko N., McDonald I. Complex analysis and mathematical modeling of the internal exposure dose of the Ukrainian Polissya rural population. *Nucl. Phys. At. Energy*. 2019. 20(3). 397-404. DOI: 10.15407/jnpae2019.04.397.
- 147.Contaminated Forest. Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives. Ed. by Igor Linkov and William R.Schell. Nato Science Series. Series 2. Environmental Security. Vol. 58. 1998. 430 P.
- 148.De Santo A.V., Rutigliano F.A., Berg B. at al. Fungal mycelium and decomposition of needle litter in three contrasting coniferous forests. *Acta Oecologica*. 23 (2002). P. 247–259.
- 149.Drebot O., Shvydenko I., Raichuk L., Yaremko O., Symochko L., Vysochanska M., Chobotko H., Kuchma M. Rehabilitation of forest ecosystems taking into account modern international ecological trends in the context of the European Green Deal. *International Journal of Ecosystems and Ecology Science (IJEES)*. 2022. Volume 12, issue 2. P. 575-584. DOI: <https://doi.org/10.31407/ijeess12.231>.
- 150.Energy, Electricity and Nuclear Power Estimates for the Period up to 2030. Vienna, International Atomic Energy Agency. 2008. 53 p.
- 151.Goor F., Thiry Y., Delvaux B. Radiocaesium accumulation in stemwood: Integrated approach at the scale of forest stands for contaminated Scots pine in Belarus. *Journal of Environmental Management*. 85 (2007). P. 129–136.
- 152.Furdychko O., Landin V., Raychuk L. On the Issue of Environmental and Economic Consequences of the Chernobyl and Fukushima Daiichi Nuclear Power Plants and Experience of Them Overcoming. *Kobe Gacuin Economic Papers*. 2017. Vol. 49, № 1–2. P. 57–72.
- 153.Furdychko O., Drebot O., Vysochanska M., Yaremko O., Raichuk L., Symochko L., Sakharnatska L., Shvydenko I., Bondar V. Forestry of Ukraine: problems and way of solutions. *International*

- Journal of Ecosystems and Ecology Science (IJEES)*. 2022. Volume 12, issue 3. P. 365-378. DOI: <https://doi.org/10.31407/ijeess12.346>.
154. Goor F., Avila R. Quantitative comparison of models of ¹³⁷Cs cycling in forest ecosystems. *Environmental Modelling & Software*. 18 (2003). P. 273–279.
 155. Gudkov I.M., Vinichuk M.M. Radiobiology and Radioecology. Kyiv: NAUU, 2006. 294 p.
 156. IAEA. Nuclear Safety, Security and Safeguards in Ukraine. 2nd Summary Report by the Director General 28 April – 5 September 2022, IAEA, Vienna (2022). URL: https://www.iaea.org/sites/default/files/22/09/ukraine-2ndsummaryreport_sept2022.pdf.
 157. IAEA. Nuclear Safety, Security and Safeguards in Ukraine: Summary Report by the Director General, 24 February – 28 April 2022, IAEA, Vienna (2022). URL: <https://www.iaea.org/sites/default/files/22/04/ukraine-report.pdf>.
 158. IAEA. The safety, security and safeguards implications of the situation in Ukraine Resolution adopted on 15 September 2022 during the 1647th session. GOV/2022/58. Board of Governors. IAEA, Vienna (2022). URL: <https://www.iaea.org/sites/default/files/22/09/gov2022-58.pdf>.
 159. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INES: the International Nuclear Event Scale User's Manual, Non-serial Publications, IAEA, Vienna (1990). URL: <https://www.iaea.org/publications/142/ines-the-international-nuclear-event-scale-users-manual>
 160. Jane E. Smith, Donaraye McKay, Greg Brenner at al. Early impacts of forest restoration treatments on the ectomycorrhizal fungal community and fine root biomass in a mixed conifer forest. *Journal of Applied Ecology*. 2005 42. P. 526–535.
 161. Karadeniz O., Yaprak G. Distribution of radiocesium and natural gamma emitters in pine needles in coniferous forest sites of Izmir. *Applied Radiation and Isotopes*. 65 (2007). P. 1363–1367.
 162. Landa E.R. Uranium Mill Tailings: Nuclear Waste and Natural Laboratory for Geochemical and Radioecological Investigations. *J. Environ. Radioact.* 2004. Vol. 77. P. 1–27.
 163. Landin V., Chobotko H., Raichuk L., Shvydenko I., Umanskyi M., Kichigina O., Teteruk O. The formation of current internal exposure doses of the Ukrainian Polissia rural population. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2020. Vol: 10, No. 6. Pp. 249-254. DOI: 10.15421/2020_290.
 164. Masiuk, S., Chepurny, M., Buderatska, V. et al. Thyroid doses in Ukraine due to ¹³¹I intake after the Chernobyl accident. Report I: revision of direct thyroid measurements. *Radiat Environ Biophys* 60, 267–288 (2021). <https://doi.org/10.1007/s00411-021-00896-9>
 165. Vinichuk M.M., Johanson K.J. Role of the fungal mycelium in the retention of radiocaesium in forest soils. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2005. 78. P. 77–92.
 166. Outola I., Pehrman R., Jaakkola T. Effect of industrial pollution on the distribution of ¹³⁷Cs in soil and the soil-to-plant transfer in a pine forest in SW Finland. *The Science of the Total Environment*. 2003. 30. P. 221–230.
 167. Prakash, A., Ornelas-Paz, J. de J. Irradiation of fruits and vegetables // Postharvest Technology of Perishable Horticultural Commodities / E. M. Yahia (Ed.). – Woodhead Publishing, 2019. – P. 563–589. – ISBN 9780128132760. – DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813276-0.00017-1>.
 168. Raychuk L.A. Ecosystem management in the context of radiation contamination of areas. *Вісник Житомирського національного агроекологічного університету*. 2016. № 1 (55), т. 3. С. 428–434.

169. Raichuk L., Shvydenko I., Chobotko G. Mathematical modeling of radionuclide migration in forest ecosystems in the context of achieving the objectives of Green Economy. International scientific and practical conference «Challenges, threats and developments in biology, agriculture, ecology, geography, geology and chemistry»: conference proceedings (Lublin, the Republic of Poland, July 2-3, 2021). Lublin: University of Life Sciences in Lublin, «Baltija Publishing», 2021. Pp. 90–94. DOI: <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-111-4-21>.
170. Richard T. Forman Urban Ecology. Cambridge University Press, 2014. 464 p.
171. Soukhova N.V., Fesenko S.V., Klein D. at al. ^{137}Cs distribution among annual rings of different tree species contaminated after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2003. Vol. 65. P. 19–28.
172. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 2020/2021 Report, Volume I: Report to the General Assembly, with Scientific Annex A - Evaluation of Medical Exposure to Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. (2022) Published by United Nations. DOI: <https://doi.org/10.18356/9789210010030>.
173. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 2020/2021 Report, Volume II: Report to the General Assembly, with Scientific Annex B - Levels and effects of radiation exposure due to the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station: implications of information published since the UNSCEAR 2013 Report. (2021) Published by United Nations.
174. Steiner M., Linkov I., Yoshida S. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002. 58. P. 217–241.
175. Thiry Y., Goor F., Riesen T. The true distribution and accumulation of radiocaesium in stem of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002. 58. P. 243–259.
176. Toal M.E., Copplestone D., Johnson M.S., at al. Quantifying ^{137}Cs aggregated transfer coefficients in a semi-natural woodland ecosystem adjacent to a nuclear reprocessing facility. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002. 63. P. 85–103.
177. United Nations Environment Programme (2016). Radiation: Effects and sources. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/7790>.

**Г.М. Чоботько
О.С. Дем'янюк
Л.А. Райчук
І.К. Швиденко**

ПРИКЛАДНА РАДІОЕКОЛОГІЯ З ОСНОВАМИ РАДІОБІОЛОГІЇ

Підписано до друку 15.07.25 Формат 60x84\16
Ум. Дрк. Арк.. 20,3 Наклад 100 прим. Зам. № 250527

Видавець і виготовлювач Національний університет біоресурсів
і природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, м. Київ, 03041.
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 4097 від 17.06.2011