

Міністерство освіти і науки України
Національний університет водного господарства та
природокористування

Клименко М. О., Клименко О. М., Клименко Л. В.

РАДІОЕКОЛОГІЯ

Підручник

Рівне - 2020

УДК 502.7(075.8)
К49

Рецензенти:

Лико Д. В., доктор сільськогосподарських наук, професор, завідувач кафедри екології Рівненського державного гуманітарного університету, м. Рівне;

Долженчук В. І., кандидат сільськогосподарських наук, в.о. директора Рівненської філії державної установи «Інститут охорони ґрунтів України», м. Рівне;

Бєдункова О. О., доктор біологічних наук, професор кафедри екології, технології захисту навколишнього середовища та лісового господарства Національного університету водного господарства та природокористування, м. Рівне.

*Затверджено Вченою радою Національного університету
водного господарства та природокористування.
Протокол № 9 від 29 листопада 2019 року)*

Клименко М. О., Клименко О. М., Клименко Л. В.

К49 Радіоекологія : підручник. – Рівне : НУВГП, 2020. – 304 с.

ISBN 978-966-327-468-3

Підручник присвячений набуттю здобувачами вищої освіти компетенцій згідно вимог СВОУ третього покоління для спеціальностей: 101 «Екологія»; 183 «Технології захисту навколишнього середовища»; 205 «Лісове господарство». У підручнику викладено основні поняття, закономірності біологічної дії на організми, особливості міграції радіонуклідів у екосистемах.

УДК 502.7(075.8)

ISBN 978-966-327-468-3

© М. О. Клименко, О. М. Клименко,
Л. В. Клименко, 2020

© Національний університет
водного господарства та
природокористування, 2020

ЗМІСТ

ВСТУП	8
РОЗДІЛ 1 РАДІОЕКОЛОГІЯ ЯК НАУКА	10
1.1. Загальна радіобіологія та радіоекологія	10
1.2. Визначення радіоекології як науки	11
1.3. Об'єкт, предмет та завдання радіоекології	12
1.4. Зв'язок радіоекології з іншими навчальними дисциплінами	14
1.5. Етапи розвитку радіоекології	16
РОЗДІЛ 2 РАДІОАКТИВНІСТЬ І ОДИНИЦІ ЇЇ ВИМІРЮВАННЯ	24
2.1. Явище радіоактивності	24
2.2. Типи іонізуючих випромінювань	25
2.3. Одиниці вимірювань	28
2.4. Апаратура для дозиметричних і радіометричних досліджень	32
РОЗДІЛ 3 БІОЛОГІЧНА ДІЯ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ	34
3.1. Біологічна дія іонізуючих випромінювань	34
3.2. Теорія прямого і непрямого впливу іонізуючого випромінювання	40
3.2.1. Теорія прямої дії радіації	41
3.2.2. Теорія непрямої дії іонізуючих випромінювань	43
РОЗДІЛ 4 ДЖЕРЕЛА ОПРОМІНЕННЯ БІОТИ Й ЛЮДИНИ ІОНІЗУЮЧОЮ РАДІАЦІЄЮ	53
4.1. Природні джерела опромінення	53
4.2. Космічні промені	59
4.3. Антропогенні зміни радіоактивного фону	60
4.4. Чорнобильська та Фукусімська катастрофи ...	69
РОЗДІЛ 5 НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ЗОВНІШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ	81
5.1. Шляхи надходження радіонуклідів у зовнішнє середовище	81

5.2.	Загальні закономірності переміщення радіоактивних речовин у біосфері	85
5.3.	Повітряний шлях надходження радіонуклідів	86
РОЗДІЛ 6	ВИКОРИСТАННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У НАРОДНОМУ ГОСПОДАРСТВІ	91
6.1.	Напрямки використання радіонуклідів	91
6.2.	Використання радіоактивних ізотопів в якості індикаторів	92
6.3.	Нейтронно-активаційний аналіз	93
6.4.	Метод in Vitro радіоізотопних досліджень	93
6.5.	Радіоімунологічний метод аналізу	93
6.6.	Терапевтичне використання іонізуючих випромінювань	94
6.7.	Використання іонізуючих випромінювань в сільському господарстві	94
РОЗДІЛ 7	МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У НАВКОЛИШНЬОМУ СЕРЕДОВИЩІ	97
7.1.	Шляхи міграції радіонуклідів	97
7.2.	Токсикологія радіоактивних речовин	101
7.3.	Основні фактори, що обумовлюють токсичність радіонуклідів	102
7.4.	Фактори, що визначають ступінь біологічної дії радіоактивних ізотопів	104
РОЗДІЛ 8	НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У РОСЛИНИ	114
8.1.	Особливості надходження радіонуклідів до рослин	114
8.2.	Надходження радіонуклідів до сільськогосподарських культур	117
8.3.	Особливості радіоактивного забруднення сільськогосподарських культур на зрошувальних землях	121
8.4.	Надходження радіонуклідів у рослини луків .	124
РОЗДІЛ 9	ВПЛИВ РАДІОНУКЛІДІВ НА РОСЛИНИ	127
9.1.	Формування радіаційного синдрому у рослин	127
9.2.	Радіочутливість організмів	131

9.3.	Радіочутливість і радіостійкість різних типів рослинних угруповань	134
РОЗДІЛ 10	НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ В ОРГАНІЗМ	138
10.1.	Характеристика шляхів надходження радіонуклідів і їхніх сумішей в організм	138
10.2.	Нагромадження радіонуклідів в органах і тканинах	143
10.3.	Видалення радіонуклідів з організму	144
РОЗДІЛ 11	РАДІОБІОЛОГІЯ ТВАРИН І ЛЮДИНИ ..	146
11.1.	Радіаційний синдром у ссавців	146
11.2.	Кістково-мозковий синдром	149
11.3.	Гастроінтестинальний синдром	151
11.4.	Синдром центральної нервової системи	152
РОЗДІЛ 12	ПРОМЕНЕВЕ УРАЖЕННЯ ТВАРИН І ЛЮДИНИ	154
12.1.	Променева хвороба	154
12.2.	Діагностика променевої хвороби у сільськогосподарських тварин	157
12.3.	Профілактика променевої хвороби	158
12.4.	Лікування променевої хвороби	159
12.5.	Променеві опіки	160
12.6.	Віддалені наслідки дії радіації	160
РОЗДІЛ 13.	МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ В АГРОЕКОСИСТЕМАХ	162
13.1.	Особливості міграції радіонуклідів в агроecosистемах	162
13.2.	Основні закономірності поглинання радіонуклідів у ґрунті	166
13.3.	Значення мінералогічного та гранулометричного складу ґрунтів у сорбції радіонуклідів.	169
13.4.	Вплив агрохімічних властивостей ґрунту на рухливість радіонуклідів	172

РОЗДІЛ 14	МИГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ДЕРЕВНУ ПРОДУКЦІЮ ЛІСУ	179
14.1	Особливості просторового забруднення радіонуклідами території держлісфонду	179
14.2	Вертикальний розподіл ^{137}Cs у лісових ґрунтах основних типів умов місцезростання	183
14.3	Міграція радіонуклідів у різних типах ландшафтів	188
14.4	Міграція ^{137}Cs в основні лісоутворюючі породи	192
14.5	Розподіл ^{137}Cs в основних компонентах лісових ценозів	198
РОЗДІЛ 15	МИГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У НЕДЕРЕВНУ ПРОДУКЦІЮ	200
15.1	Накопичення радіонуклідів у недеревній продукції лісів	200
15.1.1	Радіоактивне забруднення сіна	201
15.1.2	Радіоактивне забруднення деревних соків	203
15.1.3	Радіоактивне забруднення їстівних грибів	204
15.1.4	Радіоактивне забруднення дикорослих ягід	205
	...	
15.1.5	Радіоактивне забруднення дикорослої лікарської сировини	207
15.1.6	Бджільництво	210
15.2	Зниження вмісту радіонуклідів у харчовій продукції лісу при переробці	210
РОЗДІЛ 16	МИГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ГІДРОЕКОСИСТЕМАХ	218
16.1	Загальні властивості гідроекосистем	218
16.2	Розподіл радіонуклідів серед компонентів гідроекосистем	219
16.3	Радіоємність каскаду прісноводних водоймищ	222
РОЗДІЛ 17	МИГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ В УРБООКОСИСТЕМАХ	226

17.1	Надходження радіонуклідів в урбоекосистемі	226
17.2	Розподіл і міграція радіонуклідів в урбоекосистемі	228
РОЗДІЛ 18	АНАЛІЗ КОНТРЗАХОДІВ РАДІО-ЕКОЛОГІЧНОГО НАПРЯМУ, ЯКІ ЗМЕНШУЮТЬ ДОЗОВЕ НАВАНТАЖЕННЯ	231
18.1	Біологічний ефект іонізуючого опромінення .	231
18.1.1	Основні чинники, що зумовлюють формування дозового навантаження для населення	241
18.2	Заходи зниження радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції	244
18.2.1	Дезактивація ґрунтів	246
18.2.2	Агротехнічні заходи	250
18.2.3	Агрохімічні та агроеліоративні заходи	252
РОЗДІЛ 19	РАДІАЦІЙНИЙ МОНІТОРИНГ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА	258
19.1	Радіаційний моніторинг навколишнього середовища	258
19.2	Радіаційний моніторинг сфери агропромислового виробництва	262
19.3	Принципи організацій й структура радіаційного моніторингу агропромислового комплексу	264
	ДОДАТКИ	270
	ПРИКЛАДИ ТЕСТОВИХ ЗАВДАНЬ	272
	ГЛОСАРІЙ.....	280
	ТЕРМІНОЛОГІЧНИЙ ПОКАЖЧИК	297
	СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	298

ВСТУП

Розвиток суспільства на засадах стійкого розвитку тісно пов'язаний з використанням і пошуком нових джерел енергії. Поряд з традиційними видами в останні десятиріччя дедалі більше використовується енергія ядерного поділу, на чому базується робота АЕС. На даний час, у деяких країнах, виробляється більше половини електроенергії на АЕС. Будуються і вводяться в експлуатацію нові АЕС. Однак, за неповними даними у світі зареєстровано більше 100 радіаційних аварій, в тому числі в Росії, США, Англії, Японії та Україні. У зв'язку з цими аваріями виникає потреба в комплексній оцінці цього джерела енергії, його впливу на навколишнє середовище, здоров'я людини, рослинний і тваринний світ. Дуже гостро постала проблема радіаційного моніторингу для поліпшення контролю за середовищем, розробки методів і заходів стабілізації обстановки на забруднених радіонуклідами територіях і створення безпечних умов для життя й праці людини.

Після катастрофи на ЧАЕС постала гостра необхідність у рекомендаціях для довгострокової роботи і життєдіяльності населення на забруднених територіях. Такі рекомендації спроможні розробити та впровадити у виробництва фахівці з відповідною радіобіологічною і радіоекологічною підготовкою. А тому знання з радіоекології необхідні не лише екологам, але і фахівцям, які працюють в аграрному секторі і лісовому господарстві. Ці обставини і спонукали розробників навчальних планів підготовки фахівців за природничим напрямом ввести в перелік дисциплін за вибором ЗВО курс «Радіоекологія».

Наука «Радіоекологія» вивчає закономірності хронічної дії ізотопів різних хімічних елементів, що є гама, бета- і альфа-випромінювачами, на прикладі різних організмів та природних угруповань. Завдячуючи

дослідженням М.В. Тимофєєва-Ресовського, М.В. Куликова, І.В. Молчанової, А.Н. Тюрюканова та ін., які були проведені на Уралі в 40-60-х роках ХХ ст. вдалося класифікувати радіонукліди за ступенем їх мобільності в ґрунтах та різних екосистемах і започаткувати власне науку радіоекологію. Особливої уваги заслуговують дані за коефіцієнтами накопичення різних радіонуклідів організмами та встановлені особливості щодо їх дії на живі організми. Виявлена як стимулююча дія низьких концентрацій, так і пригнічувальна дія високих концентрацій радіонуклідів на представників біоти. Важливою проблемою радіоекології є не лише проблема міграції радіонуклідів в екосистемах, але і проблема вивчення радіоекологічних ефектів впливу радіонуклідів на людину, особливостей впливу випромінювань на різні органи і тканини, змін в організмі внаслідок проживання на забруднених радіонуклідами територіях.

Підручник присвячений набуттю компетенцій згідно вимог СВОУ третього покоління для спеціальностей: 101 «Екологія» – здатність проводити екологічний моніторинг та оцінювати поточний стан навколишнього середовища; 183 «Технології захисту навколишнього середовища» – здатність здійснювати контроль за забрудненням повітряного басейну водних об'єктів, ґрунтового покриву та геологічного середовища; 205 «Лісове господарство» – здатність здійснювати наукові дослідження лісових екосистем.

Підручник підготовлений з використанням матеріалів окремих розділів з відомих підручників і посібників Ю.А. Кутлахмедова, В.І. Корогодіна, В.К. Кольтовера, В.П. Зотова, А.Д. Белова, В.А. Крішіна, Н.П. Лисенка, В.В. Пака, Л.В. Рогожіна, Д.М. Гродзинського, Б.С. Прістера, М.О. Лощілова, О.Ф. Немеца, В.А. Пояркова, М.М. Калетніка, В.П. Краснова, В.О. Бозуна, О.О. Орлова, Г.П. Перепелятнікова та ін.

РОЗДІЛ 1 РАДІОЕКОЛОГІЯ ЯК НАУКА

- 1.1. Загальна радіобіологія та радіоекологія**
- 1.2. Визначення радіоекології як науки**
- 1.3. Предмет та завдання радіоекології, її особливості як науки**
- 1.4. Зв'язок радіоекології з іншими навчальними дисциплінами**
- 1.5. Етапи розвитку радіоекології**

1.1. Загальна радіобіологія та радіоекологія

Загальна радіобіологія наука порівняно молода, виникнення її пов'язано з відкриттям рентгенівського випромінювання (С. В. Рентген, 1895 рік) та природної радіоактивності (А. Беккерель, 1896 рік). Разом з тим існують відомості, що згадані невідомі промені вперше були відкриті українським вченим Іваном Пулюєм з Тернопільщини ще задовго до В. Рентгена.

Звичайно відразу ж було розпочато дослідження дії іонізуючого випромінювання на живі організми. Перші експерименти носили переважно описовий (якісний) характер внаслідок недостатнього розвитку на той час дозиметрії. Зокрема було помічено, що опромінення може справляти як летальний так і нелетальний ефект на клітину, зокрема у вигляді різних морфологічних аномалій тобто відхилень.

Тому загальна радіобіологія вивчає такі основні питання:

- радіочутливість, або чутливість біологічних об'єктів до дії іонізуючого випромінювання, яке є найголовнішим поняттям в радіобіології.
- фізичні властивості іонізуючого випромінювання, адже саме такі властивості і обумовлюють насамперед

особливості взаємодії іонізуючого випромінювання з речовиною, зокрема відносно біологічну ефективність.

- променеві реакції клітини на дію іонізуючого випромінювання. Адже саме реакцією клітини, як основної структурної і функціональної одиниці організму і визначають формування радіобіологічних ефектів. Під радіобіологічним ефектом в радіобіології розуміють результат або наслідок дії іонізуючого випромінювання на біологічний об'єкт.

- штучну модифікацію радіочутливості. Від лат. «*modificatio*» – видозміна, перетворення і таке інше, що не передається спадково.

- теоретичні уявлення про механізм біологічної дії іонізуючого випромінювання.

Радіоекологія досліджує розподіл, міграцію та кругообіг радіоактивних речовин в екосистемах та біосфері в цілому, а також вплив іонізуючого випромінювання, зумовленого наявністю радіоактивних речовин у довкіллі, на біогеоценози та популяції.

Радіоекологію розглядають і як розділ радіобіології, і як цілком самостійну науку, що сформувалася на стику екології і радіобіології.

1.2. Визначення радіоекології як науки

Радіоекологія (походить від лат. «*radius*» – промінь, гр. «*oikos*» – дім та гр. «*logos*» – слово, вчення) – міждисциплінарна наука, що вивчає розподіл, міграцію, кругообіг радіонуклідів у біосфері, дію іонізуючого випромінювання на біогеоценози і популяції організмів.

Термін «радіоекологія» вперше було використано у наукових працях в 1956 році у США (Е.Р. Odum) в Росії (О.М. Кузін, О.О. Передельський).

У науці радіоекології виділяють дві проблеми, які взаємопов'язані одна з одною. Перша проблема стосується

встановленню особливостей міграції радіонуклідів в екосистемах з використанням коефіцієнтів накопичення і переходу їх з певного оточення в певні організми, а також розподілу їх по профілю ґрунту.

Друга проблема – передбачає вивчення впливу на той чи інший організм радіонуклідів, що накопичилися у ньому і, насамперед, на його репродуктивні функції (здатність підтримувати чисельність тієї чи іншої популяції).

Не менш важливою проблемою радіоекології є вивчення радіоекологічних аспектів впливу радіонуклідів на біоту і людей.

Актуальними є також проблеми проживання людей і ведення ними господарства на територіях, забруднених радіонуклідами, внаслідок Чорнобильської катастрофи та прогнозування радіоекологічних процесів у майбутньому.

1.3. Об'єкт, предмет та завдання радіоекології

В природі не існує матеріальних об'єктів, які не зазнавали б впливу іонізуючого випромінювання, оскільки енергія іонізуючого випромінювання завжди переважає внутрішню енергію молекул, зокрема біологічно важливих а також міжмолекулярні зв'язки. Адже енергія, що утримує електрон біля ядра атома дорівнює 10-12 і рідко перевищує 35-60 еВ. Тоді як енергія γ -квантів та заряджених частинок може досягати 1 і більше МеВ, що значно перевищує енергію іонізації атомів. Крім того, перераховані частинки та γ -кванти здатні проникати вглиб опромінюваного об'єкту, взаємодіючи з усіма його структурами, які представлені молекулами та атомами. Саме з врахуванням цього феномену радіоекологія вивчає наслідки дії радіонуклідів на біосферу, біогеоценози і популяції організмів.

Об'єктом радіоекології як науки – є вивчення

процесів поведінки радіонуклідів у навколишньому середовищі, механізмів міграції їх у різних частинах геосфери (атмосфері, літосфері й гідросфері) та біосфери через флору та фауну до людини.

Предметом радіоекології як науки є показники, які характеризують розповсюдження радіонуклідів у довкіллі, кількісно і якісно оцінюють міграцію радіонуклідів по ланцюгам живлення із прогнозуванням наслідків їх надходження до людини.

Радіоекологія є експериментальною наукою, а це означає, що жодне твердження в радіоекології не може бути прийнято, якщо відсутня можливість експериментального підтвердження даної гіпотези, ідеї, теорії, здогадки, припущення і так далі. Одночасно в радіоекології існує необхідність проведення наукових досліджень на всіх рівнях організації живого: від молекули до популяції. Це обумовлено зокрема тим, що має місце специфіка взаємодії іонізуючого випромінювання з молекулами та структурами клітини.

В радіоекології надзвичайно велика практична значимість та відповідальність отриманих дослідним шляхом результатів. Це викликано тим, що існує необхідність в екстраполяції таких результатів на більш високі рівні організації матерії (наприклад при оцінці радіаційно-генетичних наслідків опромінення).

Головне завдання радіоекології полягає в розробці комплексу природоохоронних заходів, спрямованих на зниження надходження радіонуклідів по харчових ланцюжках до раціону людини з метою максимально можливого зменшення негативної дії радіонуклідів на її організм.

До основних завдань слід віднести наступні:

- ознайомлення із біологічною дією іонізуючого випромінювання та джерелами опромінення;

- одержання кількісних і якісних показників міграції радіонуклідів в екосистемах та по ланцюгам живлення;
- обґрунтування моделей прогнозу кругообігу радіонуклідів у довкіллі з врахуванням дії екологічних чинників;
- встановлення впливів дії радіонуклідів на біоту та людину;
- кількісне і якісне оцінювання ефектів впливу іонізуючих випромінювань на організменному і популяційному рівнях;
- підвищення рівня радіоекологічних знань спеціалістів та обізнаності населення з радіаційної безпеки.

1.4. Зв'язок радіоекології з іншими навчальними дисциплінами

Радіоекологія є комплексною дисципліною, що має тісні зв'язки з рядом інших дисциплін, а саме:

Радіобіологією, яка вивчає дію іонізуючого випромінювання на біологічні об'єкти.

Радіаційною біофізикою, яка досліджує процеси взаємодії іонізуючого випромінювання з речовинами клітини: збудження електронів, іонізація молекул, внутрішньо-молекулярна міграція електронно-збудженого стану. Тобто радіаційна біофізика займається вивченням механізмів біологічної дії іонізуючих випромінювань.

Радіаційною біохімією, яка вивчає радіаційно-хімічні пошкодження біологічно важливих молекул.

Радіаційною хімією, яка вивчає хімічні взаємодії між активними молекулярними формами, а також реакції цих форм з молекулами.

Радіаційною цитологією, яка вивчає патологію опроміненої клітини у всіх напрямках і тісно переплітається з радіаційною біохімією.

Радіаційною біоценологією. Внаслідок дії іонізуючої радіації на угруповання, або біоценози, можуть

відбуватися зміни в їхньому видовому складі через зниження конкурентоспроможності домінантних видів або посилення життєвих позицій не домінантних, що й призводить до реконструктизації всього консорціуму. Зазначені явища досліджуються із заснуванням методів біоценології.

Радіаційною гігієною, яка вивчає вплив як внутрішнього так і зовнішнього іонізуючого випромінювання на здоров'я людини з метою розробки заходів протирадіаційного захисту від опромінення.

Радіаційною токсикологією, яка вивчає шляхи надходження радіоізотопів в організм, їх розподіл, кінетику, обмін, виведення з організму та біологічну дію.

Одночасно існує взаємозв'язок радіоекології з науками, що вивчаються згідно навчальних планів ЗВО (рис. 1.1).

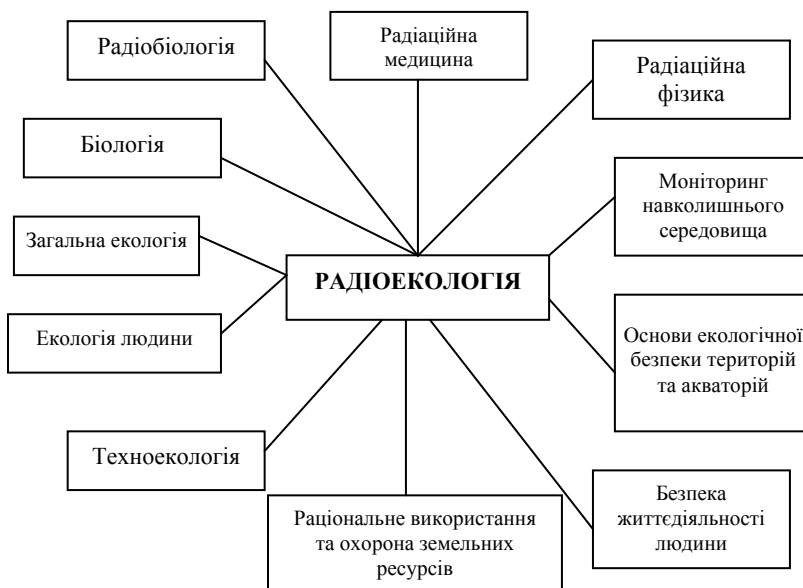


Рис. 1.1. Взаємозв'язок науки «Радіоекологія» з іншими науками

Радіоекологія на даний час взаємопов'язана як з основними радіоекологічними науками так і самостійними напрямками як: радіоекологія людини, сільськогосподарська та лісова радіоекологія, радіоекологія зрошувального землеробства і водна радіоекологія, радіоекологія тварин і радіоекологія ландшафтів, радіоекологія АЕС.

1.5. Етапи розвитку радіоекології

Виникнення радіоекології як науки пов'язано з трьома великими відомими відкриттями:

25 березня 1895 року німецький фізик, професор Вищої сільськогосподарської школи в Хоенхаймі, а пізніше ректор Мюнхенського університету Вільгельм Конрад Рентген, відкрив невідомі промені (X-промені як їх тоді називали). В. Рентген був першим фізиком, який 10 грудня 1901 року отримав за дане відкриття Нобелівську премію;

26 лютого 1896 року професор фізики Паризького музею історії А. Беккерель, фахівець в галузі люмінесценції, відкрив природну радіоактивність солей урану. Був також нагороджений Нобелівською премією.

1898 рік відкрито і виділено декілька радіоактивних елементів (полоній, радій) Марія Складовською та П'єром Кюрі (подружжя). П'єр Кюрі – французький фізик, член французької Академії Наук. Марія Складовська-Кюрі також французький фізик і хімік.

Крім того ними було встановлено, що радіоактивний розпад не залежить від зовнішніх умов. Нагороджені Нобелівською премією. Через 32 роки після батьків, їх дочка Ірен з чоловіком Фредеріком Жоліо-Кюрі відкрили штучну радіоактивність. Нагороджені Нобелівською премією.

Основні етапи розвитку радіоекології

В історії радіоекології розрізняють три основні етапи розвитку цієї науки.

Перший етап розпочався відразу ж після відкриття у 1895 році рентгенівських променів, який започаткував дослідження дії іонізуючого випромінювання, в тому числі і на біологічні об'єкти.

Вважають, що народження радіобіології відбулось в 1899 році, коли була опублікована перша наукова праця Ф. Шаудину – відомого німецького вченого, який дослідив реакцію декількох видів найпростіших організмів на дію іонізуючого випромінювання.

Нові промені були не тільки невидимі, а також невідчутні. Але міф про їх нешкідливість швидко розвіявся. Виявилось, що результатами впливу іонізуючого випромінювання можуть бути опіки шкіри, променеві виразки, випадіння волосся.

Було встановлено, що іонізуюче випромінювання може справляти вплив на статеві залози. Пізніше було встановлено, що згадані невідомі промені можуть вбивати мишей. Тоді ж було виявлено, що різні клітини тканин і органи організму мають неоднакову чутливість до дії іонізуючого випромінювання, а всередині клітини найбільш чутливим є ядро.

Загальною реакцією клітини на опромінення виявилось припинення клітинного поділу. Факти, що накопились на той час, стали фундаментом для поступового формування певних закономірностей, перша із яких і була сформульована в 1906 році.

Це фундаментальний закон (правило) радіобіології І. Бергонье-Л. Трибондо (французькі біологи) – чим активніше проліферують (розростання тканин організму тільки шляхом новоутворення і розмноження клітин) клітини, тим вони є радіочутливіші.

Тобто чим більша здатність клітин до розмноження (поділу) і слабше виражена їх морфологія і функції (або диференціація) тим вони є більш радіочутливішими.

Диференціація – це виникнення відмінностей між частинами організму та їх спеціалізація під час розвитку. Власне було пояснено різну чутливість різних клітин в організмі, а отже стало можливим подавляти пухлинні клітини з допомогою випромінювання.

Було відкрито мутагенну дію іонізуючого випромінювання - виникнення спадкових змін – **мутацій**. Термін мутації походить від лат. «mutati» – зміна, це стійка зміна генетичного апарату, що виникає раптово і передається нащадкам.

Це відкриття було зроблене в 1925-1927 рр. радянськими вченими Г.А. Надсеню і Г.С. Філіповим в експериментах на дріжджах, а пізніше Г. Меллером (США) на мушці дрозофілі. Зокрема було виявлено, що іонізуюче випромінювання не тільки пошкоджує спадковий механізм клітини, а також викликає в ньому необоротні зміни – мутації. Саме мутагенна дія та подавлення проліферації і лягли в основу поділу радіобіології на дві галузі практичного її застосування – це променева терапія та радіаційна селекція.

Як буде показано пізніше, при деяких значеннях енергії, а отже і швидкості частинок величина передачі енергії на одиницю пробігу досягає максимальних значень. Ця обставина дозволяє підібрати такий тип випромінювання та його енергетичні характеристики, при якому максимальна передача енергії біологічній тканині відбувається саме в місці локалізації злужісних клітин.

Але через недостатній розвиток дозиметрії на той час (розділ фізики, що вивчає вимірювання іонізуючого випромінювання) даний період розвитку радіоекології характеризується переважно роботами описового

характеру.

Поступовий розвиток дозиметрії сприяв становленню кількісних принципів радіобіології, метою яких було пов'язати біологічний ефект з дозою опромінення.

В цей час було висунуто ряд теорій «мішені», «точкового тепла», «унікальних» та «масових» структур клітини та інші. По суті вся історія радіобіології являє собою ряд послідовних спроб науково пояснити існування радіобіологічного парадоксу.

Така перша спроба і була зроблена фізиком Ф. Дессауером в 1922-1923 рр., який запропонував теорію «точкового тепла». Дана теорія пояснювала пошкодження клітини при іонізації (і точковим перегрівом) в деякому чутливому об'ємі, що становить невелику частину клітини. Згадана теорія пізніше була розвинена радянськими вченими Н.В. Тимофєєвим-Ресовським, К. Циммером та іншими, що пізніше було сформульовано, як «теорію мішені». Єдиної теорії радіобіологічних ефектів на сьогодні ще не існує.

Наступний період в розвитку радіобіології пов'язаний з відкриттям пострадіаційного відновлення і відкриття молекулярних механізмів такого відновлення – репарації ДНК (від лат. «*geratio*» – відновлення).

Репарація – це процес повного або часткового відновлення природної структури ДНК, пошкодженої при γ -опроміненні або хімічними агентами, який властивий клітинам всіх організмів.

Було встановлено, що формування кінцевого радіобіологічного ефекту – це є поєднання процесів, що ведуть до пошкоджень і одночасних відновлювальних актів, що протидіють негативним змінам в організмі.

Важливим етапом в розвитку радіобіології стала Женевська конференція 1955 року, щодо мирного використання атомної енергії, де постала проблема

збільшення радіаційного фону внаслідок випробування ядерної зброї.

Нові складні завдання постали перед радіобіологами після вибухів атомних бомб над японськими містами Хіросіма та Нагасаки 6 і 9 серпня 1945 року.

Тривав перший етап розвитку радіоекології з 1896 р. по 1945р. В 1945 році США скинули дві атомні бомби над містами Хіросіма та Нагасаки. Помітний вклад в розвиток радіоекології в перший період зробили Е. Марден, І.В. Курчатов, А.П. Виноградов і В.І. Баранов, які вивчали вміст природних радіонуклідів в навколишньому середовищі.

Другий етап розвитку радіоекології припадає на роки масових випробувань ядерної і термоядерної зброї на Землі та становлення ядерної енергетики.

Цей період характеризується значним забрудненням біосфери Землі радіонуклідами, що утворилися при застосуванні, випробуванні ядерної зброї, а також внаслідок аварій на підприємствах повного ядерного циклу (ППЯЦ). Наприклад, аварії на Уралі м. Киштим 29 вересня 1957 р. і на заводі Уіндскейлі, США, 1957 р.

Перед радіоекологією постали нові завдання, а саме:

- вивчення закономірностей протікання гострої променевої хвороби та наслідків короткотривалої дії великих доз іонізуючого випромінювання;
- вияснення механізмів променевої загибелі організму;
- вияснення природи відмінностей в радіочутливості органів та тканин;
- розгляд і визначення причин близьких та віддалених наслідків променевого пошкодження;
- дослідження генетичних аспектів променевого пошкодження стосовно соматичних (злякисне переродження) і статевих (зміни в потомстві) клітин;

- пошук ефективних засобів від гострих променевиx пошкоджень та їх лікування.

Були створені програми наукових досліджень в різних країнах, об'єктами досліджень стали десятки тисяч людей, що постраждали від атомних бомбардувань Хіросіми та Нагасакі.

Такі дослідження продовжуються і тепер. В експериментах на лабораторних тваринах стали вивчатись ефекти різної потужності та різної дози випромінювання, були випробувані десятки тисяч різних препаратів, як засобів від гострих променевиx пошкоджень та їх лікування.

В цей період проводили дослідження такі відомі вчені, як А.П. Виноградов, В.І. Баранов, В.М. Ключковський, М.В. Тимофеев-Ресовський і розпочали дослідження такі відомі нині вчені, як Ю.А. Израель, І.А. Корнєєв, Е.Б. Тюрюканов, Б.С. Прістер, Н.А. Архіпов, Є.В. Юдінцев, Р.М. Алексахін, Н.В. Гулякін, Г.Г. Полікарпов та інші. Вагомий вклад в розвиток радіоекології зробили зарубіжні вчені Р.С. Рассел, Л. Фредеріксон, Ф. Людвіг, Р.Г. Мензель, Х. Німітц.

Завдячуючи цим вченим та їх науковим розробкам була сформована самостійна наука – радіоекологія.

Другий етап тривав впродовж 1945-1986 років. В цей період сформувалась мережа науково-дослідних установ, якими був отриманий і узагальнений значний об'єм наукової інформації про міграцію радіонуклідів, наслідків їх дії, розроблені заходи, які знижують вплив радіонуклідів на людину і біосферу.

Третій етап у розвитку радіоекології розпочався після катастрофи на Чорнобильській АЕС (26 квітня 1986 р.).

Після катастрофи стало ясно, що ядерні вибухи – це найсерйозніша небезпека для людства. Для вирішення

проблем, що виникли в результаті аварії на Чорнобильській АЕС, накопичений радіобіологією досвід значною мірою виявився непридатним, адже, як виявилось, загрозою для здоров'я та життя людей може бути не лише короткотривале опромінення в великих дозах, а також і тривале опромінення при відносно малій потужності дози.

Стало відомо, що при низьких дозах опромінення механізм пошкоджень, а також докази його променевої природи ускладнені, а роль взаємодії променивих та непроменивих факторів різко зростає. Тому терміново виникла потреба в нових широкомасштабних дослідженнях особливостей дії малих доз випромінювання, зокрема таких:

- особливості механізмів біологічної дії малих доз іонізуючого випромінювання;
- механізми пошкоджуючої та стимулюючої дії на різні живі системи;
- особливості комбінованого променевого пошкодження від сукупної дії радіонуклідів, що надходять всередину організму;
- взаємодія малих доз з іншими факторами середовища (забруднення атмосфери, води та ґрунту забруднювачами різної природи);
- пошук принципово нових протипроменивих засобів, придатних для тривалого введення в організм та інше.

В Україні в 1986 р. були створені Український НДІ сільськогосподарської радіології і Український науковий центр радіаційної медицини та була розширена сітка наукових лабораторій, в яких стали проводитись численні радіоекологічні дослідження.

За короткий період вдалося отримати величезний об'єм наукової інформації, в якій визначені кількісні та якісні параметри міграції в ланцюгах живлення основних радіонуклідів, викинутих з ушкодженого реактора ЧАЕС,

дана оцінка впливу радіонуклідів на біосферу і людину, розроблені заходи, що знижують цей вплив.

У НДІ та ЗВО України сформувалися наступні основні напрямки наукової діяльності з проблем радіоекології:

- міграції радіонуклідів у екосистемах;
- особливостей надходження радіонуклідів до рослин, тварин та до людини;
- розрахунку коефіцієнтів переходу радіонуклідів до сільськогосподарських культур;
- обґрунтування моніторингу агро-лісоландшафтів і управління міграцією радіонуклідів на забруднених радіонуклідами територіях;
- розробки та впровадження екологічно безпечних систем землеробства і тваринництва на територіях забруднених радіонуклідами;
- розробки оптимальних систем годівля тварин в зоні радіоактивного забруднення;
- організації лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення.

Третій етап розвитку радіоекології триває і сьогодні.

Запитання для самоперевірки

1. *Дайте визначення радіоекології як науки та назвіть основні завдання цього предмету.*
2. *Як формувалось уявлення про об'єкт та предмет дослідження радіоекології?*
3. *Охарактеризуйте зв'язок радіоекології з іншими дисциплінами.*
4. *Назвіть та охарактеризуйте основні етапи розвитку радіоекології.*
5. *Що послужило причиною створення Українського НДІ сільськогосподарської радіології?*

РОЗДІЛ 2 РАДІОАКТИВНІСТЬ І ОДИНИЦІ ЇЇ ВИМІРЮВАННЯ

- 2.1. Явище радіоактивності
- 2.2. Типи іонізуючих випромінювань
- 2.3. Одиниці вимірювань
- 2.4. Апаратура для дозиметричних і радіометричних досліджень

2.1. Явище радіоактивності

Радіоактивність – це спонтанне (не вимушене, не спричинене зовнішніми факторами) перетворення нестійкого ізотопу одного хімічного елемента із основного або збудженого (метастабільного) стану в ізотоп іншого елемента, що супроводжується виділенням енергії шляхом випускання елементарних частинок або ядер. Такі перетворення ядер та ядра, а також відповідні атоми називаються радіоактивними.

Відкриття радіоактивності відіграло значну роль в розвитку науково-технічного прогресу.

Відомо, що для мікрочастинок є обов'язковим виконання особливих квантових законів, у відповідності з якими нуклони не можуть бути в однаковому стані, наприклад в стані спокою.

Тому нуклони рухаються в ядрі з різною швидкістю, а отже і енергією, чим і визначається в цілому величина енергії ядра атома. Стан ядра з мінімальним значенням такої енергії називається основним. Решта станів, відмінних від основного називаються збудженими. Різниця енергії між збудженим та основним станом називається енергією збудження.

Оскільки ядро завжди прагне набути основного стану, то при переході від збудженого стану до основного випускається γ -квант, енергія якого чисельно рівна енергії

збудження. При великих значеннях різниці енергії одночасно може мати місце також конверсія (від лат. «conversio» – перетворення, зміна) – передача частини енергії атомному електрону на К-оболонці. Якщо ж збудження ядра перевищує подвійну енергію спокою електрона то може мати місце так звана парна конверсія – утворення пари позитрон-електрон.

Суть радіоактивного перетворення ядер полягає у наступному: маса ядра атома є меншою маси окремих нуклідів, з яких складається ядро на величину енергії зв'язку між нуклонами в ядрі (що виходить з принципу еквівалентності А. Ейнштейна, що встановлює рівність між енергією та масою $E=mc^2$). Тому різні ядра мають різну енергію зв'язку, так як ядра з однаковою кількістю нуклонів, але різною кількістю протонів будуть мати різну енергію, про що згадувалось раніше.

Тому радіоактивні перетворення ядер – це здатність їх переходити з одного стану в інший з меншою енергією і випускати при цьому заряджені частинки або γ -кванти.

2.2. Типи іонізуючих випромінювань

Одним із фізичних чинників навколишнього середовища, який здатний негативно впливати на здоров'я людини, є іонізуюче випромінювання природного або техногенного походження.

Іонізуючим випромінюванням називають будь-яке випромінювання, взаємодія якого із середовищем, що опромінюється, викликає розпад нейтральних атомів і молекул на іони, які несуть на собі електричний заряд.

Відомі дві основні групи фізичних чинників навколишнього середовища, які мають іонізуючі властивості – корпускулярні і електромагнітні (хвильові, фотонні) випромінювання.

Корпускулярні іонізуючі випромінювання – це

елементарні та інші частинки матерії, маса спокою яких відмінна від нуля. До них належать α -частинки, β -частинки (електрони та позитрони), протони, нейтрони та інші елементарні частинки.

До електромагнітних іонізуючих випромінювань належать γ - та рентгенівське випромінювання, короткохвильові ультрафіолетові та деякі інші випромінювання.

Походження корпускулярних іонізуючих випромінювань пов'язано з явищем радіоактивності. Різновиди одного й того самого елемента, які мають різну атомну масу, але є ідентичними за хімічними властивостями (а тому займають одне й те саме місце в періодичній системі елементів Менделєєва), отримали назву ізотопів (від грец. *isos* – однаковий, *topos* – місце).

За своїми фізичними властивостями всі ізотопи поділяють на дві групи: стабільні і такі, що розпадаються, або радіоактивні.

Радіоактивним ізотопам притаманні внутрішньоядерні перетворення, внаслідок яких відбувається вихід корпускулярних частинок променів, здатних іонізувати речовину.

Найважливішими в гігієнічному відношенні характеристиками будь-яких іонізуючих випромінювань є їх проникна здатність, енергія та щільність іонізації.

Для ***α -променів*** (за енергії 4MeV) проникна здатність (довжина пробігу) становить: у повітрі – 2,5 см, у біологічній тканині – 0,03 мм, в алюмінії – 0,016 мм. Ці промені легко затримуються навіть тонким шаром паперу. Тому в разі зовнішнього опромінення α -промені суттєвої біологічної загрози для людини не становлять. Однак ця загроза значно зростає у випадках так званої інкорпорації, тобто проникнення α -частинок в організм з вдихуванням повітрям, перорально, перентально та іншими шляхами. У

таких випадках дія α -променів особливо згубна, оскільки притаманна їм щільність іонізації в декілька тисяч разів більша ніж у β -частинок і γ -променів. Під час проходження шляху в повітрі довжиною в 1 см α -частинки утворюють до 100000 пар іонів.

β -частинки можуть мати негативний (електронний β -розпад) або позитивний ($^+\beta$ -розпад) заряд. Їх проникна здатність значно вища, ніж в α -частинок. Довжина пробігу β -частинок у повітрі може сягати декількох метрів, у воді – 2,6 мм, алюмінії – 9,7 мм. Однак щільність іонізації менша, ніж в α -частинок у сотні тисяч разів – під час проходження 1 см повітряного середовища вони створюють лише 50-150 пар іонів.

γ -промені являють собою потік електромагнітних хвиль завдовжки від 0,1 до 0,01 нм і мають швидкість руху, що близька до швидкості світла. Проникна здатність і довжина їх пробігу значно вищі, ніж в α - і β -частинок. Вони вільно проникають не тільки крізь тіло людини, а й крізь значно щільніші середовища. Однак щільність іонізації значно менша, ніж при α - або β -опроміненні.

До корпускулярних випромінювань, які виникають унаслідок ядерних реакцій, відносять також нейтрони. Проникна здатність нейтронного випромінювання приблизно така сама, як і у γ -променів.

Залежно від типу (швидкості руху) нейтронів вони поглинаються різними матеріалами, які містять бор, графіт, свинець, парафін, бетон та ін.

До корпускулярних іонізуючих випромінювань відносяться і π -мезони (π^- , π^+ , π^0) – елементарні частинки з енергією 25-100 МеВ та масою, що майже у 300 разів перевищує масу електронів.

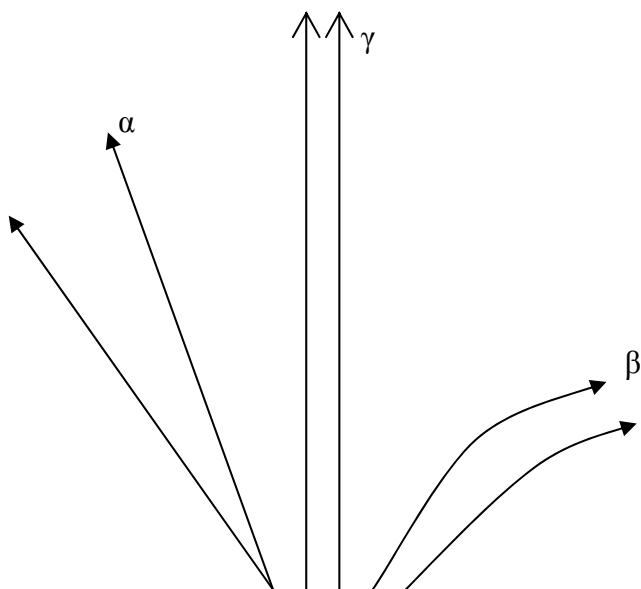


Рис. 2.1. Траєкторія α -, β -, γ -променів в магнітному полі

Одним із поширених видів електромагнітного випромінювання, яке теж справляє іонізуючий ефект, є рентгенівське, яке отримують у спеціальних рентгенівських трубках, де відбувається утворення їх під впливом енергії електронів з розжареного катода, котрі потрапляють на анод.

Рентгенівським променям притаманна висока проникність (чим менша довжина хвилі, яка залежить від напруги, що подається на трубку, тим більша проникна здатність).

2.3. Одиниці вимірювань

Кількісною характеристикою радіоактивної речовини є її активність, тобто кількість ядерних перетворень за секунду. Як одиницю активності γ -випромінювання часто

використовують міліграм-еквівалент радію, тобто кількість міліграмів будь-якого джерела γ -випромінювання, яка створює той самий ефект іонізації, що й 1 мг радію.

Важливою характеристикою радіонукліда є швидкість його розпаду. Кількісним показником цієї характеристики є період напіврозпаду радіонукліда, тобто час, протягом якого розпадається половина всіх атомів даного елемента. Ця величина є сталою для кожного радіонукліда і коливається в дуже широких межах: від часток секунди до декількох мільярдів років.

Дозою називають кількість енергії, що передається тканинам унаслідок впливу іонізуючого випромінювання. Виділяють такі види доз: поглинута, еквівалентна та ефективна.

Поглинута доза – це енергія іонізуючого випромінювання, яка поглинута тканинами організму, що опромінюється, в перерахунку на одиницю маси.

Еквівалентна доза – це поглинена доза, помножена на радіаційний зважувачий фактор випромінювання, який враховує здатність певного виду випромінювань пошкоджувати тканини організму.

Радіаційний зважувачий фактор випромінювання є найбільшим для α -випромінювання і дорівнює 20. Радіаційний зважувачий фактор для β - та γ -випромінювання становить 1.

Ефективна доза – це еквівалентна доза, помножена на коефіцієнт, який враховує ступінь чутливості різних тканин до впливу іонізуючого випромінювання.

Для дозиметричної характеристики ефекту дії іонізуючого випромінювання на довкілля (повітря) і біологічні об'єкти використовують різні одиниці випромінювання: рентген, грей, бер, зіверт та інші дані про які наведено в табл. 2.1.

Таблиця 2.1
Основні дозиметричні одиниці та їх співвідношення

Дозиметрична одиниця	Одиниця виміру		Співвідношення одиниць
	СІ	Позасис- темна	
Активність, <i>A</i>	Беккерель Бк	Кюрі, Кі	1 Бк=2,7×10 ¹¹ Кі
			1 Кі=3,7×10 ¹⁰ Бк
Питома активність, <i>Am</i>	Беккерель на кілограм, Бк/кг	Кюрі на грам, Кі/г	1 Кі/г=3,7×10 ¹¹ Бк/кг
			1 Бк/кг=2,7×10 ⁻¹⁴ Кі/г
Експозиційна доза випромінювання	Кулон на кілограм, Кл/кг	Рентген, Р	1 Кл/кг=3876Р
			1Р=2,58×10 ⁻⁴ Кл/кг
Потужність експозиційної дози	Ампер на кілограм, А/кг	Рентген за секунду, Р/с	1 А/кг=3879Р/с
			1 Р/с=2,58×10 ⁻⁴ Кл/кг
Поглинена доза, <i>D</i>	Грей, Гр	Рад	1 Гр=100 рад
			1 рад=0,01 Гр
Потужність поглиненої дози, <i>D</i>	Грей за секунду, Гр/с	Рад за секунду, рад/с	1 Гр/с=100 рад
			1 рад/с=0,01Гр
Еквівалентна доза, <i>H</i>	Зіверт, Зв	Біологічний еквівалент раду, бер	1 Зв=100 бер
			1 бер=0,013 в
Потужність еквівалентної дози, <i>H</i>	Зіверт за секунду, Зв/с	Бер за секунду, бер/с	1 Зв/с=100 бер
			1 бер/с=0,01 Зв
Ефективна доза, <i>E</i>	Зіверт, Зв	Біологічний еквівалент раду, бер	1 бер=0,01 Зв
			1 Зв=100 бер
Щільність забруднення, <i>b</i>	Кюрі на 1 квадрат- ний кілометр, Кі/км ²		Кі/км ² =3,7×10 ⁴ Бк/м ²

Залежно від дози іонізуючого випромінювання, чутливості до нього і багатьох інших чинників, воно здатне негативно впливати на людину, тварину, рослину, біоценоз в цілому, а за певних умов – призводити до їх загибелі.

Кількість радіоактивної речовини звичайно визначають не одиницею маси, а активністю. Одиницею активності в міжнародній системі одиниць СІ є беккерель (Бк). Один беккерель дорівнює одному розпаду (радіоактивному перетворенню) за секунду (розп/с). $1\text{Бк}=\text{с}^{-1}$. Поряд з системною одиницею широко використовується позасистемна міжнародна одиниця – кюрі (Ки). 1 Ки рівний числу ядер, що розпалися і вміщуються в 1 г радію за 1 с $1\text{Ки}=3,7\times 10^{10}\text{Бк}$. Похідні одиниці утворюються з основних за допомогою префіксів (табл. 2.2).

Таблиця 2.2

***Множники і префікси для утворення кратних і
дольних одиниць та їх назви***

Множ- ник	Пре- фікс	Позначення		Множ- ник	Префікс	Позначення	
		Між- нар	Укр			Між- нар	Укр
10^{18}	експа	Е	Е	10^{-1}	деци	d	д
10^{15}	пета	P	П	10^{-2}	санти	c	с
10^{12}	тера	T	Т	10^{-3}	мілі	m	м
10^9	гіга	G	Г	10^{-6}	мікро	mk	мк
10^6	мега	M	М	10^{-9}	нано	n	н
10^3	кіло	k	к	10^{-12}	піко	p	п
10^2	гекто	h	г	10^{-15}	фемто	f	ф
10^1	дека	da	да	10^{-18}	атто	a	а

З часом активність знижується згідно із законом радіоактивного розпаду:

$$A_t = A_0 e^{-\lambda t} = A_0 e^{-0.693t/T_{1/2}} \quad (2.1)$$

Активність радіоактивної речовини, що припадає на одиницю маси або об'єму називають питомою активністю.

Виділяють три групи ефектів впливу іонізуючого випромінювання на організм людини, що спричиняють радіаційну патологію:

- **детерміністичні** – гостра променева хвороба, хронічна променева хвороба, локальні місцеві ураження;
- **соматостохастичні (вірогіднісні)** – злякисні новоутворення, порушення розвитку плода, зменшення тривалості життя тощо;
- **генетичні** – домінантні та рецесивні генні мутації, хромосомні аберації.

2.4. Апаратура для дозиметричних і радіометричних досліджень

Для якісного та кількісного аналізу складу випромінювання, а також радіонуклідного складу розроблено цілий сектор приладів. Залежно від способу застосування і методу реєстрації даних прилади можна класифікувати як: гамма-спектрометри, бета-спектрометри, альфа-спектрометри, спектрометри вимірювання людини СВЛ, радіометри, дозиметри, радіометри радону. α , β , γ -спектрометри застосовують для визначення якісного і кількісного аналізу α , β , γ -випромінювань радіонуклідів, відповідно, в об'єктах навколишнього середовища, продукції сільського і лісового господарства, продуктах харчування, будівельних матеріалів тощо. Ці аналізатори складаються з відповідного детектора, блока формування електричних сигналів від детектора, багатоканального аналізатора і обчислювального приладу (рис. 2.2).



Рис. 2.2. Радіометр РУГ-2001

Запитання для самоперевірки

- 1. Відкриття радіоактивності і його вплив на розвиток науково-технічного процесу.*
- 2. Дайте характеристику типам іонізуючих випромінювань.*
- 3. Які із випромінювань характеризуються найбільшою іонізаційною здатністю?*
- 4. Наведіть визначення еквівалентної і ефективної дози.*
- 5. Вкажіть співвідношення між одиницями: рентген, грей, бер, зіверт.*

РОЗДІЛ 3 БІОЛОГІЧНА ДІЯ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ

3.1. Біологічна дія іонізуючих випромінювань

3.2. Теорія прямого і непрямого впливу іонізуючого випромінювання

3.2.1. Теорія прямої дії радіації

3.2.2. Теорія непрямої дії іонізуючих випромінювань

3.1. Біологічна дія іонізуючих випромінювань

Основні закономірності біологічної дії іонізуючого випромінювання були встановлені на основі дії однорідного за складом випромінювання (наприклад, гамма чи альфа-випромінювання) на однорідні групи біологічних об'єктів (одноклітинних організмів чи клітин у культурі, сухого насіння рослин чи лінійних мишей однієї статі та одного віку). Лише такі дослідження груп організмів дали змогу в чистому вигляді встановити фундаментальні закономірності біологічної дії іонізуючого випромінювання. До цих закономірностей належать: 1) форми кривих виживаності та їх зв'язок із генетичною структурою організмів; 2) залежність дії випромінювання від потужності його дози і фракціонування опромінення; 3) залежність ефекту опромінення від лінійної передачі (втрати) енергії (ЛПЕ), зумовленої проходженням випромінювання крізь речовину. Знання цих закономірностей допоможе зрозуміти ті особливості біологічної дії випромінювання, що спостерігаються в разі забруднення радіонуклідами природних територій.

Основою радіобіології є закономірності дії іонізуючого випромінювання на різні біологічні об'єкти (мікроорганізми, рослини, тварини) і на людину. З точки зору радіоекології особливий інтерес становлять три

особливості такої дії. По-перше, це хронічний вплив випромінювання, головним чином низьких потужностей; по-друге, поєднання зовнішнього і внутрішнього (за рахунок радіонуклідів, що містяться всередині клітин і організмів) опромінення; по-третє, одночасне опромінення біологічних об'єктів випромінюванням із різними фізичними характеристиками (в основному з різною ЛПЕ). Щоб продемонструвати, як ці три особливості опромінення впливають на його ефект, розглянемо основні закономірності біологічної дії гострого (відносно короткочасного) одноразового зовнішнього опромінення біологічних об'єктів гамма-випромінюванням ^{60}Co чи ^{137}Cs (із ЛПЕ близько 0,1 кеВ/мкм).

В основі реакцій біологічних об'єктів на опромінення лежить дія випромінювання на живі клітини. Розрізняють три типи такої дії: 1) загибель клітин у процесі поділу; 2) ранню пікнотичну дегенерацію опромінених клітин; 3) виникнення мутацій.



Рис. 3.1. Криві виживаності вірусів (а), диплоїдних дріжджів (б) і клітин людини (зляксісних) у культурі (Hela) (в)

(За Ю.О. Кутлахмедов, В.І. Корогодін, В.К. Кольтовер, 2003)

Щодо загибелі опромінених клітин у процесі поділу основним показником біологічної дії випромінювання є криві виживаності. На рис. 3.1 наведено криві виживаності для однорідних популяцій різних одноклітинних організмів (бактерій, грибів і найпростіших) і клітин деяких вищих організмів у культурі, у тому числі людини. Це експонентні криві подібної форми з чітко вираженим плечем. Кожну криву можна описати емпіричною формулою:

$$S = 1 - (1 - e^{-aD})^n, \quad (3.1)$$

де $a=1/D_0$, відбиває нахил прямолінійного відрізка кривої виживаності (при її зображенні в напівлогарифмічному масштабі), а n , чи екстраполяційне число, – початкова ділянка, тобто плече цієї кривої; D – поглинена доза випромінювання. Графік розрахунку виживаності залежно від поглиненої дози випромінювання наведено на рис. 3.2.

Інтерфазною називають загибель опромінених клітин без попереднього поділу, точніше до фази мітозу. Розрізняють дві форми такої загибелі: а) ранню пікнотичну дегенерацію; б) пізню інтерфазну загибель.

Рання пікнотична дегенерація відбувається невдовзі після опромінення і виявляється у швидкому пікнозі клітинного ядра (його стисканні), а потім його розпаді на фрагменти. Пізня інтерфазна загибель властива клітинам, що не здатні вступити у фазу мітозу чи втратили цю здатність (унаслідок опромінення великими дозами), довго залишаються живими і гинуть «природною смертю», без пікнотичної дегенерації ядер.

Рання пікнотична дегенерація ядер не спостерігається в одноклітинних організмів, у клітин вищих рослин чи тварин у культурі, непроліферуючих клітин диференційованих органів і тканин, а також у малодиференційованих, що активно розмножуються, клітин вищих організмів.

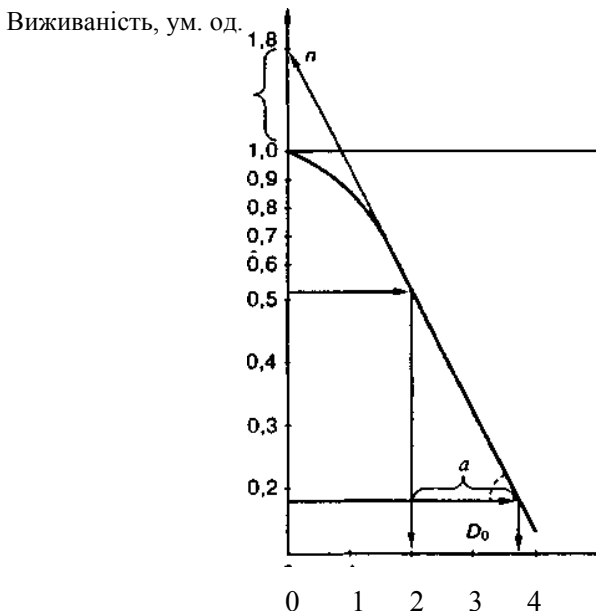


Рис. 3.2. Оцінка параметрів кривої виживаності n і D_0 (n – плече кривої виживаності, D_0 (LD_{37}) – летальна поглинена доза випромінювання, за якої летальність становить 37%)

(За Ю.О. Кутлахмедов, В.І. Корогодін, В.К. Кольтовер, 2003)

Інтерфазна загибель властива клітинам тварин, що диференціюються (а можливо, і рослин), незалежно від того, поділяються вони чи ні. Це клітини ембріональних тканин ссавців і птахів під час органогенезу; клітини кісткового мозку і кишок, що після диференціації компенсують фізіологічне зменшення клітинної маси шляхом переміщення зрілих клітин у кров'яне русло чи ворсинки і крипти кишок; деякі клітини периферичної крові, насамперед лімфоцити.

Малодиференційовані, стовбурові, клітини кровотворних органів і ворсинок кишок, а також високодиференційовані, але здатні до розмноження

клітини різних органів (наприклад, печінки, рогівки ока) гинуть, як і одноклітинні, у процесі одного чи кількох поділів. Усі види іонізуючого випромінювання можуть спричинювати різні види мутацій хромосом і генів. Такі мутації виникають унаслідок опромінення в усіх без винятку живих організмах, дещо відрізняючись за своїми кількісними закономірностями.

Спочатку розглянемо мутації хромосом, про які йшлося вище. Пускову роль для мутацій хромосоми відіграє розрив молекули ДНК, що може зумовити репарацію чи призвести до втрати частини хромосоми (делеція). Якщо в одному ядрі відбулося два такі розриви чи більше, це може завершитися не тільки утворенням фрагментів окремих хромосом, а й втратою внутрішньої частини хромосоми (інсерція) чи її неправильним з'єднанням у місці розриву (інверсія), утворенням кільця, неправильним з'єднанням хромосом одна з одною (транслокації) чи ділянок різних хромосом. Обмін хромосом своїми фрагментами може бути симетричним чи асиметричним. Вважають, що з мутаціями хромосом пов'язане злякисне переродження клітин, яке може спричинювати розвиток злякисних пухлин різних тканин – раку, карциноми, лейкозу. Який вид мутацій відіграє в цьому провідну роль, важко сказати, незважаючи на численні дослідження як на організмах (мишах, пацюках), так і в культурах тканин і клітин.

Можливо, що канцерогенез пов'язаний із формуванням нестабільних клонів, у яких із високою частотою відбуваються такі зміни генетичного матеріалу, що завершуються виникненням злякисних пухлин. Дрібні мутації хромосом, що охоплюють окремі гени чи їхні ділянки, разом зі зміною основ утворюють клас генних мутацій. Отже, можливі структурні і точкові мутації генів (рис. 3.3).

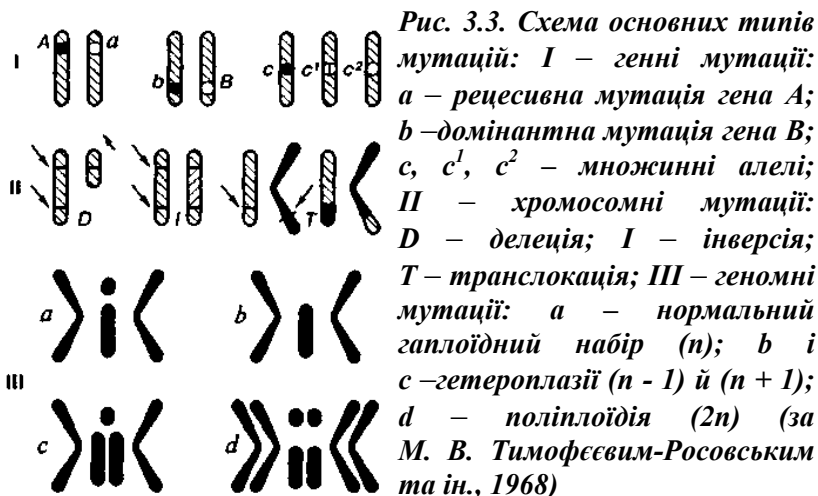


Рис. 3.3. Схема основних типів мутацій: I – генні мутації: a – рецесивна мутація гена A; b – домінантна мутація гена B; c, c¹, c² – множинні алелі; II – хромосомні мутації: D – делеція; I – інверсія; T – транслокація; III – геномні мутації: a – нормальний гаплоїдний набір (n); b і c – гетероплазії (n - 1) й (n + 1); d – поліплоїдія (2n) (за М. В. Тимофєєвим-Росовським та ін., 1968)

Мутації генів дуже рідко є летальними для клітини, хоча й можуть призводити до різних порушень у багатоклітинному організмі, особливо якщо вони мають домінантний характер. Утім, переважна більшість генних мутацій тією чи іншою мірою є шкідливими для організму.

На рівні клітини і точкові, і структурні мутації можуть виявлятися змінами або морфології колонії, що виростає з такої клітини, або її харчових потреб, а також впливом на чутливість чи стійкість клітини до різних хімічних речовин, іонізуючого випромінювання, температури.

Мутації хромосом і генів виникають у клітинах спонтанно, з відносно низькою частотою: 0,1-1% досліджених у мікроскопі клітин – для хромосом і 10^{-7} - 10^{-10} – для генів. Проте це нижні значення частоти мутацій, адже завжди виникає безліч дрібних мутаційних процесів, уловити і зареєструвати які важко чи неможливо. Внаслідок впливу іонізуючого випромінювання ці частоти істотно зростають, і їх можна досить вірогідно оцінювати.

3.2. Теорія прямого і непрямого впливу іонізуючого випромінювання

Вплив іонізуючих випромінювань на клітини та організми визначається енергією випромінювань, що передається атомам і молекулам, з якими вони взаємодіють. Це лише перший фізичний етап дії іонізуючого випромінювання, в результаті якого відбувається збудження та іонізація молекул. На наступному етапі збуджені та іонізовані молекули вступають у ряд перетворень, що можуть завершуватись утворенням нових хімічних сполук. Це так званий хімічний етап променевого ураження клітини. В основі первинних радіаційно-хімічних перетворень молекул можуть бути два механізми, зумовлені прямим та непрямим впливом радіації.

Розглянемо цей вплив радіації за Д.М. Гродзинським.

Прямим називають такий вплив випромінювання, в результаті якого потрапляння іонізуючої частки або кванта іонізуючого випромінювання спричиняє пошкодження молекули, якій безпосередньо було передано енергію частки чи кванта. *Непрямим* впливом називають такий вплив, в результаті якого пошкодження молекул відбувається внаслідок впливу продуктів радіаційно-хімічних перетворень інших молекул, а не внаслідок енергії випромінювання, поглинутої молекулами. В біологічних системах під вплив непрямого випромінювання насамперед потрапляють молекули води, що складає основну масу речовин клітини.

Заряджені частки. Альфа- і бета-частки, що проникають в організм, втрачають енергію внаслідок електричних взаємодій з електронами тих атомів, поруч з якими вони проходять. (Гамма-випромінювання та рентгенівські промені передають свою енергію речовині кількома способами, що



в підсумку також призводять до електричних взаємодій).



Електричні взаємодії протягом часу порядку десяти трільйонних секунди після того, як проникаюче випромінювання досягне відповідного атома в тканині організму, від цього атома відривається електрон. Останній заряджений від'ємно, тому інша частина початково нейтрального атома стає зарядженою позитивно. Цей процес називають іонізацією. Електрон, що відірвався, може далі іонізувати інші атоми.



Фізико-хімічні зміни. Як вільний електрон, так й іонізований атом, що звичайно не можуть перебувати в такому стані і протягом наступних десяти мільярдних часток секунди, беруть участь у складному ланцюзі реакцій, в результаті яких утворюються нові молекули, включаючи й такі дуже реакційноздатні, як «вільні радикали».



Хімічні зміни. Протягом наступних мільйонних часток секунди вільні радикали, що утворились, реагують як один на одного, так і на інші молекули і через ланцюг реакцій, щодо решти не вивчені, можуть викликати хімічну модифікацію важливих у біологічному відношенні молекул, необхідних для нормального функціонування клітини.



Біологічні ефекти. Біохімічні зміни можуть виникнути як через кілька секунд, так і через десятиліття після опромінення і стати причиною негайної загибелі клітини або таких змін, що можуть призвести до новоутворень в організмі та генетичних наслідків у нащадків.

3.2.1. Теорія прямої дії радіації

Теорія мішені й влучень. Ця теорія пояснювала наявність у клітині життєво важливого центра (гена або

ансамблю генів) – мішені, влучення в яку однієї або декількох високоенергетичних часток атомної радіації досить для руйнування й загибелі клітини.

В основі теорії мішені лежать два положення. Перше з них – принцип влучення характеризує особливість діючого агента (випромінювання). Ця особливість полягає в дискретності поглинання енергії випромінювання, тобто поглинання порцій енергії при випадковому влученні в мішень. Друге положення – принцип мішені – враховує особливість об'єкта, що опромінюється (клітини), тобто розбіжності в її реакції на одне і те саме влучення.

«Мінуси» теорії – не пояснює залежність радіобіологічного ефекту від температури й наявності в опромінюваному середовищі кисню.

Стохастична (імовірнісна) теорія

Ця теорія, так само як і теорія мішені, враховує імовірнісний характер влучення випромінювання в чутливий об'єм клітини, але на відміну від неї вона ще враховує й стан клітини як біологічного об'єкта, лабільної динамічної системи.

Клітина як лабільна динамічна система постійно перебуває в стадії переходу з одного стану в інший шляхом клітинного поділу – мітозу.

Радіочутливість клітини в різні стадії мітозу неоднакова. Найбільшу чутливість до іонізуючого випромінювання має клітина в стадії профазі, тобто на початку поділу. Опромінення в період інтерфази приводить до втрати здатності приступати до нового поділу. У клітинах, що вже почалися ділитися (профаза), опромінення гальмує його завершення. У цих випадках легко порушується структура хроматинової речовини, у результаті чого клітина може загинути.

На підставі різноманітності радіочутливості клітин французькі вчені Бергоньє й Трибондо (1903 р.)

сформулювали правило: чутливість клітин до опромінення прямо пропорційна інтенсивності клітинного поділу й обернено пропорційна ступені їх диференціювання (виключення становлять високодиференційовані, але такі що не діляться нервові клітини, і лімфоцити крові).

Отже, найбільш ушкоджені клітини тих тканин, які володіють високою мітотичною активністю. До них належать клітини органів кровотворення (червоний кістковий мозок, селезінка, лімфовузли), статеві залози, епітелій кишечника й шлунка, а також клітини швидкоростучих пухлин.

Тому не випадково при розвитку гострої променевої хвороби в першу чергу спостерігаються порушення кровотворення, ураження шлунково-кишкового тракту (криваві поноси), статевих клітин і т.д.

Найбільш радіочутливим компонентом клітини є ядро.

«Плюси» теорії:

- враховує різноманіття ушкоджень, викликуваних іонізуючим випромінюванням;

- враховує роль репараційних процесів.

Стохастична теорія як би більш біологічна в порівнянні з теорією мішені.

«Мінуси» теорії: не змогла пояснити деякі ефекти, і зокрема ефект розведення.

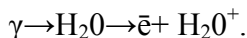
3.2.2. Теорія непрямой дії іонізуючих випромінювань

При непрямій дії іонізуючих випромінювань найбільш виражений процес радіолізу (радіаційного руйнування) води, тому що вода становить основу найважливіших структур клітини (80-90%). Саме у воді розчинені білки, нуклеїнові кислоти, ферменти, гормони й інші життєво важливі речовини, що є основними компонентами клітини, яким легко може бути передана

енергія, спочатку поглинена водою.

Процес радіолізу води відбувається в три фази: у фізичну – триває 10^{-13} - 10^{-16} с; у фазу первинних фізико-хімічних перетворень – 10^{-6} - 10^{-9} с; у фазу хімічних реакцій – 10^{-5} - 10^{-6} с. Фізична фаза власне кажучи – один з моментів прямої дії іонізуючого випромінювання на молекулярні й біологічні структури клітини.

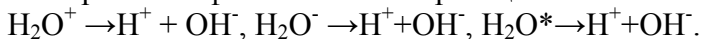
У фізичну фазу відбувається взаємодія ІВ з молекулою води, у результаті чого вибивається електрон із зовнішньої орбіти атома й утворюється позитивно заряджений іон води:



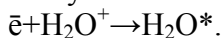
«Вирваний» електрон приєднується до нейтральної молекули води, утворюючи негативний іон води: $\bar{e} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{O}^-$.

При ефекті збудження утвориться нейтрально заряджена молекула води з надлишком енергії, привнесеної іонізуючим випромінюванням: $\gamma \rightarrow \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{O}^+$.

Фізико-хімічні властивості іонізованих і збуджених молекул води будуть відрізнятися від молекул води електрично нейтральних. Тривалість існування таких молекул дуже коротка; вони розпадаються (дисоціюють), утворюючи високореактивні вільні радикали водню й гідроксилу (H^+ і OH^+); настає друга фаза радіолізу – води фаза первинних фізико-хімічних реакцій:

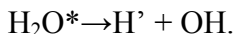


Гідроксильні радикали (OH^+) – сильний окислювач, а радикал водню (H^+) – відновник. Утворення вільних радикалів може йти й іншим шляхом. Вирваний з молекули води під дією випромінювання електрон може приєднатися до позитивно зарядженого іона води з утворенням збудженої молекули:

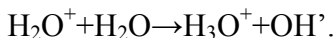


Надлишкова енергія цієї молекули витрачається на її

розщеплення з утворенням вільних радикалів водню й гідроксилу:



Іонізована молекула води (H_2O^+) може реагувати з іншою нейтральною молекулою води (H_2O), у результаті чого утвориться високореактивний радикал гідроксилу (OH^\cdot):



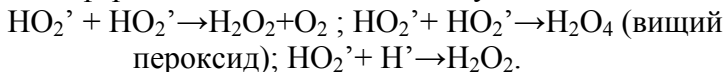
На цьому закінчується фізико-хімічна фаза і розвивається третя фаза дії ІВ – фаза хімічних реакцій.

Маючи дуже високу хімічну активність за рахунок наявності неспареного електрона, вільні радикали взаємодіють один з одним або з розчиненими у воді речовинами. Реакції можуть іти наступними шляхами:

- рекомбінація, відновлення води, $\text{H}^\cdot + \text{OH}^\cdot \rightarrow \text{H}_2\text{O}$;
- утворення молекул водню, $\text{H} + \text{H}^\cdot \rightarrow \text{H}_2$;
- утворення молекул води й виділення кисню, що є сильним окислювачем, $\text{OH}^\cdot + \text{OH}^\cdot \rightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{O}$;
- утворення пероксиду водню, $\text{OH}^\cdot + \text{OH}^\cdot \rightarrow \text{H}_2\text{O}_2$.

При наявності в середовищі розчиненого кисню O_2 можлива реакція утворення гідрпероксидів: $\text{H}^\cdot + \text{O}_2 \rightarrow \text{HO}_2^\cdot$ (гідрпероксидний радикал). Ця реакція вказує на роль кисню в ушкоджуючому ефекті іонізуючого випромінювання.

Гідрпероксиди можуть взаємодіяти між собою, утворюючи пероксиди водню й вищі пероксиди, які мають високу токсичність, але вони дуже швидко розкладаються в організмі ферментом каталазою на воду й кисень:



Поява вільних радикалів і їхня взаємодія, становлять етап первинних хімічних реакцій води й розчинених у ній речовин, а у випадках опромінення тварин і рослин, і біологічних молекул.

Взаємодія вільних радикалів з органічними й неорганічними речовинами йде по типу окислювально-відновних реакцій і становить ефект непрямої дії. Величина прямої й непрямої дії в первинних радіобіологічних ефектах різних систем неоднакова. В абсолютно чистих сухих речовинах буде переважати пряме, а в слабо-розчинених – непряму дію радіації. У тварин, за даними А.М. Кузина, приблизно 45% поглиненої енергії випромінювання діє безпосередньо на молекулярні структури – пряма дія, а інші 55% енергії викликають непряму дію.

Про відмінність прямої й непрямої дії радіації на біологічні об'єкти й величину їхнього впливу на розвиток променевого ураження, на думку авторів теорії, можна судити по двох феноменах – ефекту розведення й кисневому ефекту.

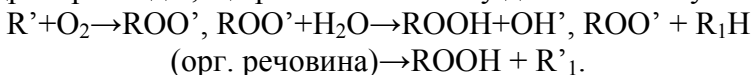
Ефект розведення – стан, при якому абсолютне число ушкоджених молекул речовин у слабкому розчині не залежить від його концентрації й залишається для даної експозиційної дози постійним, тому що в цих конкретних умовах у розчині утвориться постійна кількість активованих радикалів.

Кисневий ефект. З підвищенням концентрації кисню в навколишнім середовищі й об'єкті опромінення підсилюється ефект променевого ураження, і навпаки, при зниженні концентрації кисню спостерігається зменшення ступеня променевого ураження. Виразність кисневого ефекту в різних видів випромінювань, неоднакова й залежить від їхньої лінійної втрати енергії (ЛВК); з підвищенням її ефект зменшується.

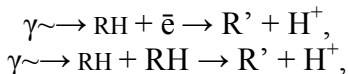
При дії випромінювань із малою щільністю ЛВЕ^γ (гама- і рентгенівські промені) спостерігається найбільший ефект, а при впливі випромінювань із високими ЛВЕ (альфа-частинки) він повністю відсутній. Кисневий ефект

проявляється у всіх радіобіологічних реакціях ослабленням або посиленням біохімічних змін, мутацій у всіх біологічних об'єктів (рослин і тварин) і на всіх рівнях їхньої організації – молекулярному, субклітинному, клітинному, тканинному.

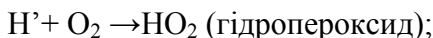
У присутності кисню відбувається значне посилення непрямої дії продуктів радіолізу води й низькомолекулярних органічних сполук. Вільні радикали, взаємодіючи з киснем, утворюють гідропероксиди, пероксиди й вищі пероксиди, які проявляють токсичну дію на організм. Стабілізація радикалів OH^\bullet у присутності кисню збільшує ймовірність утворення активних вільних радикалів органічних речовин, які присутні в середовищі що опромінюється: $\text{RH} + \text{OH}^\bullet \rightarrow \text{R}^\bullet + \text{H}_2\text{O}$. Утворені вільні радикали органічних речовин у присутності кисню будуть реагувати з ним, утворюючи пероксидний радикал (ROO^\bullet), що, у свою чергу, реагуючи з будь-якою органічною речовиною або молекулами води, ініціює ланцюгову реакцію утворення активних вільних радикалів і гідропероксидів, що роблять токсичну дію на клітину:



Наявність кисню в опромінену середовищі підсилює також пряму дію радіації. При влученні γ -кванта в молекулу органічної речовини, так само як і у випадку з водою, утворюються активні радикали в результаті іонізації й збудження молекул:



Ці радикали, взаємодіючи з киснем, утворюють гідропероксиди й пероксиди, які приводять до глибокої зміни молекул:



$R' + O_2 \rightarrow ROO'$ (пероксидний радикал органічної речовини).

Крім того, ліпіди біомембран під дією ІВ в присутності кисню утворюють пероксиди й продукти їхнього розпаду (малоновий альдегід і ін.). Таким чином, у кисневому середовищі утворюється більше токсичних речовин; їхня концентрація вище, чим пояснює кисневий ефект.

Існує цілий ряд гіпотез, що відображують переважно непрямую дію іонізуючих випромінювань, тобто якісну сторону виникнення й розвитку післяпроменевих процесів в організмі.

Теорія ліпідних радіотоксинів (первинних радіотоксинів і ланцюгових реакцій). У перші години після опромінення в тканинах тварин утворюються речовини, які при наступному введенні їх інтактною твариною викликають гемоліз. Ідентифікація речовин установила їхню ліпідну природу, що дало підставу називати їх ліпідними радіотоксинами (ЛРТ).

Ліпідні радіотоксини являють собою лабільний комплекс продуктів окислювання ненасичених кислот, гідропероксидів, альдегідів, епоксидів і кетонів.

Вони викликають: гемоліз; гальмування клітинного розподілу; порушення кровотворення; ушкодження хромосомного апарата й ін.

Для здійснення ланцюгових реакцій необхідні радикали з великою енергією, достатньою для утворення наступних радикалів. У випадках, коли на один радикал утворюється два або три, виникає самоприскорюваний процес, що називають реакцією з розгалуженими ланцюгами. В організмі тварин у нормальних умовах низький рівень окислювання біоліпідів обумовлюють антиокислювачі – природні антиоксиданти. При променевому впливі така рівновага порушується внаслідок

появи великої кількості радикалів. Автокаталітичний режим ланцюгових реакцій виникає у випадках, коли вміст природних антиокислювачів зменшується на 10-15% (О.І. Журавльов). У міру зменшення числа реакційноздатних молекул у субстраті реакція загасає; при цьому знижується кількість радикалів і пероксидів і збільшується вихід кінцевих продуктів. На думку авторів гіпотези, при опроміненні спочатку уражуються ліпіди клітинних мембран, що приводить до порушення хімізму клітини, а ліпідні радіотоксини, що потім утворюються, викликають окислювання молекул інших органічних сполук живої тканини.

«Мінуси» теорії – нагромадження ліпідних радіотоксинів кількісно не пов'язане із ЛВЕ, а ЛВЕ в основному визначаються ВВЕ іонізуючого випромінювання.

Структурно-метаболична теорія радіаційного ураження. Автор цієї теорії – росіянин вчений-радіобіолог А.М. Кузин. Провідна роль у радіаційному ефекті приділяється порушенням у клітинному ядрі й біомембранах. Біомембрани відіграють важливу роль у поділі клітини. ДНК пов'язана з біомембранами: початок розплітання спіралі й синтезу ДНК відбувається в місцях її прикріплення до мембрани. На поверхні біомембран є особливі рецептори, що передають сигнали гормонів через ліпіди мембран. Ліпіди мембран, піддаючись впливу ІВ, у присутності кисню утворюють пероксиди й продукти їхнього розпаду. Ці зміни приводять до порушення проникності мембран і важливих метаболичних процесів: інактивації ферментів, гормонів, пригніченню енергетичних функцій мітохондрій і синтезу ДНК і РНК, розладу керуючих систем і інших важких наслідків.

Таким чином, у структурно-метаболичній теорії до радіаційного ураження ядерних макромолекул як фактора

прямої дії відповідно до теорії мішені додаються порушення цитоплазматичних структур і зміна нормального їхнього функціонування.

А.М. Кузин увів поняття про речовини, що впливають на геном клітини, і назвав їх **триггер-ефекторами**. Під дією різних доз радіації триггер-ефектори (семіхінони, хінони, гормони й ін.) залежно від їхньої концентрації можуть робити депресивну або репресивну дію на геном клітини.

Властивості іонізуючих випромінювань:

- ІВ розглядають як неспецифічний триггер-ефектор;
- іонізуючі випромінювання є постійними стрес-фактором;
- під впливом радіації в організмі не виникає принципово нових хімічних сполук.

Під дією радіації вміст токсичних метаболітів збільшується й з'являються нові токсичні з'єднання. Первинні радіотоксини утворюють велику кількість вторинних радіотоксинів, які відіграють істотну роль у патогенезі.

У механізмі біологічної дії ІВ на живі об'єкти умовно можна виділити наступні етапи:

1) первинні фізичні явища – поглинання енергії випромінювання атомами й молекулами біологічного об'єкта, у результаті вони можуть перетерплювати збудження, іонізацію або дисоціацію;

2) радіаційно-хімічні процеси, при яких утворюються вільні радикали, взаємодіючі з органічними й неорганічними речовинами по типу окисних і відновних реакцій;

3) біохімічні реакції, що обумовлюють зміни функцій і структур органів, і систем, і реакцій цілісного організму.

Вони визначають в остаточному підсумку механізм розвитку й специфіку патологічного процесу. Структурно-метаболічна теорія відрізняється більшою аргументацією й

дає більш детальне подання про первинні механізми дії радіації на організм, що надалі підсилюється нейроендокринними й гуморальними реакціями, тобто опосередковано.

Опосередкована дія радіації. Опосередкована участь нервової системи в реакціях на опромінення виявлено при розвитку змін у всіх тканинах і системах організму. Один з механізмів цієї участі – рефлекторний, при якому в процес утягуються вегетативний відділ нервової системи, ретикулярна формація й, імовірно, кора й підкірка (рис. 3.5).

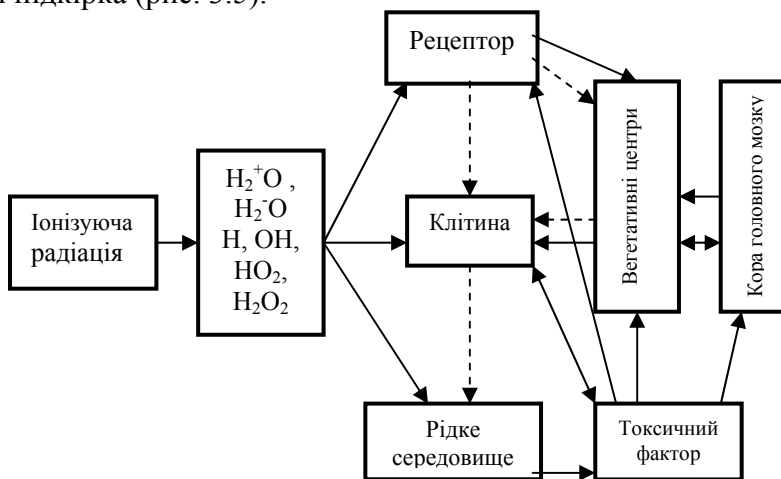


Рис. 3.5. Схема патогенезу променевої хвороби

— шляхи пошкодження, ---- шляхи адаптації

Іншим шляхом опосередкованого впливу радіації на функції й структури органів служить ендокринна система. Променеве ураження характеризують як одну з форм стрес-реакції. Обґрунтуванням для цього висновку послужило те, що на початку після променевого впливу настає гіперсекреція кори наднирників, зменшуються розміри тимуса й селезінки, розвивається лімфопенія. В

опосередкованих реакціях на променевий вплив беруть участь також гіпофіз, щитовидна й інші ендокринні залози.

Існує ще одне явище на яке впливає опромінення. Зазвичай у нормальній обстановці в організмі людини діють механізми, які запобігають появі імунної відповіді на власні антигени. За умов порушення цих механізмів опроміненням утворюються аутоантитіла, які набувають здатності взаємодіяти з власними антигенами організму.

З їх появою розвивається захворювання, що дістало назву аутоімунних (ауто tireoїдит, форми чоловічої безплідності, аутоімунна гемолітична анемія, ревматоїдний артрит). Так, після катастрофи на ЧАЕС, коли значна частина населення зазнала дії радіоактивного йоду, який проявляє здатність нагромаджуватись у щитовидній залозі, спричиняючи її опромінення, суттєво почастішали захворювання на аутоімунний tireoїдит. За умов, коли антиген потрапляє в організм у дуже великих кількостях або ж імунна реактивність надміру висока, то стимуляція імунної відповіді може виявитися надлишковою, що спричинить навіть істотні ушкодження певних тканин організму

Запитання для самоперевірки

- 1. В чому полягають фундаментальні закономірності біологічної дії іонізуючого випромінювання?*
- 2. Які типи дій випромінювань на живі організми клітини Ви знаєте?*
- 3. Охарактеризуйте загальну схему впливу іонізуючого випромінювання на біологічні об'єкти.*
- 4. В чому полягає суть теорії прямої дії радіації?*
- 5. Охарактеризуйте теорію непрямой дії іонізуючих випромінювань.*

РОЗДІЛ 4

ДЖЕРЕЛА ОПРОМІНЕННЯ БІОТИ Й ЛЮДИНИ ІОНІЗУЮЧОЮ РАДІАЦІЄЮ

4.1. Природні джерела опромінення

4.2. Космічні промені

4.3. Антропогенні зміни радіоактивного фону

4.4. Чорнобильська та Фукусімська катастрофи

4.1. Природні джерела опромінення

Протягом усієї історії розвитку біосфери на живі організми нашої планети постійно діяли іонізуючі випромінювання, бо наявність їхніх полів – невід’ємна властивість доквілля. Академік В. І. Вернадський наголошував, що життя на Землі виходить із двох джерел енергії – сонячного світла та енергії атомного розпаду.

До природних джерел іонізуючих випромінювань належать: поширені в природі радіоактивні елементи й ізотопи, ядра яких у процесі радіоактивного розпаду випромінюють заряджені частинки та фотони високої енергії; космічні промені, що проникають крізь товщу атмосфери до поверхні Землі; ультрафіолетові промені, які є складовою світлового випромінювання Сонця.

Природна радіоактивність. За звичайних умов будь-який організм найбільшу дозу опромінення одержує від природних джерел іонізуючих випромінювань, насамперед від природних радіоактивних елементів.

У земній корі виявлено 340 ізотопів хімічних елементів, що мають радіоактивні ядра. З них близько 70 належать до важких металів. Усі елементи з атомним номером вищим за 80 є радіоактивними.

Виділяють три групи радіонуклідів, що містяться в земній корі:

- радіоактивні елементи, поява яких зумовлена ядерними

реакціями із зарядженими частинками космічних променів, космогенні природні радіонукліди;

- радіонукліди, походження яких, не пов'язане з важкими радіоактивними елементами, – поодинокі природні радіонукліди;
- радіонукліди, що входять до радіоактивних родин.

Природне радіоактивне випромінювання утворює більш як 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 $T_{1/2}$ від 10^7 до 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 (протонів і α -частинок) з ядрами елементів, які входять до складу земної атмосфери. В результаті таких випромінювань утворюються радіоактивні ізотопи ^3H , ^{14}C , ^7Be , ^{10}Be , ^{22}Na , ^{24}Na , ^{27}Na , ^{29}Na .

Потужність поглинутої дози в повітрі (на висоті 1 м) від природних радіонуклідів становить у середньому $3,7\text{--}9,4 \times 10^{-8}$ Гр/год залежно від вмісту ^{232}Th і ^{226}Ra в даній місцевості.

До поодиноких природних радіонуклідів належить досить багато радіоізотопів різних хімічних елементів із такими масовими числами, що мають по кілька ізотопів, і деякі з них є радіоактивними.

Внаслідок біогеохімічних або геохімічних перетворень елементів з указаними значеннями масових чисел їхній ізотопний склад практично не змінюється. Зрозуміло, періоди напіврозпаду поодиноких радіонуклідів дуже великі, бо інакше за час існування Землі вони мали б практично повністю розпастися.

Таблиця 4.1

**Характеристика поодиноких радіонуклідів
земного походження**

Радіо- нуклід	Ізото- пне збага- чення, %	Період напів- розпаду, роки	Головні типи випроміню- вання/енергія МеВ/ вихід, %	Питома актив- ність елемен- та, Бк/л
⁴⁰ K	0,012	$1,26 \times 10^9$	$\beta/1,33/89$ $\gamma(E3)^*/1,46/11$	31,6
⁵⁰ V	0,250	$6,0 \times 10^{15}$	$\gamma(\beta^-)/0,78/30$ $\gamma(E3)/1,55/70$	$1,1 \times 10^{-4}$
⁸⁷ Rb	27,000	$4,8 \times 10^{10}$	$\beta^-/0,28/100$	$8,9 \times 10^2$
¹¹⁵ In	95,800	$6,0 \times 10^{14}$	$\beta^-/0,78/100$	0,18
¹²³ Te	0,870	$1,2 \times 10^{14}$	E3/-/-	0,08
¹³⁸ La	0,089	$1,12 \times 10^{11}$	$\beta^-/0,21/80$ $\gamma(E3)/0,81;$ $1,43/70$	0,77
¹⁴² Ce	11,070	$>5,0 \times 10^{16}$	$\alpha/-/-$	$0,9 \times 10^{-2}$
¹⁴⁴ Nd	23,900	$2,4 \times 10^{15}$	$\alpha/1,83/-$	$0,92 \times 10^{-2}$
¹⁴⁶ Sm	13,820	$>1,0 \times 10^{15}$	-	129,5
¹⁴⁷ Sm	15,100	$1,05 \times 10^{11}$	$\alpha/2,23/-$	$5,07 \times 10^{-2}$
¹⁴⁸ Sm	11,270	$>2,0 \times 10^{14}$	-	$1,22 \times 10^{-2}$
¹⁵² Cd	0,200	$1,1 \times 10^{14}$	$\alpha/2,1/-$	$1,6 \times 10^{-3}$
¹⁵⁶ Dy	0,052	$>1,0 \times 10^{14}$	-	$4,4 \times 10^{-8}$
¹⁷⁴ Hf	0,163	$2,0 \times 10^{15}$	$\alpha/2,5/-$	$6,2 \times 10^{-5}$
¹⁷⁶ Lu	2,600	$2,2 \times 10^{10}$	$\beta^-/0,43/-$	88,8
¹⁸⁰ Ta	0,012	$>1,0 \times 10^{12}$	-	$0,9 \times 10^{-2}$
²²⁶ Re	62,900	$4,3 \times 10^{10}$	$\beta^-/0,003/-$	1036
¹⁹⁰ Pt	0,013	$6,9 \times 10^{11}$	$\alpha/3,18/-$	$1,3 \times 10^{-2}$

*E3 – електронне захоплення

З даних табл. 4.1 випливає, що найбільше значення, як джерело іонізуючого випромінювання, має калій. Ядра радіоактивних ізотопів ^{40}K розпадаються таким чином: 89% ядер, що зазнають радіоактивного перетворення за типом бета-розпаду, утворюють ізотопи ^{40}Ca , а решта 11% – шляхом електронного захоплення перетворюються на ^{40}Ar . За акт радіоактивного розкиду виділяється енергія 1,35 МеВ.

Родини важких природних радіоактивних елементів. Важкі природні радіоактивні елементи відрізняються від поодиноких радіонуклідів тим, що вони пов'язані між собою як продукти послідовних радіоактивних перетворень у трьох групах елементів, що дістали назву радіоактивних сімейств. Практичне значення в природі мають три радіоактивні сімейства: урану-радію, родоначальником якого є ^{238}U , торію (^{232}Th) та актиноурану (^{235}U) (табл. 4.2).

У біосфері радіонукліди важких елементів містяться в будь-яких природних матеріалах у розсіяному стані. В ґрунтах важкі природні радіоактивні ізотопи можуть міститися в кристалічних ґратках алюмосилікатних мінеральних частинок, у формі розчинних у воді основ, у вигляді іонів і молекул, адсорбованих органічними й глинистими колоїдами, а також у формі окисних та інших важкорозчинних сполук. Лише в деяких із цих форм радіонукліди доступні для живих організмів, зокрема рослин, а відтак, здатні до біогеохімічної міграції. Співвідношення між доступними й малодоступними формами радіонуклідів важких природних елементів істотно залежить від типу ґрунту, кислотності ґрунтового розчину, обмінної ємності та деяких інших властивостей ґрунтів.

Середні значення коефіцієнтів нагромадження важких радіоактивних елементів у рослинах здебільшого

доволі низькі – порядку 10^{-3} , проте іноді спостерігаються й істотні коливання їх у межах $(0,01-60)10^{-3}$.

Найвагомішим радіонуклідом щодо дозоутворення найчастіше буває дочірній продукт $^{226}\text{Ra}-^{222}\text{Rn}$. Середня концентрація цього радіонукліда в повітрі за межами приміщень варіює в межах $(0,37-1,85)10^{-2}$ Бк/л. До благородних газів належить також і продукт розпаду ^{224}Ra із сімейства ^{232}Th – радон (^{220}Rn). Радон і торон дифундують із ґрунту в атмосферу. Навесні, внаслідок розморожування шару ґрунту, часом спостерігається вихід у атмосферу значних активностей радону, який нагромадився за зиму.

Таблиця 4.2

**Середній рівень природного фону
(за даними UNSCEAR, 1982 р.)**

Джерела опромінення	Загальна щорічна доза, мкЗв
Зовнішнього:	
космічні промені	301
радіоактивні елементи та ізотопи	350
Внутрішнього:	
космогенні радіонукліди:	
^7Be	3
^{14}C	12
земні радіонукліди:	
^{40}K	180
^{87}Rb	6
$^{238}\text{U}, ^{234}\text{U}$	10
^{230}Th	7
^{232}Th	3
^{226}Ra	7
^{228}Ra та його дочірні ізотопи	183
$^{222}\text{Rn}, ^{214}\text{Po}$	800
$^{210}\text{Pb}, ^{210}\text{Po}$	130
Разом	1992

В приміщеннях будівель, споруджених із матеріалів, що мають підвищений вміст радію, концентрація радону може досягати небажано високих значень.

Розпад радіонукліда ^{222}Rn супроводжується появою низки короткотривалих ізотопів, які в ході радіоактивних перетворень випромінюють α - і β -частинки.

Ці дочірні радіонукліди адсорбуються пиловими частинками, котрі в такий спосіб стають носіями радіоактивності й, потрапляючи під час дихання в організм, зумовлюють формування інгаляційної дози (рис. 4.1).

Уран, потрапивши з продуктами харчування в організм людини, відкладається в кістках.

У кістці дорослої людини міститься близько 25 мкг урану, що еквівалентно 0,3 Бк. Відповідно до цієї концентрації урану на кісткову тканину припадає доза порядку 10 мкГр.

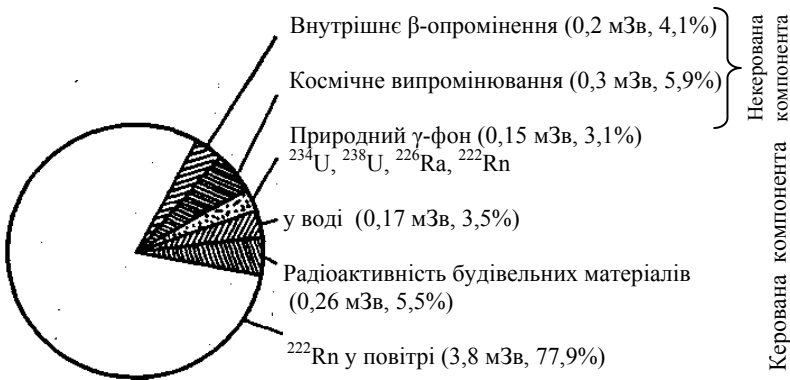


Рис. 4.1. Структура річних ефективних доз опромінення людини від природної радіоактивності (сумарна річна доза становить 4,88 мЗв) (за Д. М. Гродзинським)

В організмі людини 80% радію міститься в кістках. Середня активність радію в тілі становить 0,85 Бк, хоча буває й вищою (до 3,7 Бк у кістяку).

4.2. Космічні промені

На всі земні об'єкти діють космічні промені – 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); й вторинне, що властиве малим висотам.

Первинне космічне випромінювання складається переважно з протонів (92%), альфа-частинок (7%), нейтронів і швидких ядер легких елементів (1%). Середня енергія космічних променів дуже велика – близько 10 ГеВ, проте деякі з частинок мають енергію набагато вищу за середню, порядку $10^5 \dots 10^{12}$ ГеВ, а часом навіть і більшу.

Вторинне космічне випромінювання виникає внаслідок взаємодії первинних променів з атомами речовин атмосфери й тропосфери.

Під час зіткнення частинок первинних космічних променів з атомними ядрами відбувається розщеплення останніх, і це визначає склад вторинних космічних променів, до якого входять електрони, позитрони, γ -фотони (м'яка компонента), а також μ -, π - і К-мезони (жорстка компонента) (рис. 4.2).

Більшість населення проживає на малих висотах над рівнем моря, де середньорічна індивідуальна ефективна доза від космічних променів становить 0,37 мЗв.

У місцях, розташованих на значних висотах над рівнем моря, наприклад у Ла-Пасі (Болівія), Боготі (Колумбія), цей показник досягає значення 1 мЗв.

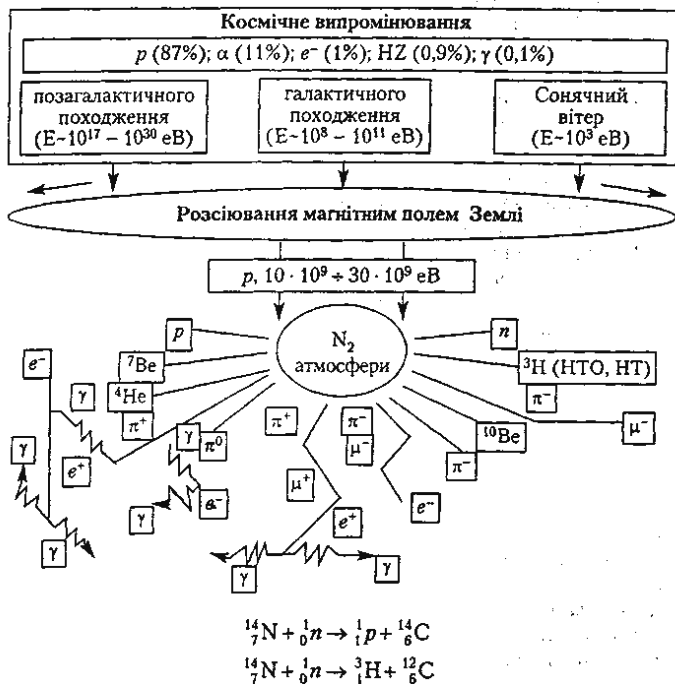


Рис. 4.2. Схема ядерних реакцій у процесі утворення космогенних радіонуклідів (за Г.П. Перепелятніковим, 2012)

4.3. Антропогенні зміни радіоактивного фону

Останніми десятиліттями до природних джерел іонізуючих випромінювань додалися штучні, зумовлені людською діяльністю: дедалі ширше використання джерел іонізуючих випромінювань у медичній практиці для діагностики й терапії; випробування ядерної зброї в різних середовищах Землі; промислові процеси, в яких використовуються штучні й природні радіонукліди; наукові дослідження із застосуванням методу мічених радіоактивних атомів; атомна енергетика.

Використання іонізуючих випромінювань у медицині. Опромінення в медичних цілях зумовлює

істотну складову дозу, поглинуту людиною. Опромінення відбувається під час проведення рентгенодіагностики (загальна й стоматологічна рентгенографія) внаслідок вживання препаратів, до складу яких входять радіоактивні речовини, з метою діагностики, а також у ході радіаційної терапії при онкологічних та деяких інших захворюваннях.

У розвинених країнах щорічна рентгенодіагностика зумовлює до 95% загальної дози опромінення людини від застосування медичної техніки. При цьому рентгенодіагностика має масовий характер. Щорічна середня доза опромінення, пов'язаного з методами медичного обстеження, становить 0,4...1 мЗв. Найчастіше здійснюється стоматологічна рентгенографія, з якою пов'язана середня індивідуальна доза 0,04 мЗв за одне обстеження. Проте найбільшою дозою опромінення супроводжується рентгенографія грудної порожнини.

В деяких випадках у діагностиці застосовують радіонукліди ^{131}I , $^{99\text{m}}\text{Tc}$, що також зумовлює певні дози опромінення. Проте цей метод не є масовим. Це саме стосується використання високих доз опромінення для терапії при певних захворюваннях.

Наслідки випробувань ядерної зброї. За період з 1945 по 1980 р здійснено більш як 400 ядерних вибухів у атмосфері. Найінтенсивніше випробування ядерної зброї проводилися в 1957-1958 й 1961-1962 рр. (здійснено 128 вибухів атомних бомб, серед яких були дуже потужні, й сумарна активність наступних випробувань була приблизно в чотири рази меншою за радіоактивністю, що інжектвана в атмосферу внаслідок цих випробувальних вибухів).

Випробування атомної зброї супроводжується викидами великої кількості різних радіонуклідів, що виникають внаслідок поділу урану, а також у ядерних реакціях за участю нейтронів (табл. 4.3, 4.4, рис. 4.3).

Таблиця 4.3

Вихід довготривалих радіонуклідів внаслідок ядерного вибуху, потужність якого еквівалентна 1 Мт тротилу

Радіонуклід	Період	Активність, МБк
⁸⁹ Sr	53 доби	$7,4 \times 10^{11}$
⁹⁰ Sr	28 років	$3,7 \times 10^9$
⁹⁵ Zr	65 діб	$9,3 \times 10^{11}$
¹⁰³ Ru	40 »	$6,8 \times 10^{11}$
¹⁰⁶ Ru	1 рік	$1,1 \times 10^{10}$
¹³¹ I	8 діб	$4,6 \times 10^{12}$
¹³⁷ Cs	30 років	$5,9 \times 10^9$
¹³¹ Ce	1 »	$1,4 \times 10^{12}$
¹⁴⁴ Ce	33 доби	$1,4 \times 10^{11}$

Таблиця 4.4

Якість випробувань і потужність вибухів, проведених різними країнами в 1945-1980 рр.

Країна	Кількість випробувань	Потужність, Мт			Розподіл потужності ділення		
		12,2	8,5	20,7	0,15	0,66	11,4
Китай	22	12,2	8,5	20,7	0,15	0,66	11,4
Франція	45	6,17	4,02	10,20	0,23	0,57	5,37
Англія	21	4,22	3,83	8,05	0,07	1,76	2,39
США	197	81,5	72,2	153,8	28,2	8,25	44,9
СССР	219	85,3	162,0	247,3	0,13	4,28	80,8
Світ	543	189	251	440	29	16	145

Найбільшу небезпеку для сучасного та майбутніх поколінь становлять радіоактивні ізотопи (радіонукліди), які мають великі періоди напіврозпаду ($T_{1/2}$): ¹⁴C ($T_{1/2} = 5730$ років), ¹³⁷Cs ($T_{1/2} = 30$ років), ⁹⁰Sr ($T_{1/2} = 30$ років), тритій ($T_{1/2} = 12$ років).

За рахунок цих радіонуклідів нагромаджується

основна частка піввікової очікуваної дози, й найзначніша роль у цьому процесі належить радіовуглецю.

Питома активність ґрунту, забрудненого радіонуклідами цезію та стронцію, на території Східної Європи становить одиниці й десятки бекерелів на кілограм.

Середня річна індивідуальна доза, яка зумовлена проведенням випробувань атомної зброї, становить 0,01 мЗв.

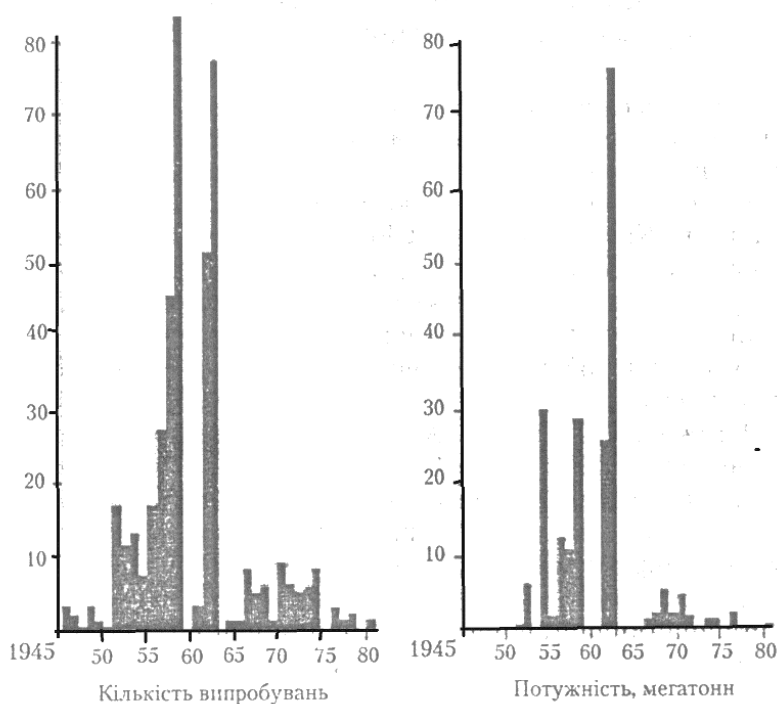


Рис. 4.3. Динаміка проведення дослідів і потужності вибухів

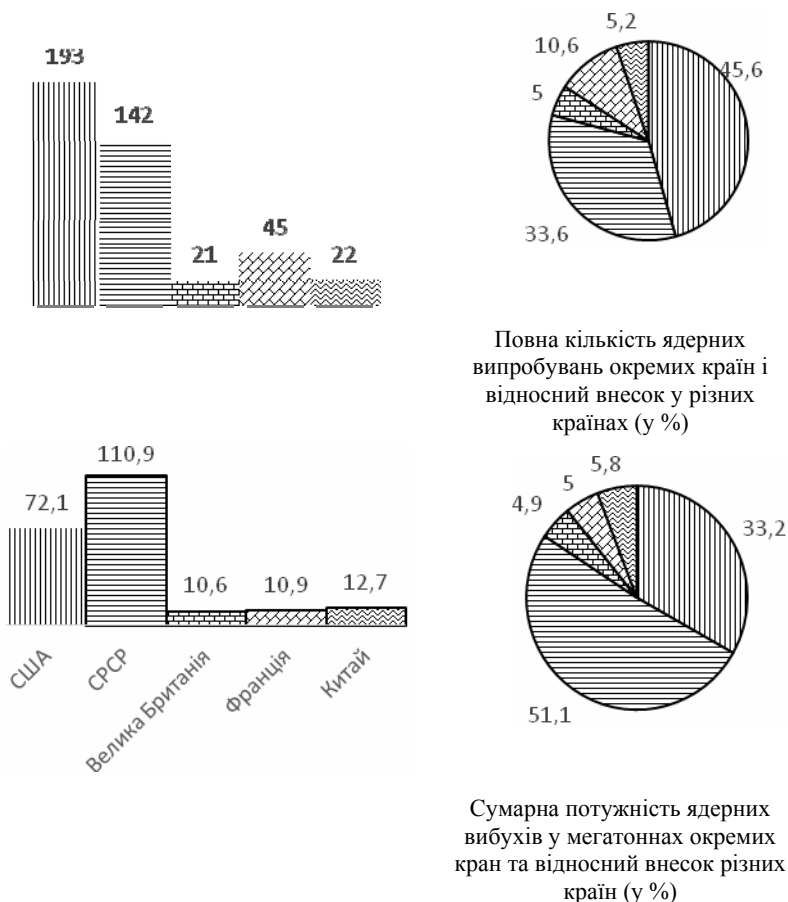


Рис. 4.4. Випробування ядерної зброї на Землі

Оскільки глобальні радіоактивні опади підвищують рівень опромінення людей на всій планеті, було досягнуто міжнародну угоду про часткову заборону випробувань ядерної зброї.

Відповідний Договір у 1963 р. підписали СРСР, Велика Британія та США. Відтоді випробування ядерної зброї в атмосфері здійснювали тільки Франція й Китай,

проте потужність атомних бомб була значно меншою, ніж у попередні часи. Все ж сумарна активність на планеті, зумовлена випробувальними ядерними вибухами, оцінюється в $(4,44-5,92)10^{17}$ Бк. Радіоактивні матеріали нагромаджуються в місцях випробувань ядерної зброї, які є джерелом міграції радіонуклідів у біосферу.

На нашій планеті було створено декілька ядерних полігонів для підготовки та проведення випробувань ядерної зброї. П'ять ядерних держав світу – Велика Британія, КНР, колишній СРСР, США й Франція – здійснювали ці випробування на п'яти основних полігонах світу: Невадському (США й Велика Британія за контрактом), Лобнорському (КНР), Новоземельському й Семіпалатинському (СРСР) та на полігоні Тихоокеанського експериментального центру на коралових атолах у Полінезії (Франція).

США здійснювали експериментальні вибухи також на чотирьох групах островів у Тихому океані. Підводні, надводні та атмосферні вибухи було проведено в районі атола Джонстон (на південь від Гаванських островів), поблизу атолів Бікіні та Еніветок; серію вибухів здійснено в Аламогордо (штат Нью-Мексико) й у штаті Аляска.

У колишньому СРСР військові навчання із застосуванням ядерної зброї проводилися в районі Тоцька (Оренбурзька область).

Велика Британія здійснювала підземні ядерні вибухи поблизу західного узбережжя й на півдні Австралії.

Франція для випробувань ядерної зброї використовувала полігони в Реггані й Ін-Екере в пустелі Сахара (Алжир), а також атол Муруроа в групі островів Туамоту (Французька Полінезія).

У 1998 р. випробування ядерної зброї розпочали Індія й Пакистан. Колишній СРСР здійснив 715 вибухів, США – 1030, Велика Британія – 43, Франція – 198, КНР – 43. Із

цими вибухами пов'язане поширення радіоактивних речовин по всіх континентах планети, а території, відведені під ядерні полігони, втрачені для людства на дуже тривалий час.

Промислові процеси, що збільшують дозоутворювальну здатність природних радіонуклідів.

Є чимало промислових процесів, які призводять до винесення на поверхню землі матеріалів, у яких концентрація природних радіоактивних елементів істотно перевищує середній рівень.

До таких процесів належить насамперед видобування урану, в ході якого на поверхню піднімаються урановмісні породи, й після відокремлення збагаченої цим елементом фракції залишаються ураноносні матеріали у вигляді флотацийних «хвостів» або в териконах.

У разі виробництва та використання фосфорних добрив також відбувається концентрування природних радіоактивних елементів, бо фосфорити й апатити формувалися в процесі співосадження ортофосфатів із радієм, який унаслідок цього й міститься у фосфорних мінералах.

Виробництво електроенергії на теплових електростанціях також призводить до збільшення опромінення населення, оскільки вугілля, як і більшість природних матеріалів, містить природні радіоактивні речовини, котрі під час його спалювання вивільняються й потрапляють у довкілля.

Очікувана піввікова колективна доза від цього джерела опромінення становить 4 люд.Зв на 1 ГВт×рік виробленої електроенергії.

Атомна енергетика. Виробництво електроенергії на атомних електростанціях супроводжується викидами радіонуклідів у довкілля навіть за умов нормального функціонування цих електростанцій.

Для забезпечення атомних електростанцій паливом здійснюється так званий ядерний паливний цикл: видобування й переробка уранової руди, виробництво ядерного палива, експлуатація ядерних реакторів, переробка відпрацьованого ядерного палива, транспортування радіоактивних відходів та їх поховання (рис. 4.5).

В разі видобування урану шахтним способом виникає велика маса радіоактивних газів (викидаються крізь вентиляційну систему) й рідин (витікають із кар'єрів). Безперечно, найбільшого впливу радіації, пов'язаної з ураном і продуктами його радіоактивних перетворень, зазнають працівники уранових шахт.

Експлуатація реакторів неодмінно супроводжується викиданням у довкілля радіонуклідів, які входять до продуктів поділу урану, а також виникають внаслідок ядерних реакцій, що здійснюються за участю потоків нейтронів. До цих активованих нейтронами довготривалих радіонуклідів належать ^{60}Co , ^{14}C , ^3H та деякі інші, які виявляються в зоні розташування атомних реакторів.

Переробляється лише незначна частина відпрацьованого ядерного палива. Решта ж зберігається в тимчасових сховищах (до ухвалення рішень щодо технології довготривалого зберігання радіоактивних матеріалів).

У разі переробки рідких радіоактивних відходів основні труднощі пов'язані з радіонуклідами ^3H , ^{14}C , ^{85}Kr , ^{129}I . Перебування дедалі більшої кількості радіоактивних відходів атомної енергетики в тимчасових сховищах і невирішеність питань надійного й довготривалого їх зберігання – це гострі проблеми, що мають екологічні й політичні аспекти.

Не менш нагальною є проблема транспортування радіоактивних матеріалів для ядерного паливного циклу.

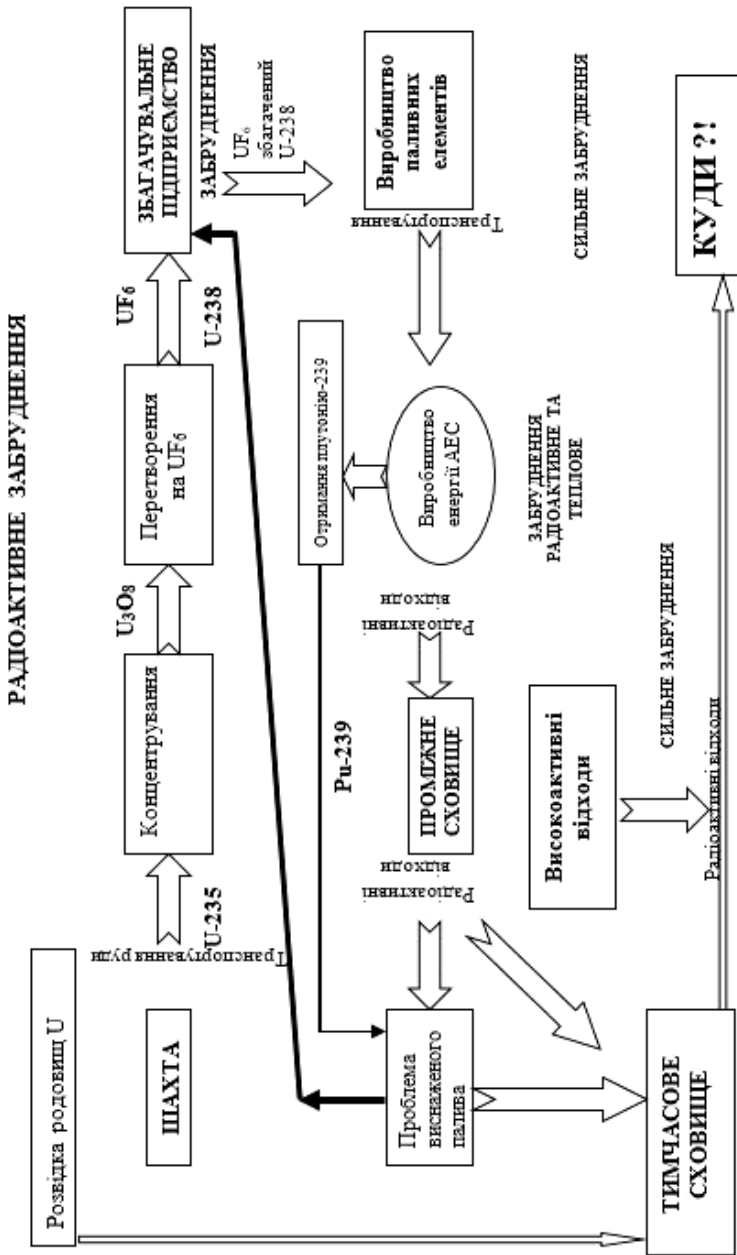


Рис. 4.5. Відкрита обмежена система (сильне забруднення) (за Г. О. Білявським)

4.4. Чорнобильська та Фукусімська катастрофи

26 квітня 1986 р. на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) сталася аварія, яка за масштабами викиду в довкілля радіоактивних речовин не має аналогів у світі. Аварія була наслідком недосконалої власне конструкції реактора (РБМК-1000) та істотних відхилень у режимі його експлуатації.

Катастрофа розпочалася різким зростанням нейтронного потоку, збільшенням енерговиділення, що призвело до руйнування активної зони реактора, диспергування ядерного палива й різкого підвищення температури. При цьому утворилися суміші речовин, які спричинили потужні вибухи, що вщент зруйнували реактор, котрий повністю розгерметизувався, у зв'язку з чим розпочалося виділення радіоактивних речовин у довкілля. Утворився струмінь, який піднімався на висоту до 1,5 км й виносив із кори реактора оксиди, карбідів й атомарні форми продуктів поділу урану й радіоактивних ізотопів, що виникли під впливом нейтронів. У струмені були й аерозольні частинки, в яких також містилися радіоактивні речовини.

Струмінь із реактора, що мав дуже високу температуру, діяв як своєрідна термохімічна колонка, в котрій відбувалося певне розділення різних іонуклідів. Із цього радіоактивного струменя вітром відшматовувалися з різних висот маси радіоактивних речовин, які у вигляді радіоактивних хмар розносилися в різних напрямках, й за напрямом руху окремих радіоактивних хмар радіонукліди випадали на поверхню Землі, забруднюючи території.

Під час аварії у зруйнованому реакторі тривала ланцюгова реакція, а викиди радіонуклідів були дуже інтенсивними протягом 10 діб, поки жерло, крізь яке виривався струмінь, не було відповідним чином засипано (рис. 4.6).



Рис. 4.6. Пошкоджений блок ЧАЕС

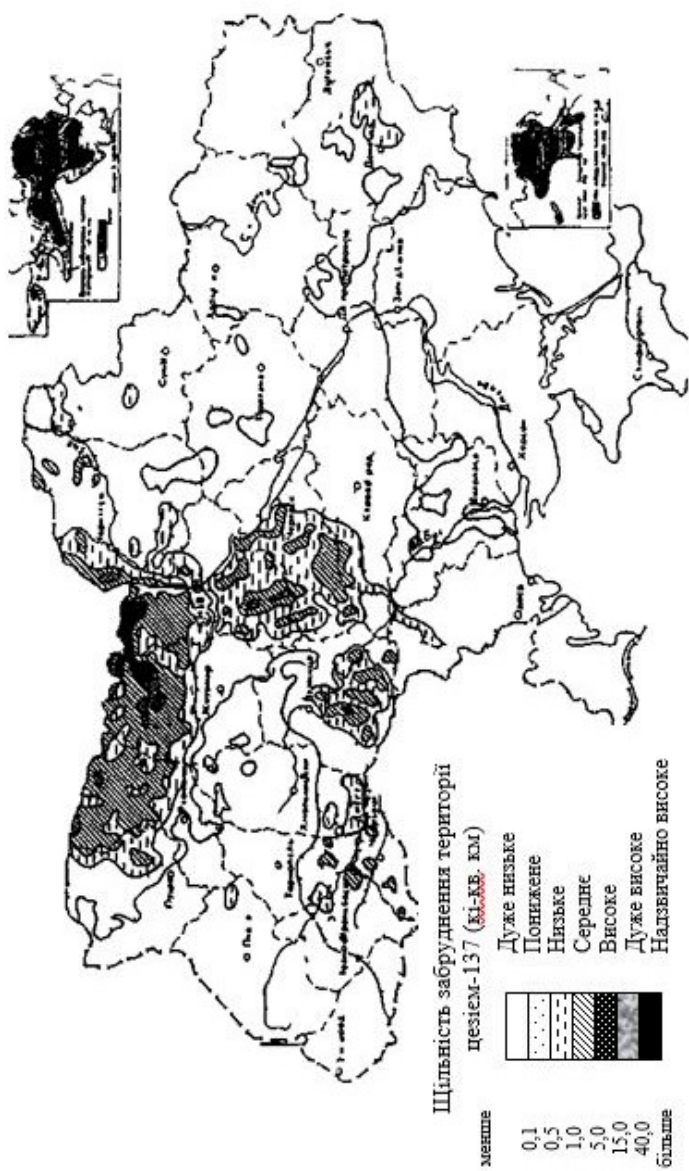


Рис. 4.7. Радіаційне забруднення території України (за В.А. Барановським, 1995)

Під час аварії в атмосферу було викинуто до 100% радіоактивних благородних газів, 20-50% ізотопів йоду, 12...30% ^{134}Cs , ^{137}Cs і 3-4% менш летких радіонуклідів (^{95}Zr , ^{99}Mo , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{154}Eu , ^{155}Eu , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu та ін.) від їх вмісту в реакторі на момент аварії (табл. 4.5). Зміни метеорологічних умов під час викидів із реактора радіоактивних матеріалів зумовили складну картину забруднення великих територій не лише в Україні, Білорусії й Росії, а також у багатьох країнах Європи.

Рух радіоактивних хмар, з яких радіонукліди у складі опадів потрапляли на поверхню Землі, спричинив формування так званих слідів. Найчіткіше проявився західний слід, що являє собою вузьку смугу, яка тягнеться до Польщі. Другим за інтенсивністю радіонуклідного забруднення є північний слід. Проте він набагато ширший, ніж західний, і тому загальна активність радіонуклідів тут істотно вища. З цим слідом пов'язане забруднення радіонуклідами країн Скандинавії. Широком віялоподібним є південний слід. Формування східного сліду зумовило забруднення кількох областей Росії. Зони з підвищеними активностями радіонуклідів утворилися також на території Швеції, Фінляндії, Німеччини, Австрії, Швейцарії, Греції, Болгарії, Румунії, Грузії (рис. 4.9). Радіонуклідний склад забруднень, що виникли за різними слідами, неоднаковий, хоча спостерігається деяка кореляція між вмістом ізотопів Pu й ^{241}Am та щільністю забруднення ^{90}Sr .

В Україні підвищення потужності дози, що спричинене забрудненням ^{137}Cs у межах 4...20 кБк/м, спостерігається на більшій частині території. Західний слід охоплює Київську, Житомирську області, північ Рівненської та північно-східну частину Волинської областей: тут щільність поверхневого забруднення в окремих плямах сягає 190 кБк/м².

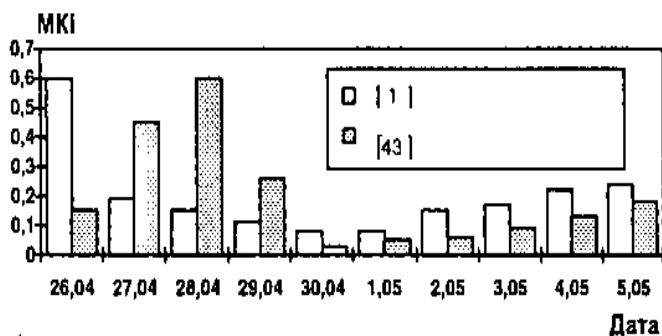


Рис. 4.8. Динаміка викиду ^{137}Cs із Чорнобильського реактора в 1986 р.

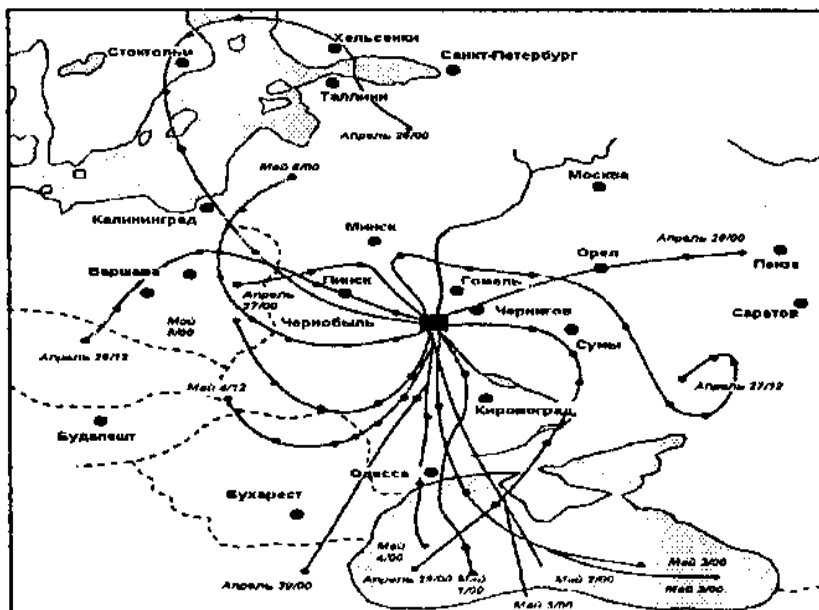


Рис. 4.9. Формування радіоактивних слідів радіоактивного забруднення території

Південний слід зумовив забруднення Київської, Черкаської, Кіровоградської, частково Вінницької, Одеської та Миколаївської областей. Тут щільність забруднення ^{137}Cs досягає 100 кБк/м^2 . Від південного сліду відгалузився слід у західному напрямі й зумовив забруднення частин Вінницької, Хмельницької, Тернопільської, Івано-Франківської та Чернівецької областей, де середня щільність забруднення ^{137}Cs становить $10...40 \text{ кБк/м}^2$. Значні забруднення – до 40 кБк/м^2 – виявляються в західній і північно-східній частинах Чернігівської області, на півночі Сумської області, в Донецькій, Луганській і Харківській областях

Оскільки осідання радіонуклідів на поверхню Землі було значнішим у тих місцях, де під час проходження радіоактивних хмар випадали дощі, забруднення мають чітко виражений плямистий характер, фізико-хімічні особливості радіонуклідних опадів були неоднаковими: певні радіоактивні речовини перебували в стані частинок гратчастої структури паливного матеріалу, або цирконію, які містили продукти поділу.

З часом радіонукліди які потрапили в довкілля (у водойми, в рослини, в ґрунти) додалися до речовин, що беруть участь у біогеохімічних перетвореннях, у русі трофічними ланцюгами. При цьому створилися умови, за яких зростає потужність дози зовнішнього й внутрішнього опромінення людей, котрі проживають на забруднених радіонуклідами територіях.

Зовнішнє опромінення зумовлене тим, що збільшилася концентрація радіоактивних речовин, насамперед радіонукліда ^{137}Cs , який випромінює гамма-радіацію. Внутрішнє опромінення зумовлене надходженням радіоактивних речовин в організм людини разом із питною водою, їжею а також за рахунок інгаляції радіоактивних речовин у складі повітря.

Таблиця 4.5

**Активність основних продуктів поділу урану в реакторі
й у викидах (за станом на 26 квітня 1986 р.)**

Активна зона реактора			Сумарний викид	
Радіонуклід	Період напівроз- паду	Актив- ність, ПБк	Частка в загальному запасі, %	Актив- ність, ПБк
Xe	5,3 доби	6500	100	6290
¹³¹ I	8	3200	20	1650
¹³⁴ Cs	2 роки	180	20	52
¹³⁷ Cs	30	280	13	85
¹³² Te	3,25 доби	2700	25...60	1020
⁸⁹ Sr	2 доби	2300	4...6	93
⁹⁵ Sr	28 років	200	4...6	8,1
¹⁴⁰ Ba	12,8 доби	4800	4...6	180
⁹⁵ Zr	64 доби	5600	3,2	155
⁹⁰ Mo	2,8 доби	4800	Понад 3,5	-
¹⁰⁵ Ru	39,6 доби	4800	2,9	170
¹⁰⁶ Ru	1 рік	4800	2,9	59
¹⁴¹ Ce	33 доби	2100	2,3	190
¹⁴⁴ Ce	285	5600	2,8	137
²³⁹ Np	2,4	27 000	3	1440
²³⁸ Pu	86 років	1	3	0,03
²³⁹ Pu	24 400	0,85	3	0,03
²⁴⁰ Pu	6580	1,2	3	0,044
²⁴¹ Pu	13,2	170	3	5,9
²⁴² Cm	163 доби	26	3,5	0,9
Разом		73 559,05		10 933,007

В перші тижні після аварії дуже значний внесок в опромінення людини забезпечили радіонукліди йоду, насамперед його ізотоп ¹³¹I. За усередненими даними співвідношення колективних ефективних доз внутрішнього й зовнішнього опромінення населення, яке проживає на забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС територіях, нагромаджених за період з 1986 по 2000 рр. становить 65:35.

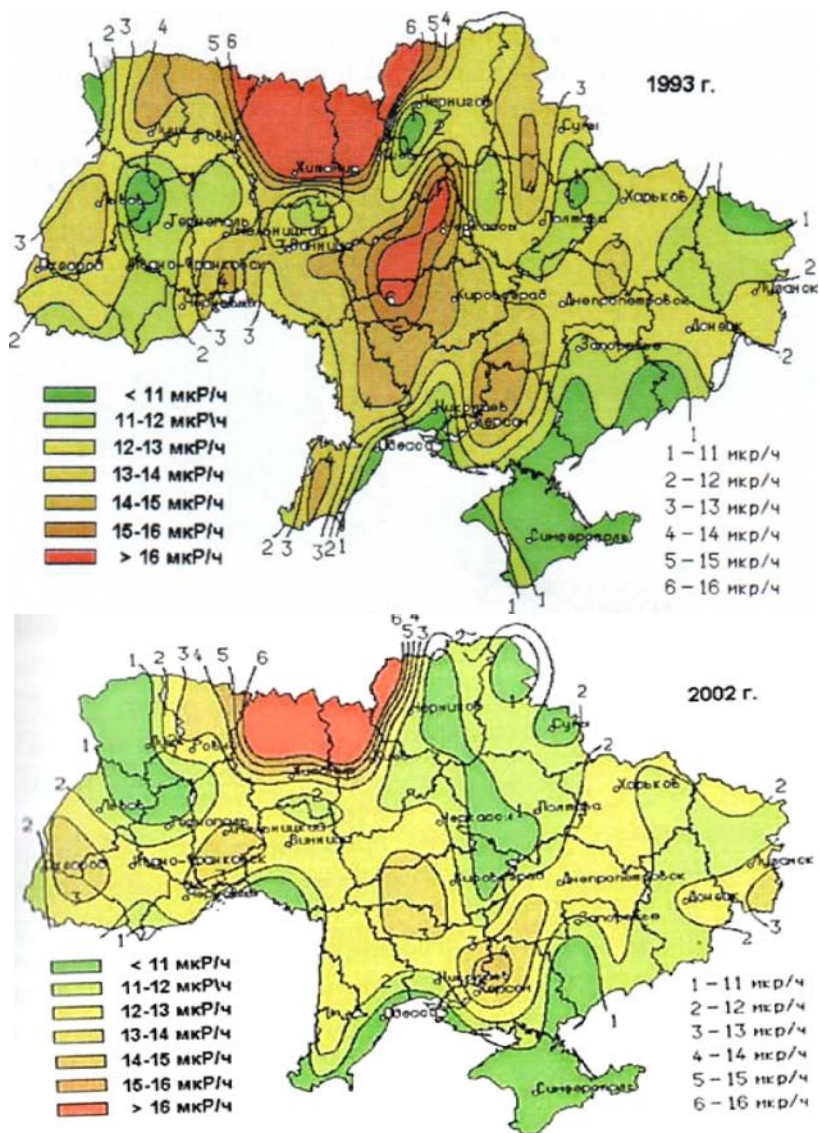


Рис. 4.10. Розподіл потужності дози випромінювань на території України за даними Держгідромету в 1993 та 2002 рр. (за Г.Д. Коваленко, В.С. Волошин, 2009)

На територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, опромінення в підвищених дозах зазнали не тільки люди, а й усі без винятку живі істоти будь-яких екосистем. Із понад фоновим опроміненням, яке за характером передавання дози є хронічним, пов'язані певні вже реалізовані радіобіологічні ефекти, й є підстави вважати, що в майбутньому проявляться негативні віддалені наслідки цього опромінення. До потерпілих внаслідок Чорнобильської катастрофи належать такі категорії людей:

- ті, хто брав участь у припиненні пожежі й викидів радіоактивних речовин із жерла зруйнованого реактора. Серед цієї групи – люди, що зазнали найсильнішого опромінення; багато з них загинули від гострої променевої хвороби;

- учасники ліквідації наслідків аварії – так звані «ліквідатори». Серед них опромінення в найбільших дозах зазнали ті, котрі працювали біля аварійного блока в перші місяці після аварії, брали участь у дезактивації прилеглої до реактора території промайданчика, засипанні жерл реактора з гелікоптерів, спорудженні тимчасового укриття зруйнованого енергоблока – «саркофага». Ця група дуже численна – кілька сотень тисяч переважно зовсім молодих чоловіків. Індивідуальні еквівалентні дози могли перевищувати 500 мЗв;

- ліквідатори, які працювали й працюють зараз у так званій «зоні відчуження» (територія навколо ЧАЕС радіусом 30 км), на реакторах, тимчасових пунктах поховання й локалізації радіоактивних відходів, на дезактивації території, впорядкуванні доріг та гідротехнічних споруд, догляді за лісовими насадженнями тощо;

- населення, яке було евакуйоване з міста Прип'ять і «зони відчуження». В цій групі потерпілих багато дітей,

вагітних жінок і людей похилого віку;

- населення, яке проживає на територіях, забруднених радіонуклідами, й якому загрожує зростання доз опромінення.

Загальна чисельність зазначених груп перевищує 2,8 млн осіб.

Вислів «ліквідація наслідків аварії на ЧАЕС» має суто символічне значення, бо насправді зробити це неможливо, й можна говорити лише про їх «мінімізацію».

Шкода, яку заподіяла Чорнобильська катастрофа величезна й має різні аспекти: по-перше, й це найголовніше – вплив на здоров'я численної людської популяції; по-друге, радіоактивне забруднення, а отже, вилучення з корисного природокористування величезних територій, витрати на вимушене переселення десятків тисяч людей, здійснення системи контрзаходів для зменшення дозового навантаження на людей, відшкодування населенню втрат, пов'язаних з аварією і т. п.

Найбільшу щільність радіоактивного забруднення території встановлено в 30-кілометровій зоні навколо АЕС (зона відчуження, звідки в 1986 р. було відселено все населення, яке там проживало). На цій території міститься найбільша кількість паливної компоненти викиду та найбільші щільності радіоактивного забруднення за ^{137}Cs (табл. 4.6). Крім зазначених прямих наслідків Чорнобильської катастрофи для здоров'я людей і економіки країни вкрай негативними виявилися також соціально-психологічні зміни. Щодо стану здоров'я населення, яке зазнало опромінення в підвищених дозах, то з року в рік зростає захворюваність, передусім серед ліквідаторів і дітей, за різними формами. Особливо виразним є багаторазове почастищення розвитку злоякісних пухлин щитоподібної залози в дітей (це захворювання вважають індикаторним серед тих, що індикуються опроміненням).

Таблиця 4.6

Розподіл земель зони відчуження за щільністю забруднення ¹³⁷Cs, дані 1996 р. (за Г.П. Перепелятніков, 2012)

Щільність забруднення, кБк/км²	Площа забруднення, км²
Понад 37000	21
18500-37000	59
7400-18500	112
3700-7400	187
1850-3700	364
740-1850	892
370-740	114
185-370	41
74-185	172
37-74	63
18,5-37	19

Чорнобильська катастрофа породила багато проблем, для вирішення яких потрібно десятків, якщо не сотень років. Серед них – визначення подальшої долі «саркофага» над зруйнованим реактором, в якому зосереджено більш як 160 т ядерного палива, перетворення зони відчуження на екологічно безпечну територію тощо.

Виявилось, що людство безсиле перед катастрофами такого масштабу як чорнобильська, що стала жорстоким уроком для нього.

Катастрофа на АЕС «Фукусіма-1» 11 березня 2011 р., у результаті землетрусу в Японії на острові Хонсю в м. Окума вийшла з ладу система охолодження на двох блоках АЕС. Внаслідок цього на чотирьох енергоблоках АЕС з 12 березня сталася серія вибухів і пожеж.

АЕС Фукусіма-1 мала 6 киплячих водо-водяних реакторів (Boiling Water Reactor, BWR) сумарною потужністю 4,7 ГВт, однак на період аварії працювали

1-й, 3-й і 4-й енергоблоки, що були зупинені дією аварійного захисту. Всі аварійні системи спрацювали у штатному режимі. Але за годину було перервано електропостачання (зокрема і від резервних дизель-генераторів) через цунамі, що сталося слідом за землетрусом. Вимкнення електропостачання призвело до виходу з ладу системи охолодження реакторів і до розплавлення активної зони реакторів. Аварія призвела до великого витоку радіації та одержала максимальну оцінку небезпеки за шкалою INES.

Із 20-кілометрової зони АЕС було відселено 78000 людей, а з урахуванням 30-кілометрової зони – 140000. За наявними на сьогодні даними, загальний викид радіоактивних речовин на «Фукусімі-1» склад від 370 до 630 тисяч терабеккерелів. Утім, це – на порядок менше чорнобильського викиду. За радіоактивним ізотопом йоду-131, який накопичується у щитоподібній залозі, цифри такі: «Фукусіма-1» – від 130 тис. до 150 тис. терабеккерелів, ЧАЕС – 1,8 млн. терабеккерелів.

Внаслідок Киштимської аварії у 1957 році $7,4 \cdot 10^6$ Бк (2 Мк) радіонуклідів було піднято на 1-2 км, що спричинило забруднення СРСР площею 23 тис. км².

Запитання для самоперевірки:

- 1. Назвіть і охарактеризуйте природні джерела опромінення.*
- 2. Назвіть відмінності первинного і вторинного космічного випромінювання.*
- 3. Як людська діяльність впливає на радіоактивний фон Землі?*
- 4. В чому полягає небезпека випробувань та застосування ядерної зброї?*
- 5. Чорнобильська катастрофа та її наслідки.*

РОЗДІЛ 5 НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ЗОВНІШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ

5.1. Шляхи надходження радіонуклідів у зовнішнє середовище

5.2. Загальні закономірності переміщення радіоактивних речовин у біосфері

5.3. Повітряний шлях надходження радіонуклідів

5.1. Шляхи надходження радіонуклідів у зовнішнє середовище

Радіоактивні речовини надходять у зовнішнє середовище:

- у результаті випробувань ядерної й термоядерної зброї (особливо якщо вони проводяться на поверхні земної кори, у повітрі й воді);
- як радіоактивні відходи промислових і енергетичних реакторів;
- у результаті аварійних ситуацій на цих установках;
- певна кількість радіоактивних матеріалів надходить у навколишнє середовище при видобутку уранової руди, виділенні з неї й збагаченні урану;
- переробці відпрацьованих тепловиділяючих елементів (твелів) з метою одержання ядерного пального ^{239}Pu ;
- у результаті транспортування й зберігання радіоактивних відходів.

Уранова руда містить не більше 0,2% урану, а також такі радіонукліди, як ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po . Частина з них при збагаченні урану концентрується, а основна частина надходить у відвали й промивні води, що виділяються, при цьому газоподібний радон надходить в атмосферу. Із цієї причини в місцях видобутку й збагачення урану

радіаційний фон зростає.

Радіонукліди, що забруднюють зовнішнє середовище, мають різне походження й фізико-хімічні властивості.

Частина з них являє собою осколки й продукти радіоактивного розпаду цих осколків при розпаді ядер. Радіоактивні речовини можуть поширюватися у вигляді радіоактивної хмари, що складається з летючих речовин і часток різних розмірів. Радіоактивні речовини, що складаються із часток, осаджуються у вигляді радіоактивних випадінь, розподіл яких залежить головним чином від метеорологічних умов (рис. 5.1).

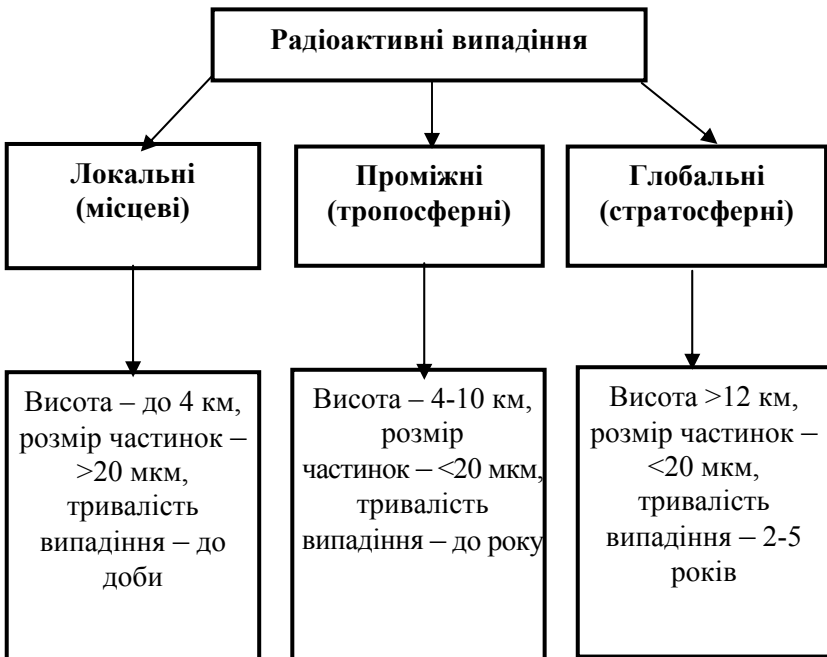


Рис. 5.1. Формування і параметри радіоактивних випадінь після проведення ядерного вибуху (за Г.П. Перепелятніковим, 2012)

Закономірності поведження радіоактивних речовин у біосфері

1) Хімічні властивості радіонуклідів обумовлені місцем розташування елемента в періодичній системі Д.І. Менделєєва.

Високою хімічною активністю володіють радіонукліди елементів І групи і галогенів, які не утворюють важкорозчинних з'єднань, менш рухливі нукліди лужноземельних елементів.

Найменшою хімічною активністю володіють радіонукліди рідкоземельних елементів, таких, як цирконій і ніобій, а також радіонукліди трансуранових елементів.

В результаті проведення експериментальних ядерних повітряних і надводних вибухів виявлено, що радіоактивні продукти розпаду складаються з легкорозчинних з'єднань.

2) Хімічна рухливість радіоактивних речовин при наземному вибуху значно знижується в порівнянні з повітряним.

3) Розчинність радіонуклідів тісно пов'язана зі складом ґрунтів, на яких зроблений вибух. При вибуху:

а) на силікатних ґрунтах радіоактивні речовини вибуху представлені склоподібними оплавленими частками з досить малою розчинністю;

б) на карбонатних ґрунтах продукти вибуху представлені в основному карбонатами й оксидами лужноземельних елементів, що володіють порівняно високою розчинністю в природних середовищах.

4) Біологічна доступність радіонуклідів з оплавлених часток визначається часом їхнього утворення, складом і дисперсністю.

Розчинність радіонуклідів із дрібних часток, як правило, вище, ніж з великих. Частки, що містять радіонукліди глобальних випадіннь, вкрай малі (до 1 мкм) практично повністю розчинні у воді і біологічна

рухливість радіонуклідів сумірна з рухливістю їх у водяних розчинах.

При радіаційних аваріях на атомних електростанціях відбувається викид у навколишнє середовище великої кількості радіоактивних речовин, які забруднюють середовище перебування всього живого на Землі, у тому числі й сільськогосподарські угіддя. При цьому встановлено, що основний вплив випромінювання на населення обумовлено споживанням продуктів харчування, вирощених на забруднених територіях, і в основному молока.

При радіаційній аварії виділяють кілька періодів у розвитку радіаційної ситуації.

Перший період називають періодом йодної небезпеки. Він спостерігається відразу після викиду радіонуклідів в атмосферу. Внаслідок короткого періоду напіврозпаду ізотопів йоду цей період нетривалий і завершується протягом декількох місяців.

При поїданні тваринами забруднених йодом кормів відбувається його інтенсивний перехід у молоко й м'ясо.

Другий період у розвитку радіаційної обстановки починається після розпаду короткоживучих радіонуклідів і супроводжується переважно некореневим забрудненням кормових угідь. Закінчується цей період із завершенням першого післярадіаційного строку вегетації рослин.

Третій період радіоекологічної ситуації в агропромисловому комплексі починається із другого строку вегетації рослин після радіаційних випадінь. У цей період основним шляхом надходження радіонуклідів у рослини є кореневий.

Тривалість періоду може бути кілька десятків років, якщо в складі аварійних викидів присутня велика кількість довгоживучих ізотопів ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu і ін.

5.2. Загальні закономірності переміщення радіоактивних речовин у біосфері

Радіоактивні продукти ядерного розпаду:

- випадають самі по собі («сухі» опади);
- випадають із атмосферними опадами («мокрі» опади);

- радіоактивні відходи, які включаються в компоненти біосфери - абіотичні (грунт, вода) і біотичні (флора, фауна) і беруть участь у біологічному циклі круговороту речовин.

Найбільш короткий шлях надходження радіоактивних продуктів розпаду в організм людини:

- безпосереднього влучення з атмосфери;
- через сільськогосподарські рослини й тварини. При цьому продукти розпаду можуть попадати в організм людини як безпосередньо через рослинну їжу, так і через тварин, що харчуються рослинами, які містять радіоактивні речовини.

З радіоактивних продуктів розпаду в перший період найбільшу небезпеку представляють ізотопи йоду внаслідок найбільш високого відносного вмісту їх і значної біологічної токсичності.

Надалі основну роль грають ^{90}Sr і ^{137}Cs через їх високу енергію випромінювання, великий період напіврозпаду й здатність актинію включатися в біологічний круговорот речовин (грунт → рослини → тварини → людина). Ці ізотопи здатні надовго затримуватися в організмі людини й тварин.

При надходженні з кормом в організм ^{90}Sr його постійним неізотопним носієм служить кальцій, а для ^{137}Cs – калій.

В організмі тварин калій і кальцій представлені як макроелементи. При дослідженні закономірностей пересування ^{90}Sr і ^{137}Cs від одного об'єкта біосфери до іншого було відмічено, що перший поводить подібно з

кальцієм, другий – з калієм. Ця обставина має велике практичне значення для радіохімічної експертизи. Наприклад, встановлено, що при рівних умовах в об'єктах біосфери, забруднених радіонуклідами, максимальна концентрація ^{90}Sr завжди виявляється в органах (продуктах), фізіологічно багатих кальцієм (кістки, яєчна шкарлупа), а максимальна концентрація ^{137}Cs – в об'єктах багатих калієм (наприклад, м'язи).

5.3. Повітряний шлях надходження радіонуклідів

Радіоактивні викиди можуть потрапляти в атмосферу і перемішуватися з потоками повітря (рис. 5.2).

Частинки аерозолів і пилу, що містять радіонукліди, формують радіоактивну хмару і з вітром рухаються у просторі. Під час руху повітряних мас ці радіонукліди залежно від погоди, опадів, зміни вітру і турбулентного переміщення потоків повітря поступово розсіюються. Переміщення радіонуклідів внаслідок атмосферних процесів відбувається значно швидше, ніж на поверхні землі й визначається швидкістю вітру, яка досягає 10 км/год.

Завдяки вітровому перенесенню радіонуклідів атмосферна дифузія постійно їх розмиває (диспергує) і зрештою вміст радіонуклідів у повітрі знижується до мізерно малих значень.

Середня швидкість вітру - найважливіший параметр дисперсії, що визначає напрямок переміщення і кількість повітря, яке «розбавляє» радіонукліди.

Інші важливі чинники, від яких також залежить випадання радіонуклідів з атмосфери - це опади, що вимивають радіонукліди з хмари, атмосферні умови, наприклад шторм, структура ландшафту чи шорсткість (рельєфність) земної поверхні.

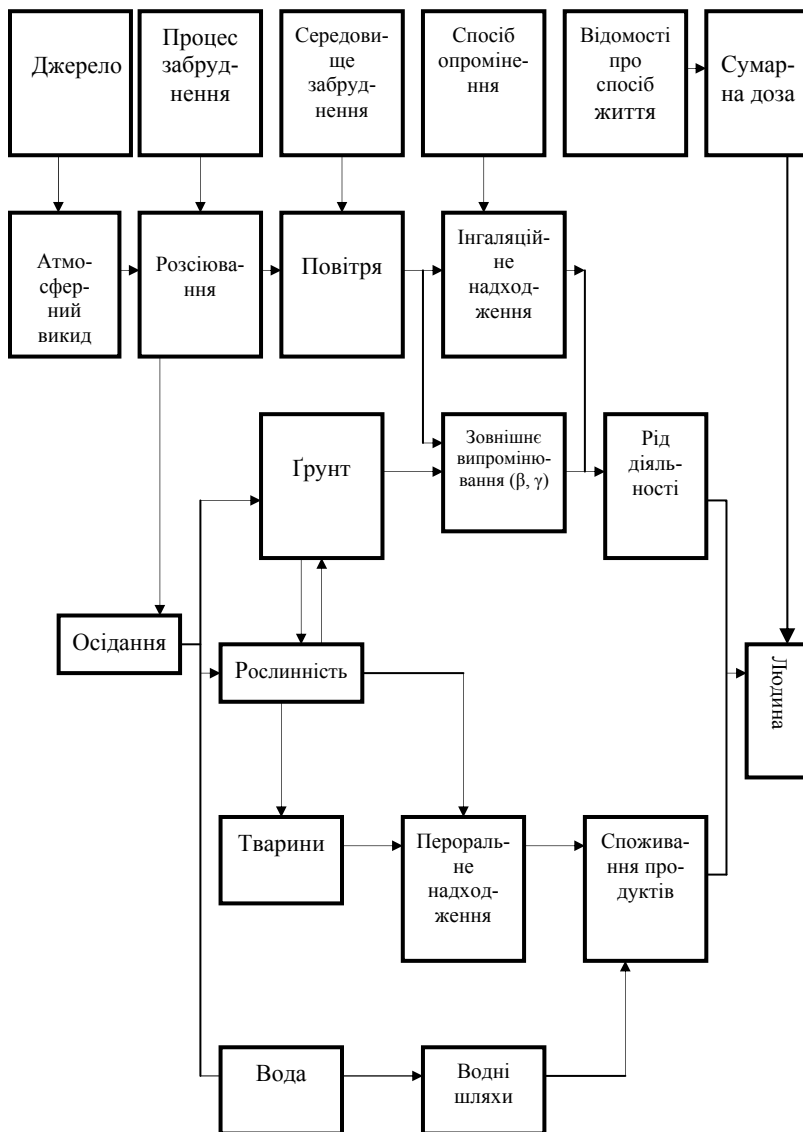


Рис. 5.2. Схема повітряного шляху надходження радіонуклідів

Для радіоактивної хмари ступінь радіонуклідного забруднення за напрямком вітру в будь-якій точці залежить від потужності викиду (кількості аерозолів, зокрема пилу і радіонуклідів) в одиницях об'єму за одиницю часу. Ймовірно, що ступінь забруднення повітря і підстилаючої поверхні ґрунту чи поверхні води зменшується зі збільшенням відстані від джерела і часу після викиду. Масштаби й інтенсивність міграції радіонуклідів в атмосфері визначаються: ефективною висотою викидів їх в атмосферу, фазовим станом викидів (рідкі, тверді, газоподібні), формою і дисперсністю частинок аерозолей, географічними координатами місця викиду, атмосферними умовами (швидкість вітру, вологість повітря, опади, температурна стратифікація тощо).

Залежно від впливу цих факторів виділяють локальні, тропосферні і стратосферні (глобальні) випадіння. Локальні випадіння спостерігають у районі до кількох сот кілометрів у напрямку від джерела.

Тропосферні випадіння бувають при ядерних вибухах і великих аваріях на АЕС. При цьому радіоактивні речовини сягають висоти 4-10 км. На цих висотах домінують повітряні потоки загальнопланетарного характеру і радіоактивні речовини до осідання встигають обігнути земну кулю.

В помірних широтах північної півкулі до великих висот в тропосфері панують майже суто західні вітри, біля земної поверхні південно-західні і аерозолі переносяться в напрямку із заходу на схід. Переміщення на північ і південь незначне, внаслідок чого в північній півкулі максимальна щільність випадінь зареєстрована на широтах здійснення вибухів – 30 с-50 с.

Вибухи потужністю в кілька кілотон тротилового еквіваленту забруднюють в основному тропосферу. Великі вибухи мегатонної потужності забруднюють, головним

чином, стратосферу.

За даними американських дослідників при вибухах зарядів великої потужності радіоактивні продукти розподіляються таким чином: при вибухах на великих висотах 99% їх затримується в стратосфері, локальних забруднень немає; при наземному вибуху 20% потрапляє в стратосферу, 80% випадає локально; при вибухах біля поверхні моря 30% надходить в стратосферу, а 70% випадає локально.

Період напівочищення верхніх шарів тропосфери варіює в середньому від 20 до 40 діб, нижніх – до кількох діб. Навесні і влітку очищення швидше, ніж восени і взимку. Період напівочищення стратосфери від радіоактивних речовин становить близько 2 років.

Всі аварії в світі, що трапились на АЕС, супроводжувались лише локальними випадіннями, що призводили до утворення радіоактивних слідів, іноді понад 100 км (Великобританія, Уіндскейл, 1957 р; Росія, Челябінськ, 1957 р.).

Під час аварії на Чорнобильській АЕС протягом 11 діб з гарячим струменем продуктів горіння й повітря радіоактивні речовини піднімались у тропосферу до висоти 4-6 км, звідки осідали залежно від переважаючого напрямку вітрів. З першого дня аварії було два викиди.

Перший – в тропосферу і з трансконтинентальним переносом досяг Японії, Тихого океану, континентальної Азії і США. Другий викид – найбільш потужний – на висоту 1000-1200 м поширився до Польщі, Угорщини, Румунії, Австрії, Іспанії, Нідерландів, ФРН, Норвегії, Швеції.

Загальна хронологічна ситуація просторового формування сліду забруднення, зумовленого зміною метеорологічних умов, така:

- з моменту аварії до 12 год 26.04.1986 р. – на Білорусь, Литву, Калінінградську область, Швецію,

Фінляндію;

- з 12 год 26.04.1986 р. до 12 год 27.04.1986 р. – на Полісся, Польщу і далі на південний захід;

- з 12 год 27.04.1986 р. до 29.04.1986 р. – на Гомельську, Брянську області і далі на схід;

- 29-30.04.1986 р. – на Сумську, Полтавську області і далі;

- 1-3.05.1986 р. – на південь України і далі через Чорне море на Туреччину; 4-6.05.1986 р. – на південно-західну частину України, Румунію.

Умовно забруднення територій України, Білорусі і Росії розбивається на 4 «сліди»: західний, північний, південний та північно-східний.

Найбільш складний характер радіоактивного забруднення як за інтенсивністю, так і за складом осілих нуклідів спостерігається на площах західного, північно-східного та південного слідів, що зайняли практично повністю територію Українського Полісся та значні території на південь від Києва.

Найбільшу щільність радіоактивного забруднення території було встановлено у 30-кілометровій зоні навколо АЕС, звідки було відселено все населення, яке там проживало.

Запитання для самоперевірки

- 1. Охарактеризуйте шляхи надходження радіонуклідів у зовнішнє середовище.*
- 2. Які елементи володіють найменшою хімічною активністю?*
- 3. Чим визначається біологічна доступність радіонуклідів з оплавлених часток?*
- 4. Охарактеризуйте закономірності переміщення радіоактивних речовин у біосфері.*
- 5. Від чого залежить ступінь забруднення повітря, ґрунту та поверхневих вод.*

РОЗДІЛ 6

ВИКОРИСТАННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У НАРОДНОМУ ГОСПОДАРСТВІ

- 6.1. Напрямки використання радіонуклідів**
- 6.2. Використання радіоактивних ізотопів в якості індикаторів**
- 6.3. Нейтронно-активаційний аналіз**
- 6.4. Метод *in Vitro* радіоізотопних досліджень**
- 6.5. Радіоімунологічний метод аналізу**
- 6.6. Терапевтичне використання іонізуючих випромінювань**
- 6.7. Використання іонізуючих випромінювань в сільському господарстві**

6.1. Напрямки використання радіонуклідів

Використання досягнень ядерної фізики здійснюється в наступних напрямках:

- радіонукліди використовують як індикатори (мічені атоми) в біології, агрохімії, а також в розробці методів діагностики і лікування тварин;
- іонізуюче випромінювання використовують в селекційно-генетичних дослідженнях в галузі рослинництва, тваринництва, вірусології (мутагенну дію):
 - для радіаційної стимуляції рослин з метою прискорення їх розвитку і підвищення врожайності;
 - радіаційної стимуляції тварин з метою прискорення росту і збільшення маси тіла;
 - для радіаційної стерилізації медичного і ветеринарного приладдя;
 - для знезараження гною, стоків тварин ферм;
 - для радіаційної стерилізації тварин, комах-шкідників та продовження термінів зберігання продукції тваринництва та рослинництва.

6.2. Використання радіоактивних ізотопів в якості індикаторів

Радіоактивні ізотопи широко використовуються на молекулярному рівні в біології, біохімії, агрохімії. Запропоновано до застосування декілька методів дослідження. Насамперед, метод мічених атомів.

Цей метод базується на використанні хімічних сполук, в структуру яких входять в якості мітки радіоактивні елементи: ^3H , ^{14}C , ^{24}Na , ^{22}P , ^{35}S , ^{42}K , ^{45}Ca , ^{51}Cr , ^{59}Fe , ^{125}I , ^{131}I та ін. Названі радіонукліди поводять себе в біологічних системах так як їх стабільні ізотопи.

При допомозі мічених атомів вдається контролювати їх переміщення в організмах, а також мічених органічних і неорганічних сполук. Метод мічених атомів має суттєві переваги, а саме високу чутливість (10^{-18} , 10^{-20}).

Контроль за переміщенням і розподіленням радіонуклідів в різних органах можна здійснювати зовнішньою радіометрією або методом авторадіографії.

Авторадіографія – метод отримання фотографічних зображень в результаті дії на фотоемульсію випромінювань радіоактивних елементів, які знаходяться у досліджуваному об'єкті (тканини, органи рослин).

Авторадіографію поділяють на макроавторадіографію і мікроавторадіографію.

Макроавторадіографія (контактна, контрастна) характеризує розподілення радіоактивних ізотопів у макроструктурах біологічних об'єктів. Мікроавторадіографія дозволяє вивчати локалізацію радіоактивних речовин на клітинному рівні.

Метод радіоактивних індикаторів знайшов застосування в ентомології при вивченні шляхів і швидкості міграції, місць резервації мух, комарів, кліщів та інших комах – переносників патогенних мікроорганізмів і ефективності застосування заходів боротьби з ними.

Комах мітять шляхом введення радіоізотопна всередину з їжею. Вибір радіоактивного індикатора здійснюють в залежності від задач дослідження.

6.3. Нейтронно-активаційний аналіз

Суть методу полягає в тому, що досліджуваний матеріал піддають дії потоку нейтронів в умовах ядерного реактора. Внаслідок чого утворюються радіоактивні продукти (продукти активації), які потім піддають радіохімічному аналізу і радіометрії. Цей метод є надзвичайно чутливим і часто використовується для визначення пестицидів в харчових продуктах.

6.4. Метод *in Vitro* радіоізотопних досліджень

В останні десятиліття в медицині, біології, агрохімії та ветеринарії отримав розвиток метод *in Vitro* радіоізотопних досліджень і діагностики захворювань людини і тварин, при яких радіонукліди вводять в організми і тим самим виключають променеве навантаження на організм обстежуваних. Метод *in Vitro* знайшов широке застосування в ендокринології, імунології, мікробіології, вірусології та фармакології.

6.5. Радіоімунологічний метод аналізу

Метод дозволяє швидко і надійно визначати вміст гормонів, ферментів, білків у біологічних рідинах і тканинних, екстрактах а також лікарських препаратів, різноманітних органічних сполуках, які раніше не визначалися.

Метод радіоімунологічного аналізу дозволяє визначити будь-яку речовину в досить малих кількостях (нанограмах, пікограмах).

В радіоімунологічному аналізі поєднуються два методи: метод отримання антисыворотки і мічення

радіоактивною міткою антигенів. Функцію мітки антигенів виконує радіоактивний ізотоп ^{125}I або ^3H .

6.6. Терапевтичне використання іонізуючих випромінювань

Радіація в терапевтичних цілях в основному використовується для лікування онкологічно хворих. У розвинених країнах понад 23% хворих раком піддаються опроміненню.

Хворих раком легенів опромінують 21-80%; раком молочної залози 2-70%; тіла матки 7-75%; хворих лейкемією 3-5%.

Джерелом випромінювань в радіотерапії являються промені рентгенівського випромінювання ^{60}Co . Найчастіше здійснюють локальне опромінення, проте при деяких формах раку опромінують все тіло хворого.

6.7. Використання іонізуючих випромінювань в сільському господарстві

Для потреб сільського господарства використовують пересувні гама-установки типу «Колос», «Стебель». Джерелом випромінювань в них служить ^{137}Cs , запаяний в подвійну ампулу із нержавіючої сталі. Установки «Колос» і «Стебель» призначені для передпосівного опромінення насіння зернових, зернобобових та технічних культур. В селекційній роботі використовують установку «Стерилізатор» з джерелом ^{60}Co .

При гама-опроміненні схожість насіння салату збільшується в 2 рази, насіння лаванди при опроміненні дозою 10 Гр у 4 рази.

Слід відмітити, що у колишньому СРСР отримано за допомогою мутагенезу 45 сортів пшениці та понад 25 сортів інших культур. В країнах різних континентів зареєстровано біля 500 сортів мутаційної селекції, які

відзначаються підвищеною продуктивністю.

Іонізуючі випромінювання використовують також для підвищення господарчо-корисних якостей птиці. Простимулюючу дію іонізуючих випромінювань на тваринний організм можна судити по прискоренню або підвищенню під впливом опромінення таких факторів, як ріст, розвиток, продуктивність.

Встановлено, що опромінення бройлерів в дозах 0,25-0,5 Гр забезпечувало збільшення їх маси через 30 днів на 15%.

Гамма-опромінення добових поросят білої породи дозами 0,1-0,25 Гр супроводжувалося збільшенням маси тіла в перші три місяці їх життя на 10-15%.

Радіаційний метод має важливе значення для стерилізації медичних і ветеринарних виробів одноразового використання із полімерних матеріалів, які не витримують термічної і хімічної обробки. Вивчається можливість радіаційної стерилізації крові, препаратів, що виготовляють з неї та гормонів, ферментів і вітамінів.

Перспективним напрямком використання радіації є обеззараження твердого та рідкого гною на фермах і тваринницьких комплексах. Доза опромінення, необхідна для повної дезактивації відходів тваринництва, повинна бути не менше 2,5 Гр.

Встановлені оптимальні поглинуті дози для ефективного обеззаражування сировини в залежності від виду збудника: сибірська язва – 23-25 кГр; ящур – 21 кГр; дистеріоз – 5,5 кГр; чуми свиней – 22,4-22,5 кГр; трихофітії – 10-15 кГр.

Розроблені і впроваджені в практику променеві способи стерилізації тварин. Найбільш ефективно радіаційна стерилізація застосовується для боротьби з комахами-шкідниками. Так, яйця личинок амбарного довгоносика гинуть при дозі 55 Гр, а лялечки – при 200 Гр.

Іонізуюче випромінювання широко використовується як бактерицидний засіб для обеззаражування і продовження терміну зберігання продуктів тваринництва та рослинництва.

Встановлено, що напівфабрикати із яловичини і свинини запаковані в пакети із поліетилену під вакуумом і опромінені гама-квантами при поглинутій дозі 4-5 Гр здатні зберігатися до 2 місяців при температурі 3-5° С.

Опромінення курей (за добу до забою) дозою 8,5 Гр і наступне опромінення окороків дозою 15 кГр забезпечує зберігання м'яса на протязі 9 місяців при кімнатній температурі. Радіаційна обробка свіжої риби дозою 2 кГр збільшує термін її зберігання до 30 діб, а дозою 4 кГр – до 60 діб при температурі 2° С.

Іонізуюче випромінювання використовують для продовження терміну зберігання картоплі, цибулі та інших овочів. Встановлено, що опромінення картоплі дозою від 50 до 150 Гр продовжує термін її зберігання до 1 року при температурі 6-8° С.

Запитання для самоперевірки

- 1. В чому полягає суть методу «мічених атомів»?*
- 2. Які конкретні приклади використання радіоізотопних і радіоімунних методів у тваринництві і ветеринарії ви можете навести?*
- 3. Назвіть галузі промисловості, медицини, сільського господарства, де використовують джерела іонізуючих випромінювань.*
- 4. В чому полягає суть бактерицидної дії радіації?*
- 5. Які ізотопи використовуються в медицині, сільському господарстві?*

РОЗДІЛ 7

МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У НАВКОЛИШНЬОМУ СЕРЕДОВИЩІ

- 7.1. Шляхи міграції радіонуклідів.**
- 7.2. Токсикологія радіоактивних речовин.**
- 7.3. Основні фактори, що обумовлюють токсичність радіонуклідів.**
- 7.4. Фактори, що визначають ступінь біологічної дії радіоактивних ізотопів.**

7.1. Шляхи міграції радіонуклідів

Природні та штучні радіонукліди, що надходять у навколишнє середовище в результаті випробування ядерної зброї, боєприпасів та аварій і катастроф на АЕС, з часом перерозподіляються в трофічних ланцюгах внаслідок процесів міграції.

Розрізняють наступні шляхи міграції радіонуклідів: атмосферного перенесення, водного перенесення, міграцію у профілі ґрунтів, міграцію по біологічним ланцюгам харчування (трофічним ланцюгам). Слід зазначити, що переважання одного шляху міграції радіонуклідів над іншим обумовлюється часом, що минув після надходження їх у довкілля.

Так, під час Чорнобильської катастрофи у перший гострий період (перші два тижні) переважав шлях атмосферного перенесення. З палаючого реактора в атмосферу було викинуто велику кількість короткоіснуючих радіонуклідів (^{133}X , ^{131}I , ^{106}Ru , ^{90}Sr , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{95}Nb , ^{132}Te та ін.) у формі радіоактивних частинок та аерозолів. Переважав, за обсягами викидів, благородний газ ^{133}Xe і легколеткі ізотопи тимуру та йоду. Завдячуючи цьому, частка йоду у випадіннях становила від 30 до 50% від випадінь. Цей період катастрофи отримав назву йодної

небезпеки.

Після припинення викидів з реактора настав період стабілізації радіаційної обстановки. В міграції радіонуклідів починають переважати такі шляхи міграції радіонуклідів як: водного перенесення, ґрунтової міграції, міграції по біологічним ланцюгам харчування (рис. 7.1).

Схема 1 (від 26.04 до 11.05.1986 р.)

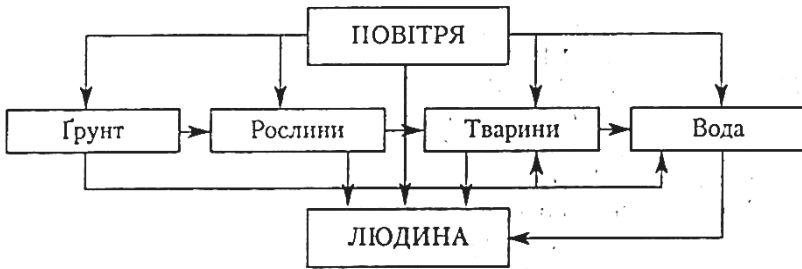


Схема 2 (1987 р.)

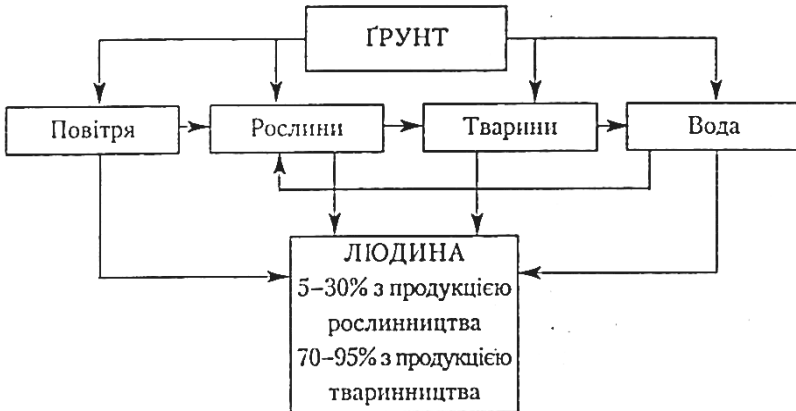


Рис. 7.1. Міграція радіонуклідів по трофічних ланцюгах людини (за Г.П. Перепелятніковим, 2012)

У природі харчові ланцюги не ізольовані один від одного, а тісно переплетені й утворюють складну розгалужену мережу, що називають харчовою мережею. Механізми, за допомогою яких рослини й тварини одержують необхідні для їхнього росту неорганічні речовини із ґрунту, аналогічні тим механізмам, за допомогою яких радіонукліди надходять у біологічні системи.

Таким чином, природні й штучні радіонукліди стабільних хімічних елементів також циркулюють у біосфері по характерних біологічних ланцюгах, проникаючи із зовнішнього середовища в організми, а потім знову повертаючись у зовнішнє середовище.

Кореневе поглинання радіонуклідів рослинами й інтенсивність включення їх у процеси міграції по біологічних ланцюгах визначається типом ґрунту й фізико-хімічною природою елемента.

Швидкість і розміри кореневого засвоєння радіонуклідів рослинами визначаються розчинністю радіоактивних речовин, фізико-хімічними властивостями ґрунтів і фізіологічними особливостями рослин. Тому що радіонукліди різних елементів сорбуються ґрунтовопоглинаючим комплексом неоднаково, то й міграція їх із ґрунту в рослини відбувається по-різному.

Нагромадження радіонуклідів сильно залежить від типу ґрунтів: гірше вони поглинаються рослинами із сіроземів і чорноземів, а найкраще з торфоболотних і легких ґрунтів (дерново-підзолисті), чорноземи й лучно-карбонатні ґрунти займають проміжне положення.

При некореновому шляху надходження більш рухливим є ^{137}Cs . Надходження ^{90}Sr та інших радіонуклідів відбувається при цьому в десятки разів повільніше. При кореновому надходженні найбільш рухливим є ^{90}Sr , ^{137}Cs сильніше сорбується ґрунтом і тому у відносно менших

кількостях переходить із ґрунту в рослини.

По кореновому шляху із ґрунту в усі наступні роки після випадання радіонуклідів відбувається забруднення грибів, ягід, дикоростучих плодів, лікарських і кормових рослин.

У лугових ґрунтах радіонукліди адсорбовані в шарі дернини глибиною 0,5 см; міграція їх по профілю ґрунту відбувається дуже повільно. На луках, забруднених чорнобильськими викидами, після розпаду короткоживучих радіонуклідів радіоактивність обумовлюється в основному радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr .

У трав'янистих видів іде значне нагромадження ізоотопів цезію й стронцію. При вмісті ^{90}Sr у ґрунті до $1,11 \cdot 10^{12}$ Бк/км² (30 Ку/км²) у рослинах накопичується його від $1,7 \cdot 10^3$ до $8,14 \cdot 10^3$ Бк/кг (від $4,6 \cdot 10^{-8}$ Ку/кг до $2,2 \cdot 10^{-7}$ Ку/кг). Це дуже високе забруднення.

Як показали спостереження, рослини природних кормових угідь завжди характеризуються більш високою питомою радіоактивністю, чим сіяні трави й різні сільськогосподарські культури. Пояснюється це тим, що радіонукліди в ґрунтах природних кормових угідь зосереджені в основному в шарі 0-5 см, створюючи там високу концентрацію радіоактивних ізоотопів в одиниці об'єму ґрунту.

При переорюванні ґрунту концентрація радіонуклідів знижується й створюються умови для їхньої меншої засвоюваності рослинами. Це підказує шлях поліпшення природних кормових угідь в умовах радіаційного забруднення.

За рахунок кореневого надходження в основному відбувається нагромадження радіонуклідів і в деревині. По здатності до нагромадження рослинами радіонукліди утворюють ряд: $^{65}\text{Zn} > ^{90}\text{Sr}$, ^{137}Cs , $^{59}\text{Fe} > ^{144}\text{Ce}$, ^{106}Ru , $^{95}\text{Zr} > ^{239}\text{Pu}$, ^{147}Pm , ^{91}Y , ^{235}U .

Більшість штучних радіонуклідів міцно сорбуються ґрунтовим поглинаючим комплексом і включаються в біологічний круговорот у порівняно невеликих кількостях. Виключення становлять ^{65}Zn , ^{89}Sr і ^{90}Sr , що відрізняються найбільшою рухливістю в системі «ґрунт-рослина».

Найбільшою здатністю накопичувати ^{137}Cs відрізняються травостої природних пасовищ і косовиць. Це обумовлено, з одного боку, акумуляцією дерниною радіонуклідів у найбільш доступній для рослин формі, а з іншого боку, особливостями формування кореневої системи природними лукопасовищними культурами в порівнянні з польовими кореневими культурами.

Оскільки нагромадження радіонуклідів у врожаї сільськогосподарських рослин визначається концентрацією їх у ґрунті й біологічної доступності, коефіцієнти пропорційності для різних культур неоднакові.

Поглинання радіонуклідів рослинами із ґрунту залежить також від її складу. Ґрунти важкого гранулометричного складу відрізняються більшою поглинальною здатністю, чим легкі.

Істотний вплив на перехід із ґрунту в рослини ^{137}Cs робить вміст у ньому органічної речовини. Надходження цього радіонукліда в рослини з торф'янистих ґрунтів більше, ніж з мінеральних, у кілька разів.

7.2. Токсикологія радіоактивних речовин

Предмет вивчення токсикології:

- вивчення шляхів надходження радіоактивних ізотопів в організм, закономірностей розподілу в ньому й включення в молекулярні структури тканин (інкорпорування), особливостей нагромадження (депонування) у різних органах і виведення їх з організму;
- установлення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів у повітрі, воді, кормах, продуктах

харчування й організмі людини;

- дослідження біологічної дії інкорпорованих радіоактивних ізотопів і пошук ефективних засобів для профілактики враження;
- розробка методів і засобів, що прискорюють виведення радіоактивних ізотопів з організму.

Радіоактивні ізотопи будь-якого хімічного елемента періодичної системи Д.І. Менделєєва при влученні в організм беруть участь в обміні речовин точно так само, як стабільні ізотопи даного елемента.

Біологічна дія радіоактивних ізотопів визначається параметрами їхніх іонізуючих випромінювань. Особливістю радіонуклідів є те, що вони, включаючись в обмін речовин, можуть залишатися в тканинах тривалий час.

Активність радіонуклідів не можна погасити ні хімічними, ні фізичними засобами.

7.3. Основні фактори, що обумовлюють токсичність радіонуклідів

Токсичність радіонуклідів залежить від наступних факторів: виду й енергії випромінювання, періоду напіврозпаду; фізико-хімічних властивостей речовини, у складі якого радіонуклід попадає в організм; типу розподілу радіонуклідів по тканинах і органах, швидкості виведення радіонуклідів з організму.

1. Вид і енергія випромінювання. Прямий зв'язок енергії випромінювання із вражаючою дією радіоактивного ізотопу: чим вона більше, тим сильніше ураження.

Ступінь біологічної дії різних видів випромінювань залежить від їхньої лінійної передачі енергії (ЛПЕ).

Величина ЛПЕ часткою або квантом речовини обумовлює їхню лінійну щільність іонізації (питому

іонізацію). У важких часток (альфа-частинки, протони) щільність іонізації дуже висока, у легких (бета-частинки, гамма-промені) – низька, тобто чим вище енергія й коротше пробіг частки, тим більше в неї ЛПЕ.

Випромінювання з високою ЛПЕ мають велику біологічну ефективність. Це свідчить про те, що ступінь дії різних видів випромінювання залежить не тільки від загальної кількості поглиненої енергії, але й від геометричних характеристик розподілу її в органах, тканинах і клітинах.

Для оцінки розходжень біологічної дії випромінювань із неоднаковими значеннями ЛПЕ прийнятий коефіцієнт відносної біологічної ефективності (ВБЕ).

2. Період напіврозпаду радіонукліда – важлива характеристика його біологічної активності. Найбільшу небезпеку для ссавців і птахів представляють ізотопи з періодом напіврозпаду від декількох днів до декількох десятків років. Це пояснюється тим, що при короткому періоді напіврозпаду, вимірюваному секундами-хвилинами, основна маса радіонукліда розпадається, не досягнувши тканин організму, і, отже, не створює небезпечної концентрації.

Радіонукліди з більшим періодом напіврозпаду (десятки тисяч років і більше) у природних умовах також не зможуть створити ефективної дози, що привела б до розвитку променевого захворювання. Однак у деяких випадках токсичність коротко- або довгоживучого радіонукліда може підсилюватися дочірніми радіонуклідами.

3. Фізико-хімічні властивості речовини, у складі якого радіонуклід попадає в організм. Біологічна дія радіонукліда визначається агрегатним станом речовини. Найбільшу дію роблять ті радіонукліди, які легко

утворюють гази й водорозчинні сполуки (інтенсивно й у великій кількості всмоктуються в кров, швидко поширюються по всьому організмі або концентруються у відповідних органах).

Біологічна дія малорозчинних або нерозчинних сполук радіонуклідів визначається ступенем дисперсності аерозолі або порошку, у формі яких вони надходять в організм.

Нерозчинні радіоактивні частки можуть адсорбуватися епітеліальними клітинами або затримуватися в шлунку, кишечнику й тривалий час опромінювати тканини, викликаючи явне місцеве радіаційне ушкодження.

На ступінь біологічної дії радіонуклідів при внутрішньому надходженні великий вплив робить наявність нерадіоактивних ізотопів цього елемента або хімічного елемента-аналога в даній речовині.

7.4. Фактори, що визначають ступінь біологічної дії радіоактивних ізотопів

Біологічна ефективність радіонуклідів визначається:

- фізичними властивостями (доза, період напіврозпаду, вид і енергія випромінювання);
- біологічними (тип розподілу, шляхи й швидкість виведення) властивостями;
- видовою і індивідуальною радіочутливістю тварин.

Ізотопам з рівномірним типом розподілу в організмі характерно мале розходження в дозах, що викликають гострий і хронічний перебіг хвороби. При їхньому надходженні спостерігається зменшення маси селезінки й сім'яників, сильне пригнічення лімфоїдного кровотворення, переважне виникнення у віддалений термін пухлин м'яких тканин.

Ізотопи з кістяковим типом розподілу обумовлюються збільшенням селезінки внаслідок ектопічного кровотворення, відносно більш сильного пригнічення кісткомозкового кровотворення, відсутність різкої атрофії сім'яників, переважне виникнення пухлин кісток.

Ізотопи з печіночним і нирковим типами розподілу спричиняють максимальні зміни відповідно в печінці й шлунково-кишковому тракті, нирках і сечовивідних шляхах.

Групи радіотоксичності. По ступеню біологічної дії радіонукліди як потенційні джерела внутрішнього опромінювання розділені на п'ять груп.

Група А – радіонукліди особливо високої радіотоксичності. До даної групи відносяться радіоактивні ізотопи: свинець-210, радій-226, торій-230, уран-232, плутоній-238 і ін. Середньорічна допустима концентрація (Кі/л) для них у воді встановлена в межах $X \times (10^{-8} - 10^{-10})$.

Група Б – радіонукліди з високою радіотоксичністю, для яких середньорічна допустима концентрація у воді рівна $X \times (10^{-7} - 10^{-10})$ Кі/л. Сюди відносяться ізотопи: рутеній-106, йод-131, церій-44, вісмут-210, торій-234, уран-235, плутоній-241 і ін. До цієї ж групи віднесений стронцій-90, для якого вказана концентрація дорівнює 4×10^{-10} .

Група В – радіонукліди з середньою радіотоксичністю. Для даної групи середньорічна допустима концентрація у воді встановлена $X \times (10^{-7} - 10^{-8})$ Кі/л. У групу включені ізотопи: натрій-22, фосфор-32, сірка-35, хлор-36, кальцій-45, залізо-59, кобальт-60, стронцій-89, ітрій-90, молібден-99, сурма-125, цезій-137, барій-140, золото-196 і ін.

Група Г – радіонукліди з найменшою радіотоксичністю. Середньорічна допустима концентрація

їх у воді рівна $X \times (10^{-7} - 10^{-6})$ Кі/л. До групи входять наступні ізотопи: берилій-7, вуглець-14, фтор-18, хром-51, залізо-55, мідь-64, теллур-129, платина-197; ртуть-197, талій-200 і ін.

Група Д. Дану групу складає тритій і його хімічні сполуки (окис тритію і надтяжка вода). Допустима концентрація тритію у воді встановлена $3,2 \times 10^{-6}$ Кі/л. хімічні з'єднання (окис тритію і надтяжка вода).

На основі ступеня радіотоксичності висуваються санітарні вимоги при роботі відповідно радіоактивному ізотопу.

З ізотопів, що є продуктами ділення важких ядер, найбільш важливе значення для сільськогосподарських тварин і людини мають три радіоактивних ізотопів: йод-131, стронцій-90, цезій-137.

Токсикологія молодих продуктів ділення. Молоді продукти ділення – це в основному суміш короткоживучих радіонуклідів. Тому спад їх активності відбувається дуже швидко, приблизно через кожні сім періодів часу в 10 разів. Це означає через 7 год після їх утворення залишається 10%, через наступних 7 відрізків часу ($7 \times 7 = 49$ год) – 1%, за два тижні – близько 0,1%.

В міру радіоактивних перетворень міняється і ізотопний склад суміші продуктів ділення, а отже, змінюється всмоктування, розподіл, накопичення в організмі і їх біологічна дія. При цьому поведінка конкретного радіонукліда в організмі тварин в принципі рівнозначна як при роздільному надходженні, так і у складі суміші.

Найбільше біологічне значення у складі суміші мають, як вказано вище, радіоактивні ізотопи йоду (йод-131, 132, 133, 135), а також короткоживучі ізотопи стронцію-89, 91, молібдену-99, теллура-132, барію-140, цезію-143, не дивлячись на те, що ефективний період їх

короткий, вони швидко виділяються з організму з сечею, калом і молоком у лактуючих самок.

При багатократному пероральному потрапінні в організм 70-80% загальної дози накопичується в перші чотири дні. Біологічна дія короткоживучих радіонуклідів відбувається в основному за рахунок бета-випромінювання, доза якого значно перевищує дозу від гамма-випромінювання. Найбільший ступінь ураження при потрапінні з кормом нерозчинної суміші спостерігається в основному в шлунково-кишковому тракті, а при попаданні розчинної суміші – в щитовидній залозі, шлунково-кишковому тракті, в системі крові і ін.

Залежно від кількості суміші короткоживучих радіонуклідів, що поступила, може розвинути гостра, підгостра і хронічна променева хвороба. Ознаки променевого захворювання при цьому багато в чому схожі з симптоматикою променевої хвороби, викликаної зовнішнім гамма-опроміненням.

Метаболізм і токсикологія йоду-131. Відомо 24 радіоактивних ізотопів йоду з масовими числами в інтервалах 117-126 і 128-139. Всі вони штучні і є продуктами ядерних реакцій.

Радіоактивні ізотопи йоду можуть надходити в організм тварин через органи травлення, дихання, шкіру, кон'юнктиву, рани і іншим шляхом.

Йод є активним біогенним елементом. При попаданні в організм він повністю всмоктується в кров і до 60% відкладається в щитовидній залозі.

При ядерних вибухах радіоактивні ізотопи йоду в перші тижні складають до 19% від всіх радіоактивних продуктів ділення. Серед них найбільше значення має йод-131 з періодом напіврозпаду 8,05 дня.

Токсична дія радіоактивного йоду проявляється перш за все в пошкодженні щитовидної залози. У малих

індикаторних дозах радіоактивні ізотопи йоду не викликають помітних порушень в тиреоїдній тканині. Великі дози йоду-131 у всіх тварин приводить до руйнування щитовидної залози і заміщення її паренхіми сполучною тканиною. Після введення радіойоду виявляється значне зниження вмісту ДНК і РНК в щитовидній залозі, зменшення лужної фосфатази і нерівномірний розподіл ДНК, порушення розташування і структури комплексу Гольджі, а також зміни активності деяких ферментів.

За даними Bustad at.al., вівці, отримавши з кормом 240 мкКі йоду-131 в добу, протягом 450 днів залишалися живими і давали потомство, однак ягнята гинули протягом першого тижня після народження. При повному руйнуванні щитовидної залози радіойодом дорослі вівці спочатку здаються відносно нормальними, але потім швидко з'являються ознаки недостатньої функції залози – втрата апетиту, пригноблення, лущення шкіри і висихання шерсті. Клінічні ознаки отруєння у свиней і великої рогатої худоби схожі з ефектами, що спостерігаються у вівців.

При інтоксикації йодом-131 виникають суттєві зміни в нервовій (у центральному і перифіричному відділах) і ендокринній системах. Ізотопи йоду в помітних кількостях накопичуються в легенях і обумовлюють виникнення бронхітів і пневмоній. У міру наростання патологічних змін в щитовидній залозі з'являється симптомокомплекс, характерний для мікседеми: знижується температура тіла, підвищується нервова збудливість, сповільнюється серцебиття, збільшується проникність судин. Відмічаються жирові переродження печінки, функціональні і морфологічні зміни в нирках, органах розмноження і ендокринних залозах.

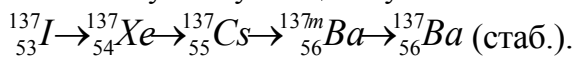
Йод-131 викликає зміни в кровотворних органах, що виявляється порушенням картини крові, знижується

кількість нейтрофілів, лімфоцитів і розвивається анемія. У важких випадках ушкоджень спостерігається гостра лейкемія, тромбоцитопенія.

Радіоактивні ізотопи йоду можуть індукувати пухлини в щитовидній залозі, аденогіпофізі, статевих залозах і інших органах. Структурні і функціональні зміни в органах при попаданні в організм радіоактивного йоду в основному обумовлені порушенням ендокринної регуляції, що виникає в результаті ураження щитовидної залози.

Токсикологія цезію-137. З радіоактивних ізотопів цезію найбільшу біологічну небезпеку являє цезій-137. Період його напіврозпаду 30 років. Він є продуктом ділення важких ядер і по ступеню радіотоксичності відноситься до групи В (середньотоксичні радіонукліди).

Схему радіоактивного перетворення цезія-137 можна прослідкувати по наступному ланцюжку:



При попаданні в організм з кормом цезій-137 може всмоктуватися в кров повністю і рівномірно розподілятися по тканинах і органам. Тип розподілів цезію у різних видів тварин практично однаковий і не залежить від шляху потрапляння в організм. Кратність накопичення (від добового надходження, число разів) і інтенсивність виведення цезію з організму мають пряму залежність від маси тварини. У корів і овець в період сталої рівноваги з 1 л молока виділяється цезію відповідно 2,05 і 0,96-1,25% від добового надходження. В період вагітності цезій легко проникає з організму матері в плід.

При хронічному потраплянні ізотопу в організм самки відбувається відносно вирівнювання концентрації цезію-137 в тканинах матері і плоду. Передача ізотопу через молоко відбувається інтенсивніше в перший місяць вигодовування дитинчати.

Променеве ураження цезієм-137 реєструється у овець по зміні складу крові при одноразовому надходженні 2 мКі ізотопу, променева хвороба легкого ступеня виникає під час потрапляння 0,5 мКі/кг маси; ЛД⁵⁰/₃₀ складає більше 5 мКі/кг. Клінічний прояв променевого синдрому при ураженні цезієм-137 багато в чому схожий з ознаками променевої хвороби, що розвивається при загальному зовнішньому гамма-опроміненні.

Токсикологія стронцію-90. З радіоактивних ізотопів стронцію, ядер важких елементів, що утворюються при діленні, найбільш важливе біологічне значення має стронцій-90. У випадках випадання свіжих (молодих) уламків поділу небезпека для біологічних об'єктів представляє і стронцій-89.

Стронцій-90 є довгоживучим ізотопом, його період напіврозпаду рівний 28 р. Внаслідок радіоактивного розпаду стронцій-90 перетворюється на дочірній радіоактивний ізотоп ітрій-90 з періодом напіврозпаду 64,3 год.

Особливістю дії стронцію-90 є те, що він, детонуючись в скелеті, залишається там тривалий час, постійно опромінюючи тканини, і тому в кістковій тканині, кровотворному кістковому мозку зміни наступають в значно більшому ступені, чим в інших органах і тканинах організму.

Проте розвиток патологічних процесів у внутрішніх і інших органах відбувається не тільки в результаті безпосередньої дії випромінювання, але і в процесі реакції.

Великі дози стронцію-90 викликають променеву хворобу, яка протікає гостро і підгостро.

При тривалому потрапленні в організм стронцію-90 у відносно малих дозах також може розвинутися променева хвороба або ж виявляються радіаційні ураження у вигляді гальмування росту тварин, укорочення тривалості життя

тварин, пониження продуктивності, бластомогенної дії і інших наслідків.

Компенсаторні механізми і відновні процеси при хронічній поразці стронцієм-90 виражені слабо.

При отруєнні радіоактивним стронцієм відмічається порушення функціонального стану нервової системи. У гострих і підгострих випадках спочатку розвивається збудження, яке в подальшому змінюється пригнобленням

У собак деякі автори описують слухові і зорові галюцинації. У хронічних випадках спостерігаються трофічні порушення, які проявляються у вигляді облісіння, посивіння, зміни в кістках, слизистих оболонках. Порушення умовнорефлекторної діяльності нервової системи, які виявляються порівняно рано, вказують на ослаблення коркової діяльності і нервових центрів.

Зміни з боку серцево-судинної системи при інтоксикації стронцієм-90 в гострих і підгострих випадках мало відрізняються від змін, викликаних зовнішнім опромінюванням.

При хронічній формі ураження, порушення, насамперед, виникають в судинах, кістках і кістковому мозку, а в подальші терміни розвиваються склеротичні процеси – гіаліноз, потовщення стінок судин і звуження їх просвіту. М'язові волокна міокарду набухають і при важких отруєннях піддаються жировому переродженню.

У гострих і підгострих випадках інтоксикації спостерігається підвищення кров'яного тиску, який до кінця хвороби значно знижується.

У шлунково-кишковому тракті при інтоксикації стронцієм-90 є значні зміни функціонального і морфологічного характеру.

При гострому отруєнні у тварин спостерігається слинотеча, періодична блювота, пронос, часто кривавий.

Зміни в кровотворних органах і картині крові при ушкодженні стронцієм-90 займають провідне місце

протягом всього хворобливого процесу.

За даними досліджень при гострому і підгострому перебігу хвороби, зміни в крові відмічаються з першої години, доби і до 3-5 років після надходження ізотопу.

Зважаючи на нерівномірності розподілу радіоактивного стронцію в кістках ступінь зміни в різних відділах скелету буде неоднакова.

У молодих тварин найбільш виражені зміни виявляються в зонах зростання кісток, а у дорослих тварин – в спонгіозному шарі і мета епіфізах довгих трубчастих кісток. Патологічні процеси в скелеті при ушкодженні стронцієм-90 мають поволі прогресуючий розвиток.

Спочатку це виявляється своєрідним пригнібленням процесів остеогенезу, загибеллю остеобластичної тканини і судин, зміною сформованої кісткової речовини, розвитком клітково-волокнистої тканини, порушенням процесів регенерації кістки, з появою атипових незрілих кісткових структур, внаслідок чого надалі можуть розвиватися злоякісні кісткові пухлини.

При дії інкорпорованого стронцію-90 на організм тварин, так само як і при зовнішньому опроміненні, знижуються імунобіологічні і захисні властивості організму: гальмується вироблення антитіл при вакцинації, а також знижується напруженість імунітету і пригніблюється фагоцитарна активність кліток крові і тканинних елементів.

При стронцієвій інтоксикації порушуються всі види обміну речовин. Спостерігаються зміни функцій залоз внутрішньої секреції – гіпофіза, надниркових, зобною і щитовидною, статевих і ін.

Тривалість ефективного періоду напіввиведення

Тварини в харчовому ланцюгу людини служать ланкою, що зменшує радіаційну небезпеку, тому що вони мають здатність до фільтрації й «захоплення в пастку» радіоактивних нуклідів, і, таким чином, трохи знижують надходження останніх в організм людини з їжею.

До комплексів, що прискорюють виведення радіоактивних ізотопів стронцію, цезію, ітрію, церію і інших, слід віднести етилендіамінотетраоцтову кислоту (ЕДТА), етилефірдіамінотетраоцтову кислоту (ЕЕДТД). Для зменшення резорбції радіонуклідів і прискорення виведення їх з крові позитивні результати дають сорбенти – сульфат магнію, трикалійфосфат, цитрат натрію.

Доцільно створення конкурентних стосунків елементів-аналогів або нерадіоактивних ізотопів, наприклад стронцій-кальцій, цезій-калій, радіоактивний йод, нерадіоактивний йод.

Велике значення в комплексі заходів захисту від радіонуклідів мають повноцінні в мінеральному відношенні раціони харчування людини та годівлі тварин.

Так, у тваринництві для зменшення вмісту ^{137}Cs у м'ясі і молоці застосовують відгодовування «чистими» кормами перед забоєм. Ефективне зниження вмісту ^{137}Cs у м'ясі і молоці спостерігається за умов згодовування худобі разом з кормами сорбуючих домішок (фероцинові препарати, біфлекс, карбопал, боверм). Поряд з цим для зниження надходження ^{137}Cs у продукцію тваринництва можна збагачувати раціон тварин хімічними аналогами Са, Mg, стабільним Sr та модифікованими мінералами (цеолітами, бентонітами, вермикулітом).

Запитання для самоперевірки

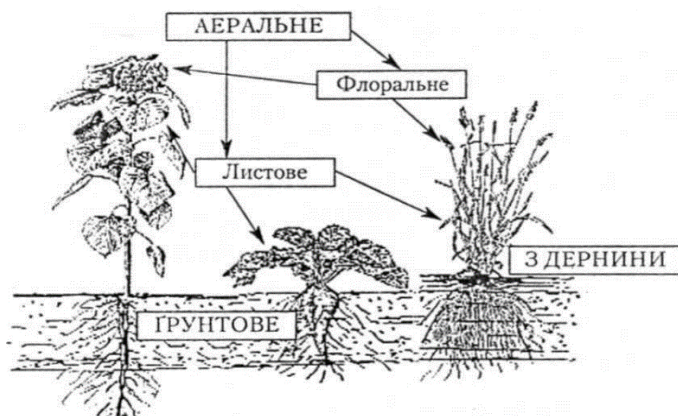
- 1. Охарактеризуйте особливості міграції радіонуклідів по харчових ланцюгах.*
- 2. В чому проявляється токсикологія радіоактивних речовин?*
- 3. Які фактори обумовлюють токсичність радіонуклідів?*
- 4. В чому проявляється токсичність радіонуклідів?*
- 5. Які фактори визначають ступінь біологічної дії радіоактивних ізотопів?*

РОЗДІЛ 8 НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У РОСЛИНИ

- 8.1. Особливості надходження радіонуклідів до рослин
- 8.2. Надходження радіонуклідів до сільськогосподарських культур
- 8.3. Особливості радіоактивного забруднення сільськогосподарських культур на зрошувальних землях
- 8.4. Надходження радіонуклідів у рослини луків

8.1. Особливості надходження радіонуклідів до рослин

Радіонукліди можуть надходити до рослин трьома шляхами: кореневим або ґрунтовим шляхом (за рахунок кореневого всмоктування), аеральним або некореневим шляхом (через надземні частини – листя, стебла, суцвіття, плоди при осадженні на них радіоактивних опадів) і через засвоєння з дернини, яке характерне для радіоактивного забруднення рослин лук (рис. 8.1).



*Рис. 8.1. Способи надходження радіонуклідів до рослин
(За Г.П. Перепелятніковим, 2012)*

Повітряним шляхом рослини (листя, стебла, суцвіття, плоди) забруднюються коли з атмосфери радіонукліди осаджуються у вигляді твердих радіоактивних часток, у вигляді рідких осадів (оксидів розчинених у воді) та у вигляді суспензій (суміші твердих та рідких осадів).

Початкова фіксація радіонуклідів на поверхні рослин може бути охарактеризована як сукупність двох процесів. Першим процесом є механічне закріплення крапель, твердих частинок або суспензій на поверхні рослин. Другим процесом є наступна сорбція з них радіонуклідів біомасою рослин.

В основі надходження радіонуклідів у тканини рослин (листки, стебла) лежать іонообмінні процеси, які характерні і для іонів стабільних елементів. Величина надходження радіонуклідів до рослин згодом визначає забруднення урожаю.

Здатність рослин утримувати радіонукліди, що випадають, характеризуються коефіцієнтом первинного затримання (КПЗ), який визначається як частка радіоактивних речовин, затриманою рослинами від кількості тих, що випали на одиницю площі у відсотках за формулою:

$$\text{КПЗ} = P_y \times 100 / P_y, \quad (8.1)$$

де P_y – кількість радіонуклідів затриманої біомасою рослин на одиниці площі після припинення випадіння радіоактивних речовин, $\text{Бк}/\text{м}^2$;

P_y – кількість радіонуклідів, який випав на одиницю забрудненої площі, $\text{Бк}/\text{м}^2$;

100 – коефіцієнт для переведення величини у відсотки.

Величини первинного затримання залежать від наступних факторів: величини проективного покриття ґрунту листям, форми, розміру та орієнтації листових пластинок, стану поверхні листків, швидкості вітру, дисперсності опадів, вологості повітря і рослин, кількості

опадів, фази росту і розвитку рослин.

Чим більша величина проективного покриття площі ґрунту листям рослин, то більша частка радіоактивних випадінь буде затримуватись біомасою.

Найвищу здатність до затримування радіоактивних аеральних випадінь має широке і горизонтально розташоване листя рослин. Краще затримує радіоактивні випадіння жорстке і опушене листя рослин.

Сильний вітер сприяє очищенню поверхні біомаси рослин від твердих радіоактивних часток і навіть суспензій. У найбільшій кількості листками затримуються аерозолі найменших розмірів. До мокрих рослин (покритих росою) добре прилипають сухі аерозолі.

Атмосферні опади є одним з факторів очищення біомаси від радіоактивного забруднення.

При цьому, чим раніше пройнуть дощі (особливо зливи) після припинення осідання радіоактивних випадінь, то більшу частину радіонуклідів буде змито до ґрунту.

Загроза забруднення радіонуклідами врожаю значно знизиться, так як за рівних умов на одиницю радіонукліда, що надійшов кореневим шляхом припадає до 1000 одиниць такого, що надійшов за рахунок позакореневого живлення.

Фази росту і розвитку рослин також впливають на надходження радіонуклідів до рослин. З наближенням рослин до фази повного дозрівання радіоактивне забруднення біомаси врожаю зростає. Але у випадках, коли репродуктивні органи рослин захищені стулками (бобові) або лусками та плівками (зернові) забруднення саме цих органів у момент радіоактивних випадінь буде мінімальним.

Надходження радіонуклідів до врожаю рослин при некореновому (аеральному) забрудненні є коефіцієнт пропорційності або коефіцієнт переходу (КП), який визначають за формулою:

$$\text{КП} = C_p/C_g, \quad (8.2)$$

де C_p – питома активність повітряно-сухої маси рослин, Бк/кг;

C_g – питома активність повітряно-сухої маси ґрунту, кБк/м².

Кореневе поглинання радіонуклідів з ґрунту відбувається за рахунок неметаболічного поглинання (адсорбція, іонний обмін), метаболічного поглинання (проникнення радіонуклідів у живу клітину кореня крізь мембрану), яке характеризується яскраво-вираженою вибірковістю іонів, що поглинаються (активно або пасивно).

Основною одиницею за якою визначають величину ґрунтового надходження радіонуклідів до врожаю сільськогосподарських рослин є коефіцієнт пропорційності (КП) або коефіцієнт накопичення (КН), про який згадувалось вище.

8.2. Надходження радіонуклідів до сільськогосподарських культур

Надходження радіонуклідів до рослин змінюється як у процесі росту і розвитку їх від посіву насіння до утворення нового насіння та і у процесі багаторічної динаміки.

Насамперед зауважимо, що динаміка накопичення радіонуклідів рослинами у процесі онтогенезу (росту і розвитку) зумовлюється фізіологічними і біохімічними процесами розвитку рослин.

У чисельних дослідженнях було встановлено, що у перший період росту і розвитку рослин (інтенсивне нарощування коренів рослин) спостерігається ріст концентрації радіонуклідів у наземній біомасі.

Тривалість цього періоду становить від 2-3 тижнів, а у деяких рослин до 2-3 місяців. У наступний період після формування кореневої системи, має місце прискорене нарощування надземної біомаси рослин в якому

відмічається зниження вмісту радіонуклідів в них (ефект розбавлення).

У період ближче до фази повної стиглості репродуктивних органів спостерігається підвищення концентрації в них радіонуклідів, пов'язане з відкладенням їх та інших поживних елементів у цих органах. Для багаторічної динаміки характерними є два періоди змін надходження радіонуклідів до біомаси рослин.

Перший період характеризується швидким (по рокам) зменшенням величин надходження радіонуклідів у надземну біомасу (у 2 рази за 1-3 роки). Він обумовлюється як розпадом радіоактивних елементів так і одночасно втратою їх рухомості внаслідок фіксації їх ґрунтом.

У другому періоді повільне зменшення накопичення радіонуклідів у біомасі рослин (у 2 рази за 5-15 років) залежно від типів ґрунтів пов'язують з їх переходом у ґрунті з доступного для рослин стану до малодоступного (старіння зв'язків).

Розподіл радіонуклідів в органах і частинах рослин також має свої особливості. Основна особливість полягає в тому, що завжди найменшим накопиченням радіонуклідів характеризується господарсько-цінні частини рослин (зерно, коренеплоди, бульбоплоди, насіння, плоди).

Більша частина радіонуклідів накопичується в коренях або у побічній продукції (листя, стебла).

Видовий склад рослин також впливає на кореневе надходження радіонуклідів до рослин. Різниця в накопиченні радіонуклідів від видового складу може сягати сотні разів, тоді як сортового складу – лише у 5 разів.

Максимальне накопичення ^{137}Cs серед овочевих культур мають: редька і буряк, мінімальне – перець, томати, цибуля, гарбуз, кабачки, часник.

Серед зернових культур найменше накопичують ^{137}Cs : просо, яра і озима пшениця, ячмінь, тритікале,

кукурудза, жито.

Найбільше радіонуклідів накопичують зернобобові культури, а саме: горох, люпин, квасоля, соя, конюшина.

У табл. 8.1, 8.2 та 8.3 наведені усереднені КП накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у врожаї сільськогосподарських культур з різних типів ґрунтів.

Таблиця 8.1
Усереднені коефіцієнти накопичення* ^{137}Cs у біомасі різних видів сільськогосподарських рослин

Тип ґрунту	Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs у рослинах				
	Картопля	Цукровий	Овочі	Зернові культури	Кукурудза та зерно
Дерново-підзолистий					
піщаний	0,6	0,23	0,7	0,1	0,5
супіщаний	0,6	0,17	0,5	0,6	0,5
суглинистий	0,08	0,07	0,11	0,16	0,07
Сірий лісовий					
супіщаний	0,2	0,03	0,03	0,04	0,02
середньосуглинистий	0,02	0,03	0,03	0,04	0,02
Чорнозем					
легкосуглинистий	0,08	0,05	0,28	0,09	0,21
суглинистий	0,03	0,8	0,12	0,08	0,07
середньосуглинистий	0,03	0,9	0,14	0,05	0,1
важкосуглинистий	0,01	0,02	0,14	0,05	0,08
супіщаний	0,5	0,15	0,2	0,2	0,2

* K_n – співвідношення питомої активності радіонукліда, Бк/кг, біомаси і ґрунту.

Таблиця 8.2

**Усереднені коефіцієнта накопичення* ^{90}Sr у біомасі
різних видів сільськогосподарських рослин**

Тип ґрунту	Коефіцієнт накопичення ^{90}Sr у рослинах							
	Пшениця, зерно	Картопля, бульби	Буряк столовий	Капуста	Огірки	Томати	Конюшина, сіно	Тимофійка, сіно
Дерново-підзолистий супіщаний	0,7	0,35	1,2	0,9	0,35	0,14	20	7
легкосуглинистий	0,35	0,17	0,58	0,5	0,17	0,07	11	3,5
середньосуглинистий	0,2	0,1	0,34	0,22	0,12	0,04	6	2
важкосуглинистий	0,12	0,06	0,2	0,16	0,08	0,02	4	-
Чорнозем	0,06	0,03	0,1	0,07	0,04	0,01	2	0,6

* K_n – співвідношення питомої активності радіонукліда, Бк/кг, біомаси і ґрунту.

Подані в табл. 8.1-8.3 коефіцієнти накопичення є усередненими за багатьма параметрами. Наведені в літературі значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів варіюють і порівняно з усередненими значеннями можуть бути більшими у 10 разів. Тому доцільно використовувати ці таблиці для оцінки зменшення радіонуклідного забруднення сільськогосподарської рослинності лише на великих територіях.

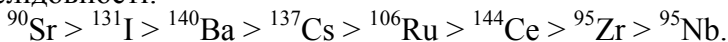
Якщо йдеться про певне поле чи сівозміну, то потрібно використовувати реальні значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів для цього поля, що

відповідають його особливостям, а також виду і сорту вирощуваних на ньому рослин.

Коефіцієнт накопичення ^{90}Sr у різних сільськогосподарських рослинах варіює і для вивчених сортів зернових і бобових культур може бути більшим від усереднених у 80 разів, а для коренеплодів і овочевих культур – у 350 разів. Накопичення ^{137}Cs приблизно у 20 разів менше, ніж ^{90}Sr . Проте за деяких біогеохімічних умов (легкі торфовища Полісся України, наприклад у Рівненській області) надходження ^{137}Cs є вищим, ніж ^{90}Sr .

Отже, засвоєння радіонуклідів із ґрунту рослинами у процесі їх мінерального живлення залежить насамперед від рухливості (розчинності) радіонуклідів, що визначається їх фізико-хімічною природою, агрохімічними властивостями ґрунтів, а також біологічними особливостями рослин та умовами їх вирощування.

Ми розглянули особливості накопичення найважливіших радіонуклідів – ^{137}Cs і ^{90}Sr . Інші радіонукліди надходять у рослини в невеликій кількості через значну сорбцію в ґрунтах. За здатністю засвоюватися рослинами радіонукліди можна розмістити в такій послідовності:



Особливо слабо накопичуються в рослинах трансуранові елементи.

8.3. Особливості радіоактивного забруднення сільськогосподарських культур на зрошувальних землях

Для зрошення може бути використана забруднена радіонуклідами вода, і/або зрошенню можуть піддаватися поля з радіонуклідним забрудненням ґрунтів. Ці обставини зумовлюють певні особливості радіоекологічних процесів.

Використовують два основних способи зрошення –

дощування (краплинний метод) і полив у борозни. У разі поливу дощуванням у рослини переходять дози радіонуклідів у 10 разів більші, ніж внаслідок поливу в борозни. Це пов'язано насамперед із тим, що в першому випадку різко збільшується позакореневе надходження радіонуклідів у рослини (табл. 8.3).

Таблиця 8.3

Коефіцієнти переходу* радіонуклідів у зернові й кормові культури при різних способах зрошення

Культура	Коефіцієнт переходу радіонуклідів											
	⁶⁰ Co		⁶⁵ Zn		⁹⁰ Sr		¹⁰⁶ Ru		¹³⁷ Cs		¹⁴⁴ Ce	
	Дощування	Полив у борозни	Дощування	Полив у борозни	Дощування	Полив у борозни	Дощування	Полив у борозни	Дощування	Полив у борозни	Дощування	Полив у борозни
Кукурудза	84	1,3	234	29	10	1,8	20	0,7	33	0,7	50	0,9
вегетативна маса	5	0,03	81	14	0,2	0,3	0,07	0,004	1,3	0,2	0,05	0,04
зерно	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Пшениця озима	-	-	-	-	20	5,2	-	-	57	2,5	60	0,5
солота	-	-	-	-	1,2	1,8	-	-	7	0,2	5	0,03
зерно	177	10	374	61	33	15	52	7	79	12	254	12
Люцерна												

* K_{II} – співвідношення питомої активності радіонуклідів у біомасі, Бк/кг, і поверхневої активності їх на площі поливу (кБк/км²)

За багаторазового поливу значущість ґрунтового і водного шляхів надходження радіонуклідів вирівнюється через 2-6 роки поливу залежно від типу ґрунту, радіонукліда і виду рослин.

Для ^{90}Sr це вирівнювання відбувається досить швидко, а для ^{137}Cs частка ґрунтового шляху надходження довго залишається меншою, ніж із поливної води.

Особливо значним є вплив поливу на забруднення ґрунту, на якому вирощують рис.

Якщо для інших рослин норма поливу за сезон не перевищує 4000-6000 м³/га, то для рису вона становить 15000-20000 м³/га, що і призводить до особливо високої небезпеки радіонуклідного забруднення рисових чеків. Проте істотного накопичення радіонуклідів у зерні рису при цьому не відбувається.

У табл. 8.4 наведено усереднені коефіцієнти переходу радіонуклідів для сільськогосподарської продукції в зоні зрошення дощуванням.

Таблиця 8.4
Усереднені коефіцієнти накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у сільськогосподарській продукції в зоні зрошення дощуванням

Вид продукції	Коефіцієнт накопичення радіонуклідів	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Зерно	0,12	0,9
Молоко	0,43	10
М'ясо	0,026	18
Зелені овочі	2,5	8
Капуста	0,23	1,1
Томати	8,5	18,5
Огірки	4,2	13
Картопля	2	8
Коренеплоди (буряк, морква)	6	17,7
Рис	0,11	2

* K_n – співвідношення питомої активності радіонуклідів, Бк/кг, і об'ємної активності їх у поливній воді (Бк/л).

8.4. Надходження радіонуклідів у рослини луків

Основна частина луків зосереджена в заплавах малих і середніх річок і поділяється на материкові і заплавні.

Встановлено, що міграція радіонуклідів у лучних біоценозах принципово відрізняється від такої в агроценозах та на орних землях. Ці відмінності пов'язані насамперед з наявністю лучної дернини і більшим розмаїттям біоценозів луків (складом травостою).

На міграцію радіонуклідів у ґрунті природних луків впливають насамперед тип ґрунту, наявність дернини, тривалість використання луків без обробки ґрунту, періодичні перезволоження та затоплення луків.

Міграція радіонуклідів у профілі ґрунту вологих перезвожених луків відбувається в основному шляхом їх конвективного переносу (направленого току води) у профіль ґрунту.

Цей процес особливо інтенсивно протікає під час затоплення луків у період повеней і паводків. При цьому одночасно посилюється процес дифузійного перенесення радіонуклідів. Установлено, що підвищення вологості ґрунту луків сприяє підвищенню коефіцієнта дифузії радіонуклідів у десятки разів.

За умов механічного обробітку ґрунту при корінному покращенню луків (оранка, внесення вапна, добрив, висів травосумішей) відбувається перерозподіл радіонуклідів у шарі до 30 см внаслідок їх перемішувань. Основна частка ^{137}Cs і ^{90}Sr зосереджується в одному шарі і лише через два-три роки після оранки може мігрувати (від 1 до 20%) у підорний шар.

Слід зазначити, що надходження радіонуклідів у рослини луків суттєво відрізняється також від періоду радіоактивного забруднення території.

Так, у період інтенсивних аеральних випадінь радіонуклідів до їх припинення відбувається надходження

радіонуклідів до рослин позакореневим способом.

У наступний період, період стабілізації, радіонукліди надходять до рослин луків переважно із дернини. За інтенсивністю надходження радіонуклідів із дернини перевищує ґрунтове у десятки разів.

У подальшому забруднення травостою луків буде обумовлюватися багатьма чинниками, а саме: щільністю забруднення територій, доступністю радіонуклідів у випадіннях, наявністю забрудненої радіонуклідами дернини, гідрологічним і водним режимом луки, типом ґрунту, біологічними особливостями рослин луків. Так, накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у лучних рослинах прямопропорційне вмісту радіонуклідів у ґрунті (щільності забруднення ґрунтів). Біологічну доступність радіонуклідів визначають форми їх випадінь.

Поглинання радіонуклідів дерниною має найважливіше значення у процесах забруднення урожаю трав, особливо у перші роки після їх забруднення. В той же час надходження радіонуклідів у травостій луків має чітку залежність від їх водного режиму. Чим вища вологість луки, тим більша кількість водорозчинних форм радіонуклідів і тим більше їх буде накопичуватися у біомасі.

Типи ґрунтів найбільш суттєво впливають на надходження до травостою ^{137}Cs , накопичення якого варіює в межах більше двох порядків величин. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs у рослини осушеної торф'яної луки можуть змінюватися у залежності від їх видового складу у 15-23 рази. Заслуговує на увагу той факт, що надходження радіонуклідів у травостій луків змінюється впродовж років, що минули з моменту їх забруднення радіоактивними аеральними випадіннями, так і впродовж одного вегетаційного періоду.

Установлено, що впродовж 1988-1995 років рівень

радіоактивного забруднення травостою луків з торф'яно-глеєвим ґрунтом і дерново-підзолистим супіщаним ґрунтом знизився у 10-15 разів. Дані досліджень також вказують, що радіоактивне забруднення травостою луків впродовж вегетаційного періоду може суттєво змінюватися.

Накопичення ^{137}Cs за показником коефіцієнту накопичення (КН) лучними рослинами з ґрунтів торф'яно-глеєвих і дерново-підзолистих протягом одного вегетаційного періоду можуть варіювати в діапазоні від 2 до 11 разів. Одночасно було встановлено, що найбільший вплив на перехід ^{137}Cs у травостій луків має тип ґрунту, тип луки за режимом зволоження.

Перехід радіонуклідів у рослини луків збільшується при зменшенні вмісту глинистих і мулистих фракцій і мінералів та підвищеннях їх вологості. У відповідності до цієї закономірності встановлений спадаючий ряд накопичення ^{137}Cs у травостій луки, який має вид: болотні – заплавні (тривало заплавні) – середньозаплавні – коротко заплавні – низинні – суходольні.

Усередині кожного типу луків за ступенем впливу ґрунту на накопичення ^{137}Cs у травостої луки можна розмістити у спадаючий ряд: торф'яно-глеєві – дерново-підзолисті – лучно-чорноземні – сірі лісові – чорноземи.

Запитання для самоперевірки

- 1. Які шляхи надходження радіонуклідів у рослини?*
- 2. Що таке кореневий і позакореневий шляхи надходження радіонуклідів до рослин?*
- 3. Від чого залежить рівень забруднення рослин радіонуклідами?*
- 4. В чому полягають особливості радіоекології зрошувального землеробства?*
- 5. Чому важливо знати динаміку накопичення радіонуклідів в агроценозах та луках?*

РОЗДІЛ 9 ВПЛИВ РАДІОНУКЛІДІВ НА РОСЛИНИ

9.1. Формування радіаційного синдрому у рослин

9.2. Радіочутливість організмів

9.3. Радіочутливість і радіостійкість різних типів рослинних угруповань

9.1. Формування радіаційного синдрому у рослин

У рослин, як і в тварин, після впливу іонізуючого випромінювання розвивається радіаційний синдром, що на початку зародження має спільні риси з аналогічним у тварин, але в подальшому набуває своєї специфіки.

При рівномірному опроміненні рослини, коли будь-яка її частина одержує однакову дозу радіації, її пошкодження зумовлене радіаційним ушкодженням найбільш радіочутливих тканин. Такі радіочутливі тканини, ушкодження яких призводить до формування радіаційного синдрому у рослин, називаються *критичними*. Критичними органами у рослин є всі меристеми: апікальні, латеральні, інтеркалярні. Оскільки всі органи рослини формуються з меристем, то при їх опроміненні спостерігається ушкодження майже всіх органів як вегетативних, так і генеративних. У цьому полягає специфіка формування радіаційного синдрому у рослин.

Найбільш радіочутливі тканини за високої мітотичної активності та інтенсивного росту (рис. 9.1). Ступінь впливу іонізуючого випромінювання на рослини визначається потужністю джерела випромінювання, тривалістю його дії на рослини (рис. 9.2, рис. 9.3).

Розрізняють гострий та хронічний вплив іонізуючого випромінювання на рослину.

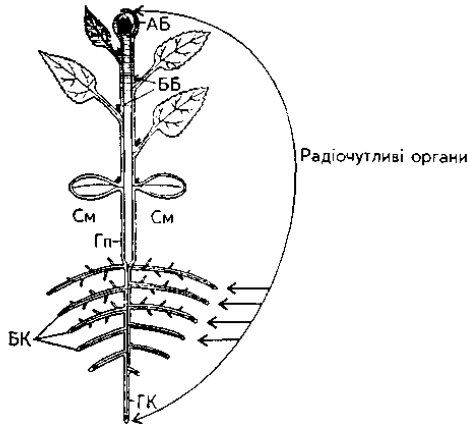


Рис. 9.1. Критичні щодо дії іонізуючих випромінювань органи вищих рослин:

АБ – апікальна брунька; ББ – бічні бруньки; СМ – сім'ядолі; Гп – гіпокотиль; БК – бічні корені; ГК – головний корінь.
(за Д.М. Гродзинським, 2000)

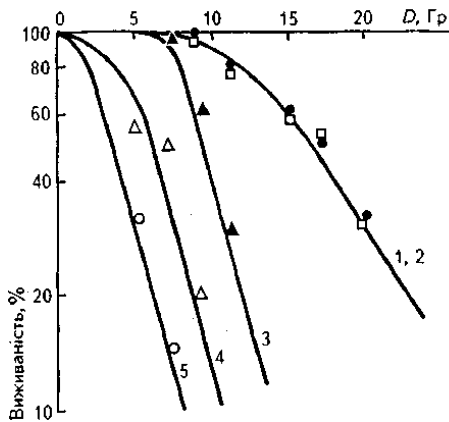


Рис. 9.2. Дозова залежність виживаності кореневого апекса:
 1 – паростки з інтактною меристемою; 2 – меристема без чохлака; 3 – меристема без чохлака й центру спокою;
 4 – меристема без чохлака, центру спокою й ділянки стели 200 мкм; 5 – те саме, 400 мкм (За Д.М. Гродзинським, 2000)

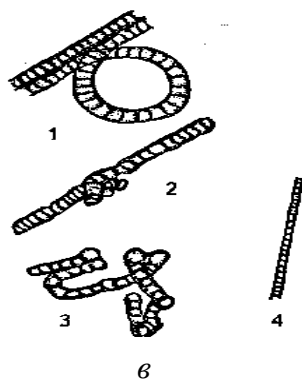
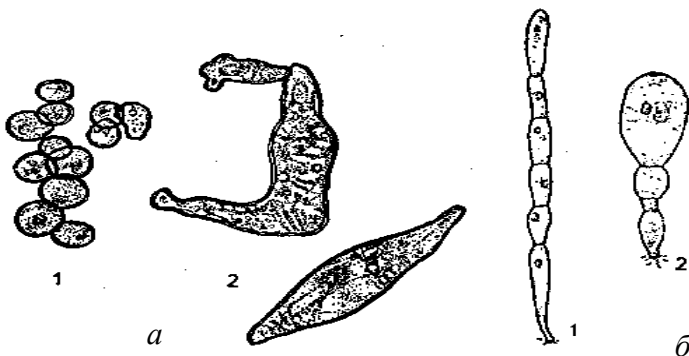


Рис. 9.3. Порушення морфогенезу рослин унаслідок опромінення:
a – індукований гамма-опроміненням гігантизм клітин арахісу (*Arachis hypogea*) в культурі (1 – контроль, 2 – за 5 тижнів після опроміненім в дозі 5 Гр); *б* – індукований рентгенівською радіацією гігантизм клітин водорості едогонію (*Oedogonium cardiacum*) (1 – нормальна шестиклітинна нитка, 2 – чотириклітинна нитка з двома гігантськими клітинами); *в* – порушення формотворення в трихому осциляторії внаслідок дії гамма-випромінювання (1 – контроль; 2-4 – після опромінення в дозі 500, 2500, 5000 Гр). (За Д.М. Гродзинським, 2000)

Під час гострого опромінення організм одержує дозу радіації за порівняно нетривалий час, після чого йому вже не загрожує поява нових радіаційних ушкоджень і розвитку променевого ушкодження відбувається в умовах, сприятливих для розвитку рослини

Під час хронічного опромінення в клітинах організму постійно виникають променеві пошкодження молекул, створюючи фон безперервного накопичення цих пошкоджень.

Оскільки найбільше ушкоджуються точки росту рослини, що перебувають у стані активного поділу, під час гострого опромінення ушкодженими виявляються клітини, що в мить опромінення були на стадії поділу.

При хронічному опроміненні меристеми, що поступово розпочинають поділ, зазнають постійної дії радіації.

Відомо, що у рослин виявлено дистанційну дію випромінювання, коли з опроміненої частини організму в неопромінені переносяться речовини, здатні пошкоджувати меристеми.

У зв'язку з цим прямою причиною пошкодження вегетуючої рослини є втрата меристематичними клітинами, як найбільш радіочутливою тканиною організму, здатності до поділу.

Різні органи рослин по-різному реагують на опромінення: найчутливіші серед них генеративні, потім всі органи, що на момент опромінення складаються із меристем, які активно діляться.

При цьому на рівні органів цілої рослини виявляються зміни архітекτονіки: змінюється морфологія трахей і трахеїд; у коренів посилюється розгалуження, порушується утворення корневих волосків. Може змінитись порядок розміщення листків, філотаксис, можуть виникнути фасціації, пухлинні утворення. Іноді

змінюється тип галуження. Змінюється форма листка, порядок жилкування; стимулюється утворення калюсу, що призводить до розвитку місцевих розростань (пухлин) або до появи бруньок (часто цілими групами) в незвичних місцях. На місці таких розростань нерідко утворюються корінці. Іноді радіація вповільнює ріст, прискорює процеси цвітіння у рослин.

9.2. Радіочутливість організмів

Дози опромінення, що спричиняють загибель різних організмів, різняться на кілька порядків. Іншими словами, кожному біологічному виду властива своя міра чутливості до іонізуючого випромінювання, своя *радіочутливість*. Рівень радіочутливості значно різняться в межах одного виду – *індивідуальна радіочутливість*. Крім того, навіть в одному організмі окремі клітини і тканини значно різняться за радіочутливістю.

Проблема радіочутливості посідає центральне місце в радіобіології тому, що пізнання природи радіочутливості і механізмів її регуляції має не лише велике теоретичне значення в загальнобіологічному плані, а й обіцяє важливі практичні результати: можливість штучного управління променевими реакціями тканин їх послаблення у разі захисту організму або посилення при опроміненні злоякісних пухлин, інактивації бактерій. Радіочутливість слід розуміти як синонім ураження об'єктів, що досліджуються.

Однією з важливих умов коректного порівняння організмів за рівнем радіочутливості є вибір надійних і адекватних біологічних критеріїв, то піддаються точній кількісній інтерпретації. Найбільш придатним інтегральним показником радіочутливості організмів різного рівня складності вважається рівень виживання організмів.

Найчастіше для цього використовують дозу, що спричиняє загибель 50% особин (LD_{50}) в опроміненій популяції, оскільки в даному разі нівелюється індивідуальна мінливість значень цього показника в популяції.

Порівняльні дослідження радіорезистентності представників усіх таксонів живого світу виявили зв'язок між сформованими в процесі еволюції рівнями структурної організації геному і властивими їм системами ферментативної репарації структурних ушкоджень ДНК та рівнями їх радіорезистентності. За рівнем радіорезистентності всі організми поділено на 4 групи *радіотаксони*, що відповідають основним етапам структурної реорганізації геному в процесі еволюції:

I – одониткові віруси;

II – двониткові віруси;

III – прокаріоти;

IV – еукаріоти.

Виявлена об'єктивними методами відповідність основних етапів структурної реорганізації геному в процесі еволюції рівням радіорезистентності організмів, вказує на те, що радіорезистентність є фундаментальною характеристикою геному, що відображає здатність усувати потенційно легальні пошкодження ДНК, які виникають в ході нормальної життєдіяльності клітини (табл. 9.1, 9.2).

Представники різних класів живих організмів мають різну радіочутливість до дії іонізуючого випромінювання.

Дані табл. 9.1 дають уявлення про різноманітність рівнів радіочутливості у представників живого світу: від 1,5 Гр. у ссавців до майже 8500 Гр. у бактеріофагів і вірусів. В табл. 9.2 наведено узагальнені літературні дані про вплив зовнішнього гамма-опромінення на різні живі організми найбільш типових представників лісових екосистем.

Таблиця 9.1

Радіочутливість різних представників біоти

Об'єкт	ЛД ₅₀ , Гр
Бактеріофаги	220-8400
Віруси	62-7000
Бактерії	17-7500
Найпростіші	1000-7000
Дріжджі	47-150
<i>Рослини</i>	
Водорості	180-1700
Лишайники	5000-10000
Мохи	200-600
Вищі рослини:	4-1500
- голонасінні	4-150
- покритонасінні	10-1500
<i>Безхребетні</i>	
Кишквопорожнинні	40-3000
Молюски	120-200
Черви	5-1600
Членистоногі	50-1200
Комахи	2-2000
<i>Хребетні</i>	
Рептилії	15-500
Амфібія	5-300
Риби	5-55
Птахи	6-30
Ссавці	1,5-15
Людина	2,5-4,0

Таблиця 9.2

**Радіочутливість живих організмів
до впливу гострого гамма-опромінення**

№ з/п	Живі організми	Поглинута доза, Гр	Ефект опромінення
1.	Найпростіші	10 000 3 000-4 000	Повна загибель, стерилізація ґрунту Часткова загибель мікробіоти
2.	Комахи	800-2 000 20-250	Загибель більшості дорослих форм Загибель личинок, лялечок
3.	Амфібії	7-14	ЛД ₅₀
4.	Рептилії	10-15	ЛД ₅₀
5.	Птахи	4-20	ЛД ₅₀
6.	Ссавці	2-13	ЛД ₅₀
7.	Деревні породи	4-12 20 -100	ЛД ₅₀ для хвойних ЛД ₅₀ для листяних
8.	Трави	150-1 000	ЛД ₅₀

**9.3. Радіочутливість і радіостійкість різних типів
рослинних угруповань**

Висока чутливість окремих компонентів лісового ценозу до іонізуючого випромінювання зумовлює високу радіочутливість лісової екосистеми в цілому (табл. 9.3).

Найбільш стійкими до радіаційного ураження є мохово-лишайникові угруповання

Найбільш чутливими до радіаційного ураження – хвойні ліси.

Таблиця 9.3

***Радіаційна чутливість рослинних угруповань
(Whicker, Shultz, 1982)***

Рослинне угруповання	Доза (Гр), що спричиняє пошкодження		
	слабке	сильне	дуже сильне
Хвойний ліс	1-10	10-20	>20
Змішаний ліс	10-50	50-100	100-600
Дощовий тропічний ліс	40-100	100-400	>400
Кущові асоціації	10-50	50-200	>200
Мохово-лишайникові угруповання	100-500	500-5000	>5000
Лишайникові угруповання	600-1000	1000-2000	>2000

Ураження хвої та листя при опроміненні – одна з найбільш яскраво виражених ознак радіаційного пошкодження дерев. Хвоя сосни змінює забарвлення з темно-зеленого на оранжево-жовте, ялини на оранжево-фіолетове.

Найбільш чутливим компонентом до радіації є генеративна сфера дерев.

Здатність до утворення повноцінного насіння в умовах хронічного опромінення може бути зумовлена дозами, що не призводять до незворотного пошкодження рослин.

У листяних порід генеративні органи стійкіші щодо опромінення, ніж у хвойних.

Дозріле насіння стійкіше проти іонізуючого опромінення порівняно з материнськими деревами.

Критичні дози опромінення насіння різних видів хвойних порід, що знижують схожість на 50%, лежать у діапазоні 6-60 Грей, а для більшості листяних перевищують 100 Грей (табл. 9.4).

Таблиця 9.4

***Критичні дози гамма-опромінення,
що знижують схожість насіння на 50%***

Деревні породи	Критична поглинута доза, Гр
Сосна звичайна	30-55
Сосна веймутова	7,0
Сосна кримська	30-50
Сосна Банкса	50-60
Кедр сибірський	10-50
Ялина звичайна	8-30
Вільха чорна	10-50
Береза бородавчаста	100
Осика звичайна	100
Дуб черешчатий	50
Акація біла	50-100
Ясен звичайний	300
Клен гостролистий	150
Липа серцелиста	150

Зіставлення рівнів радіостійкості видів вищих рослин з їх філогенетичним положенням свідчить про те, що підвищена або, навпаки, знижена радіостійкість характерна для таксонів порядку родин.

Наприклад, найвищу радіостійкість мають рослини родини хрестоцвітих, найнижчу – родини бобових.

Проте, навіть у межах роду виявляються види, які істотно різняться за радіостійкістю. Так само й окремі рослини одного виду можуть мати різні радіостійкості.

У рівні радіостійкості рослин відображуються різні властивості організму: структурна організація геному, здатність до репарації ДНК і репопуляції, наявність клітин поза клітинним циклом, нагромадження речовин, які запобігають розвитку молекулярних ушкоджень, тощо.

Спостереження за рослинами, які ростуть на радіоактивно забруднених територіях свідчать про те, що основною причиною їх радіаційного ураження є ушкодження меристем і пов'язане з цим порушення морфогенезу.

Значення LD₅₀ за хронічного опромінення неоднакові для різних видів рослин.

Для шипшини загибель 50% рослин спостерігається за потужності поглинутої дози 20 мГр/год, а для верби лише 2,1 мГр/год. Дуже чутливими до хронічного опромінення сосни.

Проростання пилку й швидкість росту пилкової трубки коливається в дуже широких межах і у більшості рослин характеризується як дуже радіостійкий (LD₅₀ 1,5-5,5 кГр/год).

Радіостійким є дрібний пилок. Найвищу радіочутливість має пилок голонасінних. Зневоднення пилку спричиняє підвищення його радіочутливості.

Запитання для самоперевірки

1. *Як проявляє себе радіаційний синдром у рослин?*
2. *Чим визначається ступінь впливу іонізуючого випромінювання на рослин?*
3. *Назвіть основні характеристики радіочутливості рослин.*
4. *Які дози є значущими в разі опромінення рослин?*
5. *Які відмінності впливу іонізуючого випромінювання на окремі рослини і популяції?*

РОЗДІЛ 10 НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ В ОРГАНІЗМ

10.1. Характеристика шляхів надходження радіонуклідів і їхніх сумішей в організм

10.2. Нагромадження радіонуклідів в органах і тканинах

10.3. Видалення радіонуклідів з організму

10.1. Характеристика шляхів надходження радіонуклідів і їхніх сумішей в організм

Шляхи надходження радіонуклідів в організм:

1) через легені при вдиханні забрудненого повітря; 2) через травний тракт із кормом і водою, що містять радіоактивні речовини; 3) через неушкоджену шкіру, слизові оболонки й рани.

Характер розподілу радіонуклідів в організмі залежить від основних хімічних властивостей елемента, форми з'єднання, що вводить, шляхи надходження й фізіологічного стану організму. Ступінь проникнення й затримка в легенях залежать від заряду часток і їхніх розмірів (рис. 10.1).

Особливості усмоктування радіонуклідів в організмі у ШКТ. Всмоктування підрозділяється на активне й пасивне. Найбільш важливе місце активного усмоктування – шлунково-кишковий тракт, а при повітряному шляху надходження - легені.

1) Швидкість резорбції радіонуклідів у тварин з однокамерним шлунком вище, ніж у жуйних, що мають багатокамерний шлунок. По швидкості усмоктування в шлунково-кишковому тракті радіонукліди розташовуються в ряд:

$^{131}\text{I} > ^{137}\text{Cs} > ^{45}\text{Ca} > ^{89-90}\text{Sr} > ^{65}\text{Zr} > ^{60}\text{Co} > ^{59}\text{Fe} > ^{54}\text{Mn} > ^{140}\text{Ba} > ^{106}\text{Ru} > ^{95}\text{Zr} > ^{144}\text{Ce} > ^{90}\text{Y} > ^{239}\text{Pu}$.

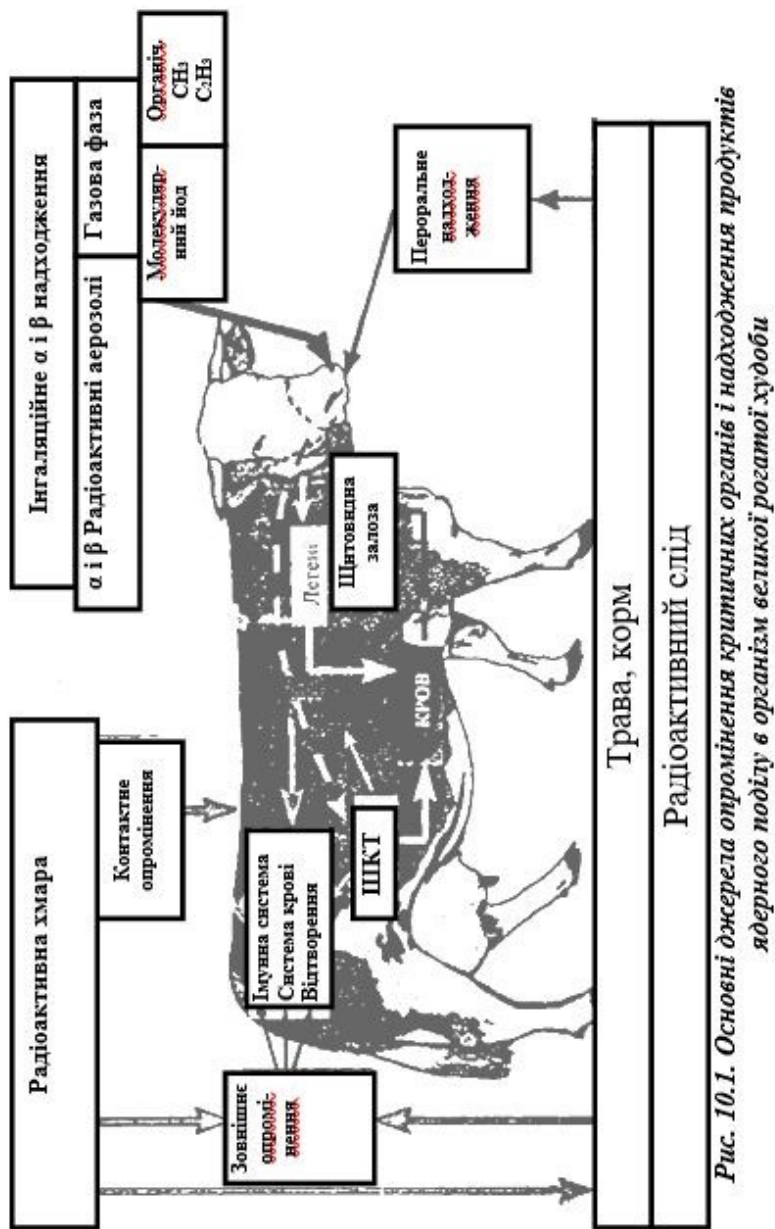


Рис. 10.1. Основні джерела опромінення критичних органів і надходження продуктів ядерного поділу в організм великої рогатої худоби

Галогени, лужні й лужноземельні елементи всмоктуються в максимальних кількостях (від 5 до 100%), а важкі й рідкоземельні елементи (у результаті утворення в кишечнику слабо розчинних з'єднань із фосфатами й жирними кислотами) всмоктуються дуже слабо (від 0,001 до 2,3%).

Трансуранові й рідкоземельні елементи в кишечнику утворюють важкорозчинні з'єднання, тому ступінь всмоктування їх дуже низька.

2) Найбільше інтенсивно радіонукліди всмоктуються у дванадцятипалій, тонкій і повздожній кишках, у шлунку.

3) Радіоактивні ізотопи, що всмокталися в кров, беруть участь в обміні речовин організму точно так само, як стабільні ізотопи даного елемента.

4) Чим більша маса тварин, тим повільніше всмоктуються радіонукліди, так як, у теплокровних тварин з меншою масою інтенсивніше протікає обмін речовин для компенсації втрати теплоти внаслідок збільшення відносно поверхні тіла.

5) У тварин на вирості усмоктування радіонуклідів протікає більш активно, ніж у дорослих.

6) Всмоктування радіонуклідів залежить від кількості речовин, що надійшли. Чим більше їх надходить в організм, тим менша процентна кількість всмоктується.

7) Всмоктування залежить від агрегатного стану радіонукліда, що поступає в організм тварини.

Розподіл радіонуклідів в організмі. Поводження радіонуклідів, що всмокталися в кров, визначається:

- біогенною значимістю для організму стабільних ізотопів даних елементів, тропністю їх до певних тканин і органів;

- 5 груп по типу розподілу радіонуклідів в організмі. Тип розподілу елемента в деяких випадках може

змінюватися. Зокрема, розподіл кисню, азоту, водню й вуглецю залежить від тих хімічних сполук, у складі яких вони надходять в організм.

- фізико-хімічними властивостями радіонуклідів – положенням елементів у періодичній системі Д.І. Менделєєва, валентністю радіоізоотопу й розчинністю хімічної сполуки, здатністю утворювати колоїдні з'єднання в крові й тканинах і інших факторах.

Елементи першої основної групи (Li, Na, K, Rb, Cs) повністю всмоктуються з кишечника, порівняно рівномірно розподіляються по органах і виділяються переважно із сечею.

Елементи другої основної групи (Ca, Sr, Ba, Pu) добре всмоктуються з кишечника, вибірково відкладаються в кістку, виділяються в трохи більших кількостях з калом.

Елементи третьої основної і четвертої побічної груп, у тому числі легкі лантаноїди, актиноїди й трансуранові елементи, практично не всмоктуються з кишечника, відкладаються в печінці й у меншій мірі в кістку, виділяються переважно з калом.

Елементи п'ятої і шостої основних груп періодичної системи, за винятком Po, порівняно добре всмоктуються з кишечника й виводяться майже винятково із сечею протягом першої доби, завдяки чому в органах виявляються в порівняно невеликих кількостях.

Типи розподілу радіонуклідів в організмі ссавців всіх видів у принципі однакові, і вони мало міняються з віком тварин.

Нерівномірність розподілу:

- 1) у вагітних самок радіоактивні ізотопи проходять через плаценту й відкладаються в тканинах плода;

- 2) у молодих тварин – більш інтенсивне усмоктування й депонування радіонуклідів у тканинах, нерівномірність розподілу по окремих частинах (ділянках)

органа;

3) при запальних процесах. У вогнищах запалення звичайно відзначається підвищене, іноді в десятки разів, відкладення їх.

Орган, у якому відбувається вибіркова концентрація радіонукліда й внаслідок чого він піддається найбільшому опроміненню й ушкодженню, називають критичним.

Для йоду – щитовидна залоза, для стронцію, кальцію й радію – кістки. Для всіх радіонуклідів критичними органами будуть кровотворна система й статеві залози.

Ці органи виділені як критичні тому, що вони є найбільш уразливими, навіть при малих дозах радіації в них відбуваються істотні зміни (табл. 10.1).

Таблиця 10.1

***Радіочутливість органів і тканин людини
Доза опромінення, Зв ($\times 100$ бер)***

Органи, тканини	Доза опромінення
Яєчники	5-20
Кристалік	5-20
Сім'яники	5-30
Зрілі мол. залози	5
Кістковий мозок	5-80
Рост. хрящ	5-30
Рост. кістка	5-20
Нирки	5
Легені	5-40
Печінка	5-40
Лімфатичні вузли	5-40
Серце	5-90
Шлунок	5-30
Кишечник	5-40
Товста кишка	5-20
Щитовидна залоза	5-150

10.2. Нагромадження радіонуклідів в органах і тканинах

Нагромадження радіонуклідів в органах і тканинах пов'язане з фізико-хімічними властивостями ізотопів. Для оцінки швидкості нагромадження використовують поняття *кратність нагромадження*, під яким розуміють відношення отриманої активності радіонуклідів в органах і тканинах до їхнього щодобового надходження в організм. Кратність нагромадження в різних видів організмів кожного з радіонуклідів різна.

З віком організму кратність нагромадження радіонуклідів знижується.

Темпи всмоктування й депонування ізотопів у тканинах прямопропорційні.

Кратність нагромадження F визначають за формулою:

$$F=Cm/g, \quad (10.1)$$

де C – питома активність радіонуклідів в органах і тканинах, Бк/кг; m – маса органа або тканини, кг; g – активність радіонукліда, яка щодоби надходить в організм, Бк.

Радіонукліди з високою кратністю нагромадження найнебезпечніші (ізотопи йоду, стронцію й цезію).

По ступеню зростання нагромадження стронцію в кістяку тварини розташовуються в наступному порядку: велика рогата худоба < кози < вівці < свині < кури; по ступеню нагромадження в м'язах і паренхіматозних органах – кози < велика рогата худоба < вівці < кури. Цезій (^{137}Cs) теж найбільш інтенсивно відкладається в курей і в меншому ступені в органах овець і великої рогатої худоби.

При тривалому надходженні в організм – швидкість їхнього нагромадження змінюється. Спочатку воно відбувається інтенсивно, а потім, у міру насичення тканин, поступово сповільнюється, і нарешті настає рівновага

між знову вступаючими радіонуклідами й виведеними. Якщо організм стане одержувати більшу кількість радіонуклідів, то вони знову почнуть накопичуватися до встановлення нової рівноваги, але вже на більш високому рівні. Навпаки, якщо тварини стануть приймати з кормом меншу кількість радіонуклідів, то вони почнуть виводитися з організму. Це явище має найважливіше практичне значення для одержання придатної в їжу продукції на забруднених територіях.

10.3. Видалення радіонуклідів з організму

Радіонукліди беруть участь в обміні речовин за принципом, який аналогічний тому, як це відбувається для їхніх стабільних ізотопів: вони виводяться з організму через ті ж самі видільні системи, що і їхні стабільні носії.

Виділення радіонуклідів: 1) через шлунково-кишковий тракт і бруньки, 2) через легені й шкіру, 3) із плодом і молоком (у вагітних і лактуючих тварин).

Швидкість виведення радіонуклідів залежить від:

- швидкості обміну речовин. Найбільш швидко виводяться радіонукліди, депоновані в ті тканини, де швидкість обміну речовин висока.

- стану радіонуклідів у тканинах, тобто чи перебувають вони у вільному стані або пов'язані із тканинними структурами. Вільні радіонукліди швидше виводяться з організму – це ^{131}I , ^{106}Ru , ^{132}Te , ^{137}Cs . Пов'язані із тканинним білком і радіонукліди, що перебувають у колоїдному стані, виводяться повільніше - ^{140}La , ^{142}Pr , ^{144}Ce , ^{147}Pm .

- тропності радіонуклідів до тканин і органів.

Остеотропні радіонукліди виводяться з організму повільніше, тому що в кістковій тканині набагато нижче, ніж у м'яких тканинах, обмін речовин. Крім того, вони здатні включатися безпосередньо в кісткову тканину, заміщаючи там кальцій (^{90}Sr , ^{90}Y , ^{140}Ba і ін.).

- виду хімічної сполуки, шляху й тривалості надходження радіонуклідів в організм
- фізико-хімічних властивостей радіонукліда - основний фактор, що визначає шляхи виведення радіонуклідів з організму;
- тривалості надходження радіонукліда (однократне або хронічне).

Оскільки різні тканини організму по-різному зв'язують той самий радіонуклід, то й швидкість виведення із цих тканин буде різна. Час, протягом якого вихідна кількість радіонукліда зменшиться вдвічі, називають ефективним *періодом напіввиведення* ($T_{\text{еф}}$). Зниження концентрації радіоізоотопів відбувається за рахунок двох основних факторів: фізичного їхнього розпаду й дійсного виведення. Значення ефективного періоду напіввиведення обчислюють за формулою:

$$T_{\text{еф}} = T_{\text{фіз}} \cdot T_{\text{біол}} / (T_{\text{фіз}} + T_{\text{біол}}), \quad (10.2)$$

де $T_{\text{фіз}}$ – період напіврозпаду радіонукліда; $T_{\text{біол}}$ – період його біологічного напіввиведення.

Ефективний період напіввиведення довгоживучих ізоотопів визначається в основному біологічним періодом напіввиведення, короткоживучих – періодом напіврозпаду.

- вид, вік, функціональний стан організму.

Запитання для самоперевірки

1. *Охарактеризуйте шляхи надходження радіонуклідів і їхніх сумішей в організм.*
2. *В чому полягають особливості усмоктування радіонуклідів в організм у ШКТ?*
3. *Як радіонукліди розподіляються в організмі?*
4. *Назвіть критичні органи по відношенню до опромінення?*
5. *Від чого залежить швидкість видалення радіонуклідів?*

РОЗДІЛ 11 РАДІОБІОЛОГІЯ ТВАРИН І ЛЮДИНИ

- 11.1. Радіаційний синдром у ссавців**
- 11.2. Кістково-мозковий синдром**
- 11.3. Гастроінтегральний синдром**
- 11.4. Синдром центральної нервової системи**

11.1. Радіаційний синдром у ссавців

Радіаційне ураження людини розвивається за тими самими законами, що й в опромінених вищих тварин. Тому й висновки про характер впливу іонізуючого випромінювання на ті чи інші тканини та органи людини здебільшого зроблено на підставі результатів спостережень над опроміненими ссавцями. Це стосується формування радіаційних синдромів, у чому беруть участь ушкодження складних інтегрованих систем організму, й у патогенетичному процесі проявляються не лише прямі наслідки опромінення, а й нашарування численних побічних процесів, які супроводжують радіаційне ураження окремих клітин і тканин та зниження властивих їм функціональних потенцій. Очевидно, критичні тканини (тобто тканини, клітини яких мають найвищу радіочутливість) є відповідальними за прояв радіобіологічних нестохастичних ефектів унаслідок опромінення в дозах, за яких можливе нагромадження певної кількості інактивованих клітин.

Критичні тканини, радіаційне ушкодження яких унаслідок опромінення спричиняє розвиток радіаційного ураження, можна виявити, досліджуючи залежність між дозою опромінення та проміжком часу від моменту опромінення до загибелі організму (рис. 11.1).

Це класична радіобіологічна дозова функція, на підставі якої зроблено дуже важливі висновки про наявність кількох критичних щодо дії іонізуючого випромінювання систем організму.

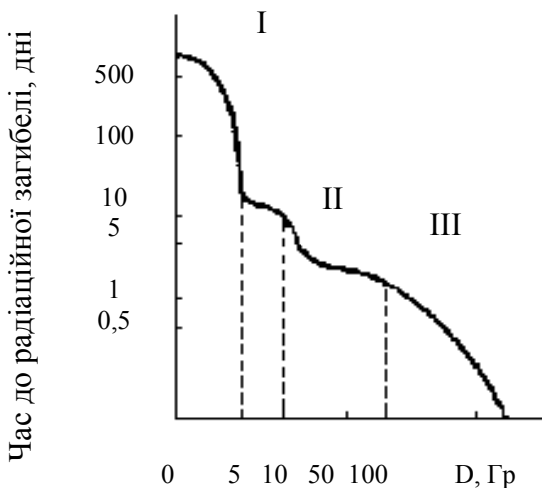


Рис. 11.1. Залежність між тривалістю проміжку часу від моменту опромінення щурів рентгенівською радіацією до загибелі організму від дози (Д.М. Гродзинський, 2000)

Крива такої залежності має доволі складний характер. За зростання дози від нуля до майже 2 Гр життя опромінених щурів не зазнає змін. Цей інтервал доз відповідає їхнім допороговим значенням.

Подальше зростання доз супроводжується дуже різким скороченням тривалості життя тварин, яке за дози 4 Гр становить лише 20 діб. За ще вищих доз тривалість життя опромінених тварин залишається на такому самому рівні, але за дози 8 Гр вона знову різко скорочується до 3-4 днів. За подальшого зростання дози до 50 Гр тривалість життя така сама, як і за опромінення в дозі 8 Гр. Якщо ж

доза перевищує 50 Гр, то тривалість життя знову скорочується, й за дуже високої дози порядку 1000 Гр тварина гине в момент опромінення.

Як видно, на кривій виділяються три компоненти радіаційного ураження. Кожній із них відповідає сукупність ознак хворобливого стану – *синдромів радіаційного ураження*. Таким чином окреслюються три синдроми радіаційного ураження, в основі кожного з яких лежать ушкодження клітин певних тканин.

Розбіжність інтервалів доз, у межах яких проявляються зазначені синдроми радіаційного ураження, пояснюється тим, що істотно відрізняється радіочутливість клітин, інактивація котрих спричиняє загибель тварини внаслідок прояву відповідного синдрому.

Так, найчутливішими є клітини, із загибеллю яких пов'язаний синдром I; найменш чутливими є ті клітини, інактивація яких супроводжується синдромом III; синдром II формується за умови інактивації клітин проміжної радіостійкості. Загибель тварини внаслідок розвитку синдрому III настає скоріше, ніж за синдрому II, а тим паче за синдрому I, а тому в результаті опромінення у великих дозах тварина гине, демонструючи прояв синдрому III, бо синдроми I і II не встигають реалізуватися.

Синдром I спричинений інактивацією клітин кровотворної тканини кісткового мозку, тому його називають кістково-мозковим.

Синдром II відображує наслідки променевого ураження клітин, функція яких полягає в забезпеченні оновлення клітин епітелію кишкового тракту, й називається гастроінтестинальним, або шлунково-кишковим.

Синдром III розвивається внаслідок ушкодження нервових клітин центральної нервової системи, тому його називають нервово-паралітичним, або синдромом

центральної нервової системи (синдром ЦНС).

Загибель тварин безпосередньо в момент опромінення в дуже високій дозі зумовлена масовим радіаційно-хімічним перетворенням молекул, що унеможливує функціонування будь-яких клітин. Цю форму загибелі називають молекулярною, або смертю під променем.

11.2. Кістково-мозковий синдром

Причиною розвитку цього синдрому є ушкодження популяції стовбурних клітин системи кровотворення, розташованих у кістковому мозку. Розрізняють червоний кістковий мозок, в якому переважає кровотворна мієлоїдна тканина, та жовтий, що складається в основному з жирової тканини. Червоний кістковий мозок зберігається протягом усього життя тварини й зосереджений він у ребрах, грудині, кістках черепа, таза, хребцях, в епіфізах трубчастих кісток. У людини маса червоного кісткового мозку становить близько 1,5% маси тіла.

До складу кісткового мозку входять стовбурні кровотворні клітини, які дають початок усім формам кров'яних та лімфоїдних клітин. Частка стовбурних клітин у червоному кістковому мозку не перевищує 0,1% всіх його клітин. Основу кісткового мозку становить ретикулярна тканина, яка утворює так зване кровотворне мікрооточення – комплекс мікроанатомічних, гуморальних та інших факторів, що забезпечують розмноження й диференціювання клітин крові.

Після опромінення тварин чисельність клітин у периферичній крові поступово зменшується. Зниження клітинної репродукції тим більше чим вища доза опромінення. За перевищення певного значення дози репопуляційне відновлення клітинної репродукції не відбувається (рис. 11.2).

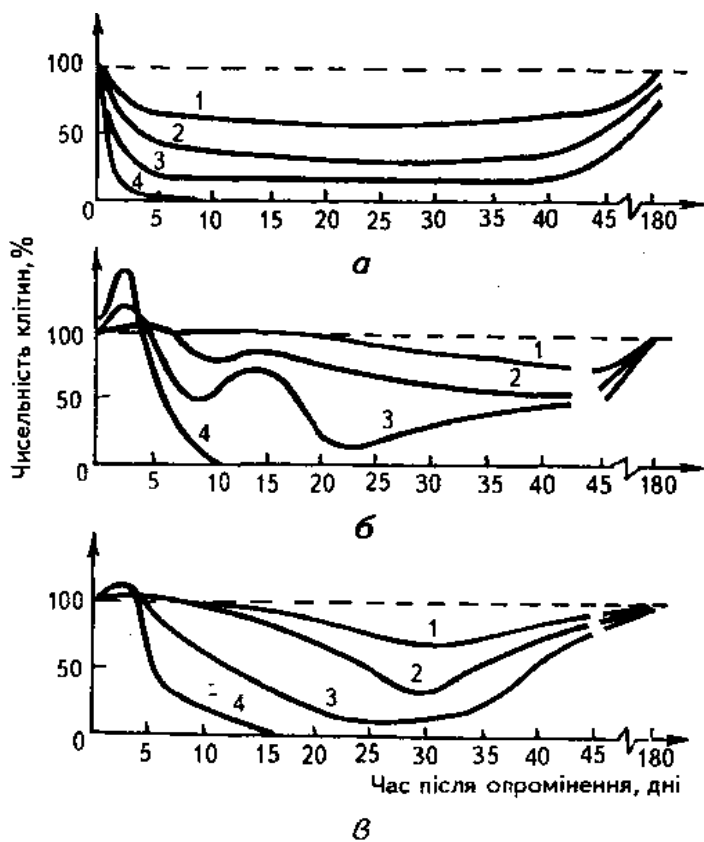
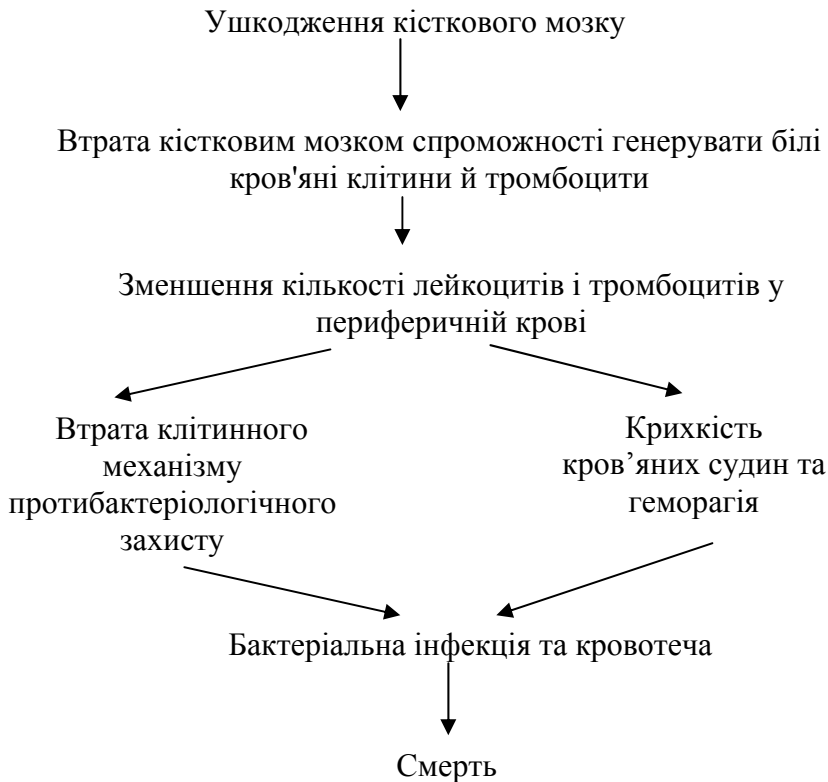


Рис. 11.2. Зміна чисельності лімфоцитів (а), нейтрофілів (б) і тромбоцитів (в) із часом після гострого опромінення в дозі, Гр: 1 – менш як 1; 2 – 1...2; 3 – 1...5; 4 – 5...6 (Д.М. Гродзинський, 2000)

Причина загибелі тварини внаслідок кістково-мозкового синдрому полягає в нашаруванні вторинних захворювань у відповідь на зменшення клітин периферичної крові. В загальному випадку загибель унаслідок ураження системи кровотворення відбувається за такою схемою:



11.3. Гастроінтестинальний синдром

Причиною розвитку цього синдрому є радіаційне ураження клітинної популяції вистильного епітелію шлунка й кишечнику.

Радіаційне ушкодження шлунково-кишкового тракту супроводжується дуже істотним порушенням функцій інтестини. Це проявляється в розвитку низки патологічних станів, оскільки вповільнюється або й зовсім припиняється оновлення інтестинальних клітин.

В епітелії тонкого кишечнику виділяють п'ять основних типів клітин: циліндричні (або всмоктувальні), келихоподібні, екзокриноцити, екзокриноцити з

ацидофільними гранулами (клітини Панета) та ентерохромофіноцити. Початок усім популяціям цих клітин (ентероцитів) дають крипти, в базальній частині яких є стовбурні клітини. Внаслідок опромінення стовбурні клітини ушкоджуються, що змінює кінетику клітинних популяцій інтестини й спричиняє прояв гострого радіаційного синдрому

11.4. Синдром центральної нервової системи

У разі опромінення тварини в дозах порядку десятків грей швидка загибель настає внаслідок ураження клітин центральної нервової системи (ЦНС). Оскільки нервові клітини є глибоко диференційованими й не діляться, синдром ЦНС відображує порушення функціонування нейронних мереж, зумовлене ушкодженням клітинних мембран. Зміни мембран під дією іонізуючого випромінювання відбуваються дуже швидко, й тому для розвитку синдрому ЦНС не потрібно багато часу, на відміну від випадку ураження стовбурних клітин системи гемопоезу або інтестинального епітелію. Чим вища доза опромінення, тим скоріше настає смерть тварини.

В людини синдром ЦНС розвивається наступним чином:

- прояв синдрому спостерігається в разі опромінення голови або всього тіла в дозах від 50 до 100 Гр;
- реакція проявляється через 2 год після опромінення й досягає максимуму через 8-24 год;
- синдром проявляється в церебральному васкуліті (запалення стінок кровоносних судин), менінгіті (запалення оболонок головного мозку), плекситі судинної оболонки ока (запалення нервового сплетення);
- розвивається пікноз клітин у мозочку й базофільних клітин гіпофізу;
- ушкоджуються кровоносні судини, порушуються

механізми кровопостачання мозку, відбувається розбалансування електролітів у мозку;

- смерть настає за 1-2 доби.

У разі прояву в тварини синдрому ЦНС радіаційне ураження інших органів уже істотно не впливає на її долю, бо загибель організму внаслідок ураження ЦНС настає так швидко, що інактивація клітин інших органів не встигає проявитися.

За опромінення тварин в дозах, що не спричиняють швидкого летального кінця, й тварина ще живе принаймні тиждень або два, загальне радіаційне ураження організму проявляється у формі комплексного *гострого радіаційного синдрому*. В ньому поєднуються функціональні прояви радіаційного ураження кількох систем тварин. Насамперед, спостерігають поєднання кістково-мозкового та гастроінтестинального синдромів.

Внаслідок дії іонізуючого випромінювання в дозах, що перевищують, за яких проявляється синдром ЦНС, тварина гине у момент опромінення (смерть під променем) за цілковитої втрати всіма клітинами здатності до нормального функціонування.

Запитання для самоперевірки

1. *Охарактеризуйте радіаційні синдроми у ссавців.*
2. *В чому полягає причина розвитку кістково-мозкового синдрому?*
3. *В чому полягає причина радіаційного ушкодження шлунково-кишкового тракту?*
4. *Охарактеризуйте розвиток синдрому ЦНС.*
5. *Як під дією радіації відбувається ушкодження складних інтегрованих систем організму?*

РОЗДІЛ 12 ПРОМЕНЕВЕ УРАЖЕННЯ ТВАРИН І ЛЮДИНИ

12.1. Променева хвороба

12.2. Діагностика променевої хвороби у сільськогосподарських тварин

12.3. Профілактика променевої хвороби

12.4. Лікування променевої хвороби

12.5. Променеві опіки

12.6. Віддалені наслідки дії радіації

Променева ураження тварин

Розрізняють три основних види променевої патології у тварин: променеву хворобу (гостру або хронічну); променеві опіки; віддалені наслідки (непухлинні і пухлинні форми).

12.1. Променева хвороба

Променева хвороба – це загальне порушення життєдіяльності організму, яке характеризується глибокими функціональними і морфологічними змінами всіх його систем і органів внаслідок ушкодження їх різними видами іонізуючих випромінювань.

В залежності від дози, потужності дози, а також кратності і тривалості опромінення тварин променева хвороба може протікати гостро або хронічно.

Гостра променева хвороба – це загальне захворювання, при якому пошкоджуються всі системи організму.

Виникає гостра променева хвороба внаслідок короткотермінового (до 4 діб) впливу ушкоджуючих доз зовнішнього опромінення, або при надходженні до організму радіоактивних речовин, створюючи в тілі поглинуту дозу понад 1 Гр.

В розвитку гострої променевої хвороби виділяють чотири періоди: початковий (період первинних реакцій на опромінення); другий – латентний або скритий (період уявного благополуччя); третій – (виражених клінічних ознак променевої хвороби); четвертий – період відновлення (повного або часткового одужання) та 4 ступеня її проявів (табл. 12.1).

Таблиця 12.1
Ступені гострої променевої хвороби людини і тварин

Ступінь хвороби	Поглинута доза, Гр	
	Для людини	Для тварин
I – легка	1,0-2,0	1,5-2,0
II – середньої важкості	2,0-4,0	2,0-4,0
III – важка	4,0-6,0	4,0-6,0
IV – дуже важка	>6,0	>6,0

Вказані періоди захворювання на променеву хворобу спостерігаються у всіх сільськогосподарських тварин опроміненіх напівлегальною і більшою дозою.

Хронічна променева хвороба – це хвороба, яка виникає внаслідок багатократного і повторювального, впродовж тривалого часу, зовнішнього опромінення малими дозами, а також при надходженні до організму радіоактивних ізотопів, які тривалий час затримуються в тканинах і органах.

При хронічній променевій хворобі ушкоджуються майже всі системи і органи тварин.

Встановлено, що на ранніх етапах хвороби спостерігаються функціональні порушення (дистрофія органів, пригнічується імунна система, настає безпліддя). Через рік можливий розвиток лейкозів і злоякісних новоутворень (табл. 12.2).

Таблиця 12.2

Основні синдроми протікання променевої хвороби людини і тварин.

Симптоматика протікання променевої хвороби людини	Симптоматика протікання променевої хвороби тварин
<i>Перший період (2-3 дні)</i>	
У перші хвилини і години розвивається синдром „рентгеновського похмілля”, який є результатом подразнення ЦНС, при цьому спостерігається у людини: нудота і блювання; втрата апетиту; важкість і біль в голові; загальна слабкість, сонливість, пітливість.	У тварин спостерігається зміна функції ЦНС, яка проявляється: збудженням, яке переходить в пригнічення і слабкість; втратою апетиту; тахікардією; задишкою; крововиливами в слизові оболонки; проносами, блюванням, в крові спостерігається лейкоцитоз.
<i>Другий період (2-3 тижні)</i>	
Має місце випадання волосся. В крові зменшується кількість лімфоцитів, тромбоцитів і знижується зсідання крові.	Видимі ознаки променевої хвороби відсутні. На кінець періоду спостерігається пронос, бронхіт, епіляція (випадання шерсті).
<i>Третій період (4-3 тижнів)</i>	
Самопочуття погіршується. Відзначається слабкість, підвищена температура тіла, синдром крововиливу в слизові оболонки, мозок, шлунково-кишковий тракт, серце і легені. В крові знижується кількість тромбоцитів, лімфоцитів і лейкоцитів.	Погіршується склад крові, пригнічується функція кишечника, дихання, серцево-судинної системи, шкіра робиться сухою, продовжується пронос, блювання, за 1-2 дні до смерті підвищується температура тіла.
<i>Четвертий період (2-2,5 місяці)</i>	
Самопочуття покращується. Нормалізується сон, апетит, знижується температура тіла до норми, зникає пронос і кровотеча, збільшується маса тіла, нормалізується склад крові, через 4-6 місяців відновлюються статеві функції.	Самопочуття покращується. Повне відновлення організму настає на 3-6 місяць.

По важкості перебігу розрізняють хронічну променевою хворобу: легку (першого ступеню); середню (другого ступеню); важку (третього ступеню).

Хронічна променевою хвороба першого ступеню характеризується змінами складу крові (кількість кліток крові перебуває на нижній межі норми). Спостерігається раннє старіння організмів.

Хронічна променевою хвороба середнього ступеню характеризується пригніченням функції органів кровотворення. Порушується обмін речовин, функцій залоз внутрішньої секреції, розвивається гіпоглікемія. Хвороба ускладнюється різними інфекційними хворобами, що і нерідко спричиняє загибель організму.

Хронічна хвороба третього ступеня характеризується виникненням необоротних змін в організмах, прогресуючим погіршенням загального стану. У тварин випадає шерсть, внаслідок імунобіологічного синдрому розвивається ускладнення інфекційної природи, що спричиняє смерть тварин.

12.2. Діагностика променевої хвороби у сільськогосподарських тварин

При постановці діагнозу застосовують фізичні і біологічні методи.

Фізичні методи діагностики базуються на виявленні залежностей ступеню гострої променевої хвороби від сумарної накопичувальної дози опромінення, її потужності, кратності і рівномірності опромінення, а також площі опроміненої поверхні.

Більш широко застосовують біологічні методи діагностики, які базуються на дослідженні залежності доза-ефект, показниках цілого організму, окремих органів, тканин і клітин.

Важливе значення мають гематологічні показники:

вміст гемоглобіну, еритроцитів, ступінь лейкопенії, лімфопенії, тромбоцитопенії, швидкості згортання крові.

В практиці використовують тести біохімічних методів і, насамперед, досліджують зміни метаболізму ДНК і РНК різних білків.

12.3. Профілактика променевої хвороби

Профілактика променевої хвороби полягає в захисті тварин від впливу іонізуючих випромінювань. Слід розрізняти фізичний захист, фармакохімічний і біологічний захист.

Фізичний спосіб захисту найбільш поширений і простий. Суть його полягає в тому, що тварин розміщують і утримують в приміщеннях.

Матеріали з яких побудовані тваринницькі приміщення здатні знизити рівень радіоактивного впливу на тварин в 10 і більше разів. Виживання тварин з застосуванням фізичних методів може збільшитися більше ніж 50%.

Фармакохімічний захист тварин заключається в значному зменшенні пошкоджуючої дії опромінення на тварину з допомогою радіопротекторів.

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% їх загибель в порівнянні з тими тваринами, що не отримували радіопромінів.

Біологічний захист полягає в тому, що використовують адаптогени, тобто речовини які підвищують загальну здатність організму чинити опір радіації.

До числа цих речовин належить елеутерокок, прополіс, женьшень, мумійо, китайський лимонник, макро- і мікроелементи.

12.4. Лікування променевої хвороби

Лікування променевої хвороби повинно бути комплексним.

Лікування тварин при зовнішньому опроміненні зводиться, насамперед, до покращень умов їх утримання. Призначають антибіотики, препарати брома, кофеїну. Рекомендується тваринам, що зазнали опромінення, вводити кров або кровозамінники.

В латентний період хвороби застосовують препарати, що зміцнюють стінки кровоносних судин, назначають вітамін С.

Саме складне лікування проводять в період найбільшого спалаху променевої хвороби.

В цей період застосовують в'яжучі засоби типу дубильних речовин, а також перманганат калію, настій дводомної кропиви. Корм потрібно давати невеликими порціями, а воду не обмежувати.

В період видужування застосовують засоби, що стимулюють процеси кровотворення.

Лікування тварин при внутрішньому ураженні

У цих випадках лікування зводиться до зменшення всмоктування радіоактивних речовин та прискорення їх виведення з організму тварин.

Щоб досягти цього тваринам вводять адсорбуючі речовини: барій сірчанокислий, вугілля, кістяну муку, білу глину. По тому дають сольове проносне (глауберову сіль).

Для зменшення всмоктування дають фероціанід кобальту.

Для прискорення виведення радіонуклідів з крові тварин застосовують сечогінні засоби, діуретики. Застосовують і цеоліти.

12.5. Променеві опіки

Іонізуючі випромінювання здатні пошкоджувати шкіряний покрив тварин, які нерідко можуть комбінуватися з променевою хворобою.

Променеві опіки у тварин виникають при впливі великих кількостей радіоактивних речовин, які осідають після ядерних вибухів. При рівних умовах найбільше ушкодження шкіри виникає у тварин з коротким і рідким волоссяним покривом (наприклад, у свиней).

Розрізняють чотири періоди або ступеня опіків: легкого (при дозі 5 Гр); середнього (5-10 Гр); тяжкого (10-30 Гр); дуже важкого (більше 30 Гр).

12.6. Віддалені наслідки дії радіації

Розрізняють непухлинні і пухлинні форми віддалених наслідків дії радіації.

Непухлинні форми включають три види патологічних процесів: гіпопластичні стани, склеротичні процеси, дисгормональні стани.

Гіпопластичні стани розвиваються головним чином в кровотворній тканині, слизових оболонках органів травлення, дихальних шляхів, в шкірі і інших органах. Ці порушення настають при дозах опромінення 3-7 Гр. Цей стан важко піддається лікуванню і організм важко відновлюється.

Склеротичні процеси є наслідком пошкодження судинної сітки опромінених органів. Морфологічно вони проявляються такими процесами як цироз печінки, хронічні променеві дерматити, атеросклероз, променеві катаракти, ушкодження нервової системи.

Дисгормональні стани спостерігаються у 50-100% опромінених тварин. Дисгормональний стан проявляється в формі ожиріння або виснаження.

Пухлинні форми. Пухлини виникають частіше

всього при опроміненні тварин альфа і бета випромінюваннями. При цьому пухлини, зазвичай, виникають в критичних органах.

Частоту появи пухлин у тварин збільшує сукупна дія радіаційних і інших хвороботворних факторів.

Іонізуючі випромінювання можуть викликати також і генетичну дію.

Розрізняють генні, хромосомні і геномні мутації. Нові ознаки, які набуває організм внаслідок мутацій, можуть бути позитивними і негативними.

Слід зазначити, що в більшості випадків мутації бувають негативними і проявляються нерідко підвищеною захворюваністю тварин.

Поверхнева активність радіонуклідів $3,7 \cdot 10^{12}$ Бк/км² (100 Ки/км²) на рік при хронічному впливові не спричиняє ніяких несприятливих наслідків у популяціях біоти, що заселяє забруднені території.

Запитання для самоперевірки

- 1. Охарактеризуйте періоди протікання гострої променевої хвороби.*
- 2. Чим відрізняється протікання хронічної променевої хвороби від протікання гострої форми?*
- 3. На підставі яких даних ставлять діагноз променевої хвороби?*
- 4. Які принципи терапії і профілактики променевої хвороби і променевих уражень?*
- 5. В чому проявляються віддалені наслідки дії радіації?*

РОЗДІЛ 13

МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ В АГРОЕКОСИСТЕМАХ

- 13.1. Особливості міграції радіонуклідів в агроєкосистемах
- 13.2. Основні закономірності поглинання радіонуклідів у ґрунті
- 13.3. Значення мінералогічного та гранулометричного складу ґрунтів у сорбції радіонуклідів
- 13.4. Вплив агрохімічних властивостей ґрунту на рухливість радіонуклідів

13.1. Особливості міграції радіонуклідів в агроєкосистемах

Агроєкосистема – (від гр. місце проживання та утворення) – дискретна функціональна складова агросфери, призначенням якої є одержання сільськогосподарської продукції потрібної якості за мінімальних витрат невідновлювальної енергії, збереження навколишнього середовища і природних ресурсів.

Просторово поділяється на рівні: мікро-поле, присадибна ділянка, ферма, мезо-території господарств, макро-агроландшафти.

Агроєкосистема є просторовим продовженням природної екосистеми, яка за участю ґрунтового покриву, рослин і тварин здатна довго і міцно утримувати радіонукліди, запобігаючи винесенню їх до гідроєкосистем та за межі забруднених територій.

Основними шляхами надходження радіонуклідів до агроєкосистеми є осадження їх з атмосфери на сніг (зимовий період) або на рослинність (ліс, агроценози), а потім на ґрунт. після осадження на рослинність радіонукліди відносно швидко змиваються осадами або здуваються вітром (за 1 або 5 тижнів).

При попаданні радіонуклідів на листову поверхню рослин починає діяти механізм позакореневого надходження їх у рослини (листя, стебла, суцвіття, плоди).

За умов надходження радіонуклідів до ґрунтів розпочинається кореневе їх надходження до рослин.

На швидкість цього процесу впливають:

- початкова висота підйому радіоактивних речовин;
- форми їх надходження у довкілля;
- погодні умови періоду надходження;
- рельєф місцевості;
- рослинний покрив.

Завдяки багатоярусній будові лісових екосистем процес переміщення радіонуклідів на поверхню ґрунту трохи повільніший, ніж на відкритих площах.

Після аварії на Чорнобильській АЕС близько 90% радіонуклідів, що були затримані верхнім, деревним ярусом рослинності, вже через рік опинилися на ґрунті.

Таким чином, ґрунтовий покрив став своєрідним депо радіонуклідів і першою ланкою у ланцюгу міграції довгоживучих радіоактивних елементів по трофічних шляхах до людини.

На міграцію радіонуклідів в ґрунті впливають більше десяти параметрів, а саме: наявність фракцій фізичної глини, мулу, колоїдів та мінералів монтморилонітової групи, обмінні катіони органічна речовина, ємність поглинання, вміст вологи, наявність карбонатів, фізико-хімічні властивості радіонуклідів, рослинний покрив.

Радіонукліди, які потрапляли на поверхню ґрунту з сухих або мокрих випадінь з часом перерозподіляються за рахунок горизонтальної так і вертикальної міграції.

Горизонтальна міграція радіонуклідів на поверхні ґрунту відбувається за участю перенесень їх водою або вітром.

Водним шляхом радіонукліди мігрують як у вигляді

суспензій, розчинів солей, частинок ґрунту з поглинутими радіоактивними елементами.

Вторинне повітряне (вітрове) перенесення відбувається за рахунок переміщення частинок ґрунту (які містять радіоактивні елементи) такими способами як: поверхневого переміщення (перекатування), вертикального піднімання частинок вітром на висоту понад 1 метр.

Вертикальна міграція радіонуклідів у профілі ґрунту відбувається в основному за рахунок двох процесів: конвективного перенесення і дифузії.

При конвективному переносі радіонуклідів у профілі ґрунту радіоактивні елементи рухомих форм мігрують із водним током води у ґрунті, за умов промивного або випотного типу водного режиму (вниз або вгору ґрунтового профілю).

Дифузійне перенесення радіонуклідів відбувається шляхом переміщення їх у складі частинок різних розмірів під час злив або поливів. На вертикальну міграцію радіонуклідів у профілі ґрунтів впливають кореневі системи рослин, обробіток ґрунтів.

Доцільно зауважити, що конвективне і дифузійне перенесення радіонуклідів безпосередньо обумовлюється поглинальною здатністю ґрунтів (механічною, фізичною, фізико-хімічною, біологічною).

Радіонукліди, що потрапили в рослини, розподіляються в них по-різному. Одні концентруються в коріннях, інші – у надземній частині рослин, переважно в стеблах, листках, насінні і т. д. Причому в рослинах радіонукліди перебувають у вигляді рухливої фракції й зв'язаної зі структурно-функціональними компонентами.

Чим більше в рослинах вільної фракції радіонуклідів, тим більше вони доступні для засвоєння організмом моногастричних тварин, а для полігастричних внаслідок особливостей їхнього травлення ці процеси набагато складніші.

Стан і обмін радіонуклідів в органах і тканинах тварин залежать від багатьох причин, у тому числі й від їхніх фізико-хімічних властивостей, серед яких важлива роль належить їхній здатності до комплексоутворення й взаємодії із тканинними структурами.

Фаза вегетації має велике значення в нагромадженні рослинами радіонуклідів. Листи молодих рослин поглинають радіонукліди в значно більших кількостях, ніж листи рослин, що закінчують ріст і розвиток. Фаза розвитку рослин має значення при втриманні на їхній поверхні малорухомих радіонуклідів.

Радіоактивні речовини, що випали на поверхню ґрунтів з атмосфери й осілі з поверхні рослин, можуть служити істотним джерелом повторного механічного їхнього забруднення вже після припинення випадання радіоактивних опадів.

Забруднення рослин радіоактивним пилом відбувається при піднятті її з поверхні землі вітром, тваринами, що пасуться, при розбризкуванні краплями дощу й обробці або збиранню врожаю сільськогосподарськими машинами. Додатковий внесок ^{90}Sr , ^{106}Ru і ^{144}Ce в процесі збирання природних трав може досягати 50% надходження ^{90}Sr через кореневі системи.

При некореновому радіонуклідному забрудненні рослинності перехід їх з корму в організм тварин і продукцію тваринництва, як правило, вище, ніж при кореновому надходженні.

При безперервних глобальних випаданнях найбільш високі концентрації радіонуклідів виявляються в продукції рослинництва, менші – у продукції тваринництва. Концентрація ^{90}Sr і ^{137}Cs у кормах перевершує концентрацію в молоці відповідно в 100 і 30 разів, у м'ясі – в 50 і 10 разів. Найбільшою рухливістю в ланцюзі «повітря-рослина-тварини-продукція тваринництва» володіють ^{90}Sr , ^{131}I і ^{137}Cs , менш рухливі ^{106}Ru , ^{144}Ce й ізотопи U.

13.2. Основні закономірності поглинання радіонуклідів у ґрунті

Радіонукліди, поглинуті ґрунтом, перебувають у ньому в різних формах, що різняться своєю рухливістю і внаслідок цього – поведінкою у ґрунті та доступністю для біоти.

Водорозчинна форма – це та частина радіонуклідів, що досить вільно переходить з ґрунту у воду і доступна для рослин, грибів і мікроорганізмів.

Обмінна форма – це частина радіонуклідів, що може бути вилучена з ґрунту 1Н розчином ацетату амонію ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$). Певна частина радіонуклідів цієї форми також може бути доступною для живих організмів.

Неодмінна форма – це кількість радіонуклідів, яку можна вилучити з ґрунту 6Н соляною кислотою (HCl) після вимивання обмінної форми (попередня обробка ґрунту ацетатом амонію).

Міцно фіксована форма – це радіонукліди, що застаються у ґрунті й після його обробки соляною кислотою.

Різні типи ґрунту з неоднаковою інтенсивністю поглинають радіоактивні елементи (табл. 13.1).

Таблиця 13.1

Сорбція радіонуклідів у ґрунтах, %

Радіонуклід	Дерново-підзолистий ґрунт		Чорнозем
	супіщаний	суглинистий	
^{90}Sr	66	92	96
^{137}Cs	98	99	99
^{106}Ru	49	65	61
^{144}Ce	98	99	100
^{147}Pm	96	98	99
^{60}Co	94	97	98

З табл. 13.1 видно, що у чорноземах сорбується більше радіонуклідів, ніж у суглинистих і супіщаних ґрунтах. Це пояснюється різними факторами, але головним

чином – присутністю у чорноземах значної кількості високодисперсних частинок.

Поведінка конкретних радіоактивних елементів у ґрунті значною мірою залежить від присутності у макрокілкісті їх хімічних аналогів: елементів, схожих з радіонуклідами у хімічному відношенні. Для стронцію – це кальцій, а для цезію – калій. Стронцій і кальцій сорбуються ґрунтом з розчину з майже однаковою інтенсивністю, тому їх співвідношення у розчині і ґрунті досить близькі. Для пари цезій-калій ці співвідношення різняться, оскільки цезій сорбується з розчину твердою фазою ґрунту значно швидше, ніж його аналог – калій. Внесення хімічних аналогів радіонуклідів у ґрунт (для зниження інтенсивності їх міграції у культурні рослини) досить часто практикується в сільськогосподарському виробництві.

Таке збільшення кальцію у ґрунті призводить до зменшення сорбції ^{90}Sr з розчину. Збільшення останнього у ґрунтовому розчині підвищує ймовірність надходження цього радіонукліда в рослини. Але після внесення значних доз кальцію співвідношення між ^{90}Sr і Ca у ґрунтовому розчині змінюється таким чином, що надходження радіонукліда у рослини значно зменшується. Сорбція радіонуклідів твердою фазою великою мірою залежить від присутності у розчині катіонів-конкурентів. Наприклад, ряд зменшення впливу іонів-конкурентів на сорбцію радіонуклідів деякі дослідники подають у такому вигляді:

- для ^{90}Sr : $\text{Al}^{+3} > \text{Fe}^{+3} > \text{Ba}^{+2} > \text{Ca}^{+}$,
- для ^{137}Cs : $\text{Cs}^{+} > \text{Rb}^{+} > \text{NH}_4^{+} > \text{K}^{+} > \text{Na}^{+}$.

За здатністю витіснити з ґрунту ^{60}Co ; ^{91}Y та ^{144}Ce існують такі ряди:

- для ^{60}Co : $\text{Na} < \text{K} < \text{Ca} < \text{Zn} < \text{Al} < \text{Fe} < \text{Cu}$,
- для ^{91}Y та ^{144}Ce у ґрунті без гумусу $\text{Na} < \text{K} < \text{Ca} < \text{Zn} < \text{Cu} < \text{Al} < \text{Fe}$.

Залежно від концентрації стабільних ізотопних носіїв, кислотності, присутності інших катіонів тощо радіонукліди було поділено на 5 груп:

Перша група – Zn, Cd, Co. Характеризується необмінним типом поведінки. Закріплюються у ґрунті за адсорбції мінералами та створення комплексних сполук.

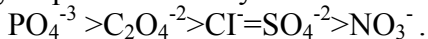
Друга група – Na, Rb, Sr. Характеризується обмінним типом поведінки, тому механізм закріплення у ґрунті – іонний обмін. На міграцію радіонуклідів цієї групи значною мірою впливає присутність інших катіонів

Третя група – Cs. У мікроконцентраціях характеризується необмінним поглинанням, у макроконцентраціях – обмінним.

Четверта група – I, Ce, Pm, Zr, Nb, Fe, Ru. Тип поведінки – поліморфний, а механізм закріплення у ґрунті полягає у створенні комплексів і осадженні колоїдів.

П'ята група – Ag. Може поводитись у ґрунті, як радіонукліди першої, другої та четвертої груп.

Слабкорозчинні сполуки можуть утворюватись радіонуклідами при взаємодії з аніонами ґрунтового розчину. Наприклад, ^{90}Sr переходить у необмінний стан при його взаємодії з аніонами PO_4^{-3} , SO_4^{-2} , CO_3^{-2} і якщо вони та радіостронцій присутні у ґрунтовому розчині, то сорбція останнього твердою фазою ґрунту зростає. За властивістю зв'язувати ^{90}Sr в ґрунтах у важкорозчинні сполуки різні аніони були поставлені у такий ряд:



Зіставляють рухливість радіонуклідів при сорбції їх ґрунтом найчастіше за Тимофєєвою Н.А. і Титляною А.А., які запропонували такі ряди рухливості:

- при сорбції: рутеній > стронцій > церій > іттрій > кобальт > цезій;
- при десорбції: стронцій >> рутеній > церій > кобальт >> цезій > іттрій.

Зважаючи на сказане вище, можна помітити: бета-випромінювач стронцій, що після аварії на ЧАЕС є одним із найбільш розповсюджених радіонуклідів, ще й досить рухливий. Враховуючи це, його відносять до біологічно небезпечних радіонуклідів

13.3. Значення мінералогічного та гранулометричного складу ґрунтів у сорбції радіонуклідів

Повнота сорбції радіонуклідів у ґрунтах значною мірою залежить від їх мінералогічного та гранулометричного складу. В основі поглинальної здатності ґрунту, крім інших факторів лежить присутність у ньому мулистої фракції та деяких глинистих мінералів.

Відомо, що останні є важливим продуктом вивітрювання і назву отримали від глин, складовою частиною яких вони є. За хімічним складом глинисті мінерали належать до вторинних алюмо- і ферросилікатів і завжди містять деяку кількість зв'язаної води. Їх кристалічна решітка має шарувату структуру, а самі кристали досить маленькі – не перевищують 1-2 мікронів. Залежно від кількості шарів, що об'єднуються в елементарні пакети, розрізняють дво-, три- і чотиришарові мінерали. Від їх належності до тієї чи іншої групи частково залежить й інтенсивність сорбції радіонуклідів у ґрунті.

Найбільшу поглинальну здатність мають мінерали монтморилонітової групи. Це тришарові мінерали, елементарний пакет яких складається з двох зовнішніх тетраедричних шарів і внутрішнього – октаедричного. Вершини зовнішніх шарів спрямовані до внутрішнього і суміщаються з вершинами останнього. Зв'язок між сусідніми елементарними пакетами досить слабкий, завдяки чому в цей простір може надходити вода, а також обмінні катіони, в тому числі – деяких радіоактивних елементів. Мінералам цієї групи властиве ізоморфне

заміщення одних іонів іншими. При такому заміщенні радіонукліди входять до складу кристалічної решітки монтморилоніту. Такий вид поглинання катіонів радіоактивних елементів називають *інтраміцелярним*. До глинистих мінералів цієї групи належать асканіт, гумбрін, бентоніт. Всі вони досить міцно фіксують ^{137}Cs і значно слабкіше – ^{90}Sr .

До монтморилонітової групи досить близько стоїть інший тришаровий мінерал – вермикуліт. Він також має кристалічну решітку, що набухає. Катіони магнію, що входять до її складу, можуть заміщуватися іонами радіонуклідів, які заходять у простір між пакетами. Для цього мінералу властива деяка специфічність сорбції іонів цезію.

Найменшу здатність до фіксації ^{137}Cs та ^{90}Sr мають прості двошарові мінерали групи каолініту. Елементарний пакет таких мінералів складається з одного тетраедричного та одного октаедричного шарів, вершини яких спрямовані всередину і збігаються. Складається уявлення, що шари зрослися. Але зв'язок між пакетами є не досить міцним, що й зумовлює певною мірою необмінну сорбцію радіонуклідів.

Слід також зупинитись на поглинанні катіонів радіонуклідів поверхнею кристалічних решіток глинистих мінералів. Такий вид поглинання, коли радіонукліди можуть входити до кристалічної решітки, але досить легко заміщуються катіонами нейтральних солей, називається *екстраміцелярним*.

У порядку зменшення сорбційної здатності щодо радіонуклідів глинисті мінерали можна розмістити у такий ряд: монтморилонітова група > група гідрослюд > група слюд > каолінітова група (табл. 13.2).

Таблиця 13.2

Сорбція радіонуклідів мінералами
(Б.Н. Анненіков, Е.В. Юдинцева, 1991)

Група мінералів	Назва	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs	
		Поглинуто внесеного, %	Витиснено 0,1Н CaCl ₂ , %. поглинутого	Поглинуто внесеного, %	Витиснено 0,1Н CaCl ₂ , %. поглинутого
Монтморилонітів	асканіт	99,1	13,9	99,9	3,3
	гумбрін	96,3	34,2	99,9	7,3
Каолінітів	каолін	95,3	73,6	95,6	19,5
Гідрослюди	вермикуліт	97,7	64,0	99,8	12,6
	гідрофлогопіт	95,4	52,9	99,6	7,0
Слюди	біоптит	94,0	70,6	97,3	46,6
	флогопіт	97,5	69,7	99,7	7,2

Одна з головних ролей в поглинанні радіоактивних елементів ґрунтом належить пилу і мулу, що належать до високодисперсних частинок. Добре відомо, що чим дрібніші фракції ґрунту, тим повніше вони сорбують радіонукліди, тим більша їх вологоємність, що також впливає на міграцію та сорбцію тих чи інших елементів.

Фракції дрібного піску також фіксують радіонукліди (табл. 13.3). При цьому відсоток поглинутого ¹³⁷Cs може сягати 98,0%, що трохи менше, ніж мулистою фракцією. Але різниця полягає ще й у тому, що з піщинок фракції третина поглинутого радіонукліда може бути витіснена. Це, з одного боку, свідчить, що ¹³⁷Cs сорбується головним чином мінеральною частиною ґрунту, а з другого – що рухливість його на піщаних ґрунтах значно вища. І дрібнодисперсними фракціями, і дрібним піском ⁹⁰Sr сорбується не так повно, як ¹³⁷Cs. До того ж він і фіксується ними дуже слабо, тому рухливість його майже завжди вища, ніж ¹³⁷Cs.

Таблиця 13.3

**Сорбція радіонуклідів фракціями
дерново-підзолистого ґрунту
(Б.Н. Анненіков, Е.В. Юдинцева, 1991)**

Фракція	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs	
	Поглинуто, % внесеного	Витіснено, % поглинутого	Поглинуто, % внесеного	Витіснено, % поглинутого
Дрібний пісок	77,1	97,1	98,7	35,0
Пил:				
крупний	89,8	97,7	99,4	20,8
середній	95,2	91,8	99,4	21,0
дрібний	97,1	78,9	99,7	6,7
Мул	97,5	63,9	99,7	2,8

Дослідженнями встановлено, що коефіцієнт переходу радіонуклідів в озиму пшеницю залежить від вмісту фракцій фізичної глини (рис 13.2). Збільшення вмісту фракцій фізичної глини до 30% знижує КП у порівнянні з ґрунтом, що містить 5% фізичної глини майже в 3 рази.

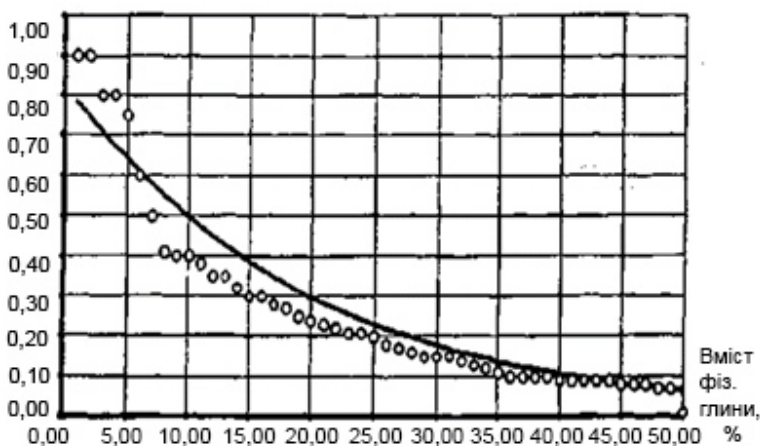
**13.4. Вплив агрохімічних властивостей ґрунту на
рухливість радіонуклідів**

Вище вже зазначалось, що значна кількість радіонуклідів уже в перші роки після переміщення у ґрунт досить міцно фіксується. На перший погляд їх міграція має визначатися співвідношенням водорозчинної, обмінної та інших форм.

Відомо, що чим більше водорозчинних і обмінних форм радіонуклідів у ґрунті, тим швидше вони рухаються. Але після того, як радіонукліди потрапили у ґрунт, з ними відбуваються різноманітні процеси, що змінюють їх рухливість.

Внаслідок утворення важко- і нерозчинних сполук

відбувається хімічне осадження радіонуклідів, завдяки сорбції глинистими мінералами з часом збільшується кількість радіоактивного елемента в кристалічній решітці. На перебіг усіх цих процесів впливає близько 10 характеристик ґрунтових умов.



♦ емпіричні дані – за моделлю Клименка О.М.

Рис. 13.2. Залежність коефіцієнту переходу цезію – 137 в зерно озимої пшениці від вмісту фізичної глини

Найбільш суттєвий вплив на перехід радіонуклідів до сільськогосподарських культур мають агрохімічні властивості ґрунтів (табл. 13.4).

Кислотність ґрунту. У лісах території радіоактивного забруднення України найбільше поширені дерново-підзолисті, оторфовані та торфові ґрунти. Вони відрізняються значною кислотністю, тому тут відмічається зростання частки водорозчинних і обмінних форм ^{90}Sr і ^{137}Cs . У зв'язку з цим в ґрунтах таких типів рухливість ^{90}Sr та ^{137}Cs підвищується, знижується міцність їх фіксації у ґрунті і зростає інтенсивність надходження їх у рослини.

Таблиця 13.4

Залежність коефіцієнту переходу цезію-137 в озиму пшеницю (y) від властивостей дерново-підзолистого ґрунту (x)

Показник родючості ґрунтів	Моделі отримані О.М.Клименко (2006 р.)	Кореляційне відношення	Довірчий інтервал	Моделі, отримані Б.С.Прістером, (1991 р.)
Вміст гумусу Н, % (X ₁)	$y = 0,94 \cdot 0,48^H$	0,95	0; 1,26	$y = 1,02e^{-0,99H}$
Вміст фізичної глини ФГ, %, (X ₂)	$y = 0,83 \cdot 0,95^{ФГ}$	0,97	0; 1,17	-
Обмінна кислотність, рН(kcl) (X ₃)	$y = -1,46 + \frac{10,59}{pH}$	0,94	0; 0,94	$y = 142,6e^{-1,06pH}$
Сума поглинутих основ СПО, мг-екв на 100 г ґрунту (X ₄)	$y = -0,28 + \frac{6,39}{СПО}$	0,93	0; 1,22	$y = 71,5(СПО)^{-2,42}$
Вміст кальцію Ca ²⁺ , мг на 100 г ґрунту (X ₅)	$y = -0,12 + \frac{3,72}{Ca}$	0,89	0; 1,01	$y = 14,6(Ca)^{-1,99}$
Вміст рухомого калію К, мг на 100г ґрунту (X ₆)	$y = -0,072 + \frac{0,099}{K}$	0,94	0; 1,06	$y = 0,025 (K)^{-1,59}$

У той же час ^{60}Co , ^{59}Fe , ^{65}Zn та деякі інші радіонукліди у кислих ґрунтах створюють різноманітні гідролізні та комплексні сполуки, що знижує їх рухливість. У частини радіоактивних елементів може бути кілька підвищень їх рухливості при зміні кислотності ґрунту.

В основі зазначених процесів лежать: пряме розчинення хімічних сполук; витискання окремих хімічних елементів у розчин в результаті поглинання у ґрунті іонів водню; зміни у міцності фіксації гідролізованих форм тощо. Внесення значних доз карбонатів Са, К, Na у кислі дерново-підзолисті ґрунти зумовлює зниження інтенсивності надходження ^{90}Sr і ^{137}Cs у рослини.

Збільшення в ґрунті карбонатів призводить до зменшення кількості фульвокислот, які на відміну від гумінових створюють більше колоїдних сполук. Тому на ґрунтах знижується втричі кількість водорозчинних форм ^{90}Sr (карбонатний чорнозем) та на 4-6% зростає кількість необмінного радіостронцію.

Гранулометричний склад ґрунту. Гранулометричний склад ґрунту впливає на його водні, повітряні, механічні та хімічні властивості.

Піски складаються головним чином з первинних мінералів. У міру зменшення розмірів піщаних частинок збільшується їх вологомісткість. Кількість глинистих мінералів у піщаних ґрунтах незначна.

У фракціях пилу та мулу кількість вторинних мінералів збільшується. З підвищенням вмісту вторинних мінералів сорбційна здатність ґрунтів зростає.

Крім того, на міграцію радіонуклідів у ґрунтах впливають ступінь дисперсності, кількість гумусу та обмінних катіонів у дрібних фракціях.

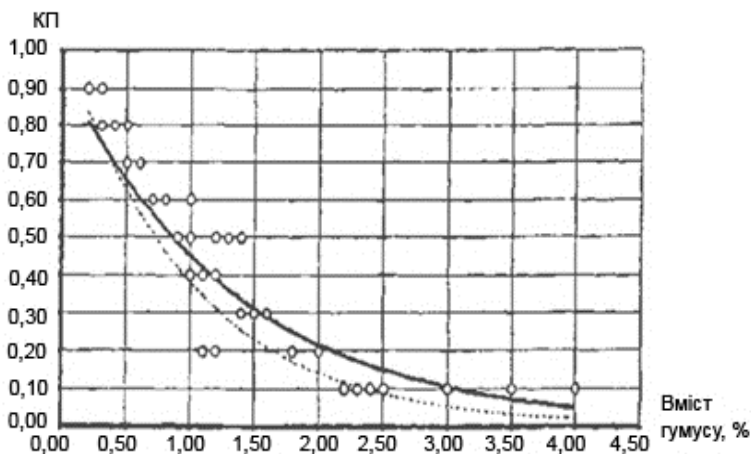
Вміст гумусу. Гумінові та фульвокислоти адсорбують іони і створюють складні комплекси з радіоактивними елементами. Цим вони перешкоджають

надходженню радіонуклідів у рослини.

Частина органічних комплексів з радіонуклідами частково доступна для рослин, при цьому з фульватів доступність ^{90}Sr і ^{137}Cs вища, ніж з гуматів. Рухливість радіонуклідів змінюється залежно від того, в розчинній чи нерозчинній формі перебувають новоутворені органічні комплекси. Але найчастіше збільшення вмісту гумусу в ґрунті зумовлює зниження інтенсивності надходження радіонуклідів у рослини.

Так, наприклад, у лісових ґрунтах спостерігається накопичення та утримання радіоактивних елементів у розкладеній частині лісової підстилки та у верхньому шарі гумусово-елювіального горизонту.

В дерново-підзолистих ґрунтах збільшення вмісту гумусу з 1 до 3% забезпечує зниження переходу ^{137}Cs до озимої пшениці майже у 4,5 рази (рис. 13.3).



• емпіричні дані – за моделлю Климєнка О.М.

---- За моделлю Прістера Б.С.

Рис. 13.3. Залежність коефіцієнту переходу цезію-137 в зерно озимої пшениці

Цікаво, що органічні речовини відіграють визначну роль у сорбції радіоїоду.

Так, при внесенні ^{131}I в дерново-підзолистий ґрунт, вилугований чорнозем і низинний торф його значна частина (37-55%) зв'язується з гумусовими кислотами.

Вміст хімічних аналогів радіонуклідів.

Для рухливості радіонуклідів у системі «ґрунт-рослини» важливе значення має вміст їх аналогів – елементів зі схожими хімічними властивостями.

Для ^{137}Cs та ^{90}Sr це калій і кальцій.

Для кобальту, ітрію, церію – залізо та алюміній. Особливістю цих взаємовідносин є те, що радіонукліди містяться в ґрунтах у мікрокількостях, а їх хімічні аналоги - у макрокількостях.

Численні експерименти вказують, що наявність у ґрунті хімічних аналогів знижує інтенсивність сорбції радіонуклідів ґрунтом із розчину.

В основу заходів, спрямованих на зниження радіоактивного забруднення культурних рослин, покладено внесення в ґрунт добрив, що містять стабільні ізотопи кальцію та калію.

Ґрунтова волога.

Досить істотна роль у міграції радіонуклідів у ґрунті ґрунтової вологи.

Встановлено, що у піщаних дерново-підзолистих ґрунтах ^{90}Sr мігрує вертикальним профілем навіть з гравітаційною водою. В той же час ^{137}Cs і ^{144}Ce не відзначаються такою міграційною здатністю.

Міграційна здатність ^{238}U із збільшенням вологості ґрунту зростає.

На рухливість радіонуклідів в ґрунті впливають тварини. Черв'яки, лісові миші, кроти роблять численні ходи, вздовж яких можуть осипатися верхні забрудненні радіонуклідами шари ґрунту.

Крім того тварини беруть участь у мінералізації тваринних решток, лісової підстилки і переміщенні забрудненої органічної речовини вниз по профілю ґрунту.

Ще одним фактором, що суттєво впливає на перерозподіл радіонуклідів в ґрунті є рослини.

В залежності від біологічних особливостей рослин коефіцієнти накопичення радіонуклідів можуть змінюватися у 8-10 разів.

На поглинання радіонуклідів впливає глибина проникнення кореневої системи рослин.

Рослини, коренева система яких проникає на більші глибини накопичує менше радіонуклідів аніж ті рослини в яких коренева система формується у верхніх забруднених радіонуклідами шарах.

Запитання для самоперевірки

- 1. Охарактеризуйте схему міграції радіонуклідів.*
- 2. Перерахуйте основні закономірності поглинання радіонуклідів.*
- 3. Яку роль в поглинанні радіонуклідів відіграє мінералогічний склад ґрунту?*
- 4. Яку роль в поглинанні радіонуклідів відіграє гранулометричний склад ґрунту?*
- 5. Який вплив на рухливість радіонуклідів чинить кислотність, вологість ґрунту?*
- 6. Які є форми радіонуклідів? Дайте їх коротку характеристику.*
- 7. Як впливає глибина проникнення кореневої системи рослин на поглинання радіонуклідів?*

РОЗДІЛ 14

МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ДЕРЕВНУ ПРОДУКЦІЮ ЛІСУ

- 14.1. Особливості просторового забруднення радіонуклідами території держлісфонду**
- 14.2. Вертикальний розподіл ^{137}Cs у лісових ґрунтах основних типів умов місцезростання**
- 14.3. Міграція радіонуклідів у різних типах ландшафтів**
- 14.4. Міграція ^{137}Cs в основні лісоутворюючі породи**
- 14.5. Розподіл ^{137}Cs в основних компонентах лісових ценозів**

14.1. Особливості просторового забруднення радіонуклідами території держлісфонду

Відомо, що ліси за своїми можливостями і властивостями у житті людей і держави відіграють та виконують різноманітні ґрунтозахисні, водорегулюючі, водоохоронні, екологічні, санітарно-гігієнічні, сировинні та інші корисні функції.

За умов потепління клімату та забруднення значних територій України радіонуклідами після катастрофи на Чорнобильській АЕС на перший план виходять властивості лісових екосистем по підтримці по підтримці природної рівноваги біосфери та акумуляції значної кількості радіонуклідів, які мігрують по ланцюгам живлення у лісових біоценозах. У відповідності з цим виявлення закономірностей поведінки радіонуклідів у лісових екосистемах має важливе значення, оскільки дозволяє встановити не лише ступінь радіоактивного

Розділ підготовлений з використанням матеріалів монографії Краснова В. П. Радіоекологія лісів Полісся України. Житомир, 1998. 112 с.

забруднення деревної і недеревної продукції у теперішній час, але й спрогнозувати його на перспективу. На підставі цього стає можливим здійснення планування ведення лісового господарства з врахуванням радіоекологічної ситуації та отримувати екологічно безпечну продукцію лісу. Для встановлення масштабів та закономірностей просторового забруднення радіонуклідами територій лісів України обстеження їх проводились у декілька етапів.

Перше – з червня 1986 р. шляхом замірів потужності експозиційної дози гама-випромінювання з використанням приладу ДП-5В у 16-ти азимутальних напрямках від Чорнобильської АЕС з прив'язкою до кварталних стовбів. Внаслідок проведення цих замірів були встановлені основні напрямки радіоактивного забруднення лісових екосистем та значну їх мозаїчність. Друге – у наступні 1987-1988 рр. проводилось з охопленням значних територій з відбором зразків ґрунту, які аналізувались на вміст радіоцезію на спектрометричній апаратурі. У місцях відбору зразків проводились також заміри потужностей експозиційної дози гама-випромінювання приладом ДРГ-01Т. Третє – у 1989-1992 рр. проводилось шляхом відбору зразків ґрунту, аналізу їх на електроаналізаторах. Деталізацію радіоактивного забруднення лісів здійснювали з дотриманням вимог: 1 зразок ґрунту на 100 га лісу по цезію, 1 зразок на 500 га лісу по стронцію, 1 зразок на 1200 га лісу по плутонію.

Було встановлено, що найпоширенішим радіоактивним елементом-забруднювачем територій лісових екосистем є ^{137}Cs . Одночасно за матеріалами наукових досліджень було виявлено, що найбільша кількість максимально забруднених радіонуклідами площ лісів (без урахування 30-ти кілометрової зони) знаходяться на території Житомирської і Рівненської областей (табл. 14.1).

Таблиця 14.1

Радіоактивне забруднення $^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$ лісів обласних державних лісгосподарських об'єднань України (за В.П. Красновим, 1998)

№ з/п	Об'єднання	Площа обстежених лісів, тис. га	В т.ч. по щільності радіоактивного забруднення (Кі/км ²)							
			До 1,0	1,1-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	10,1-15,0	15,1-40,0	40,1-80,0	>80,0
1	Вінницяліс	216,2	185,1	23,8	6,8	0,5	-	-	-	-
2	Волиньліс	178,4	136,2	36,9	5,3	50,3	-	-	-	-
3	Житомирліс	732,3	292,4	182,5	158,1	13,0	16,4	27,0	4,8	0,6
4	Київліс	372,3	178,0	129,3	38,2	10,7	5,5	4,2	2,6	1,5
5	Рівнеліс	671,5	293,6	215,3	151,1	-	0,3	-	-	-
6	Сумиліс	121,9	109,4	8,0	4,5	-	-	-	-	-
7	Черкасиліс	215,0	176,0	31,1	0,6	0,04	-	-	-	-
8	Чернігівліс	348,6	273,8	47,4	3,3	0,9	0,06	-	-	-
9	Донецькліс	16,0	13,1	2,9	-	-	-	-	-	-
10	Дніпропетровськліс	19,5	19,5	-	-	-	-	-	-	-
11	Кіровоградліс	26,0	25,3	0,7	-	-	-	-	-	-
12	Кримліс	19,8	19,8	-	-	-	-	-	-	-
13	Луганськліс	26,3	25,3	0,9	-	-	-	-	-	-
14	Миколаївліс	6,6	6,6	2,7	-	-	-	-	-	-
15	Одесаліс	44,8	42,1	7,5	-	-	-	-	-	-
16	Тернопільліс	64,8	56,4	-	-	-	-	-	-	-
17	Харківліс	56,4	56,4	-	-	-	-	-	-	-
18	Хмельницьк-ліс	50,0	46,1	3,1	-	-	-	-	-	-
Всього по ГКЛ України		3186,4	1955,1	692,1	396,9	78,4	23,1	31,3	7,4	2,1

Як видно з табл. 14.1 в об'єднаннях Житомирліс і Рівнеліс із площ обстежених лісів 732,3 і 671,5 тис. га, площа лісів із щільністю забруднення ^{137}Cs до 1,0 Кі/км² складала 292,4 і 293,6 тис. га відповідно. Деяко менші площі з щільністю забруднення ґрунтів, лісів, ^{137}Cs були виявлені в об'єднаннях Вінницяліс, Київліс, Черкасиліс.

Слід зазначити, що найбільше лісів, які зазнали радіоактивного забруднення ґрунтів ізотопом цезію понад 15 Кі/км² було виявлено в об'єднанні Житомирліс 16,4 тис. га та Київліс – 5,5 тис. га. Одночасно при проведенні широкомасштабних радіологічних обстежень лісів України була виявлена мозаїчність їх радіоактивного забруднення (табл. 14.2).

Таблиця 14.2

Розподіл площ держлісгоспів Житомирської області по щільності радіоактивного забруднення ¹³⁷Cs (Кі/км²) (за В.П. Красновим, 1998)

Держ-лісгосп	Площа по зонах, га									Ра-зом
	0-1,0	1,1-2	2,1-5	5,1-10	10,1-15,0	15,1-30,0	30,1-40,0	40,1-80,0	>80,0	
Баранівський	44048	79	-	-	-	-	-	-	-	44127
Білокоровицький	12906	25490	18335	1498	1414	388	-	-	-	60031
Бердичівський	31973	-	-	-	-	-	-	-	-	31973
Ємільчинський	11257	28540	11168	-	-	-	-	-	-	50965
Житомирський	42026	-	-	-	-	-	-	-	-	42026
Коростенський	4119	10828	8840	3287	49	-	-	-	-	27123
Коростишівський	44125	-	-	-	-	-	-	-	-	44125
Лугинський	197	8382	13464	5771	1073	1859	284	-	-	31030
Малинський	12261	13743	-	-	-	-	-	-	-	29739
Народицький	825	3362	11065	7951	391	7013	3207	4119	555	41488
Нов.-Волинський	45296	15516	664	-	-	-	-	-	-	66630
Овруцький	112	3914	23889	22681	9868	12014	1539	638	-	74655
Олевський	9285	30294	19399	2304	-	-	-	-	-	61282
Радомишльський	26772	-	-	-	-	-	-	-	-	26772
Словечанський	6278	31630	30972	5391	631	587	131	-	-	75620
Поліський державний заповідник	987	10008	8432	677	-	-	-	-	-	20104
Норинська ДЛМС	-	704	3868	84	-	-	-	-	-	4656
Всього	292467	182491	158321	50308	16426	21861	5161	4757	555	732346

Дані наведені у табл. 14.2 засвідчують, що у держлісгоспах Житомирської області, що розташовані на півдні, щільність радіоактивного забруднення ґрунтів не перевищує $1,0-50 \text{ Кі/км}^2$, тоді як у північних держлісгоспах виявлені зони радіоактивного забруднення ґрунтів понад $5,0 \text{ Кі/км}^2$. Вони складають в цих держлісгоспах відповідно 63, 62 і 30% від загальної площі.

Мозаїчність розподілу чорнобильських викидів по площі характерна також і для територій лісництв (табл. 14.2).

Так, як свідчать дані табл. 14.2 в Словечанському держлісгоспі найвищий рівень радіоактивного забруднення зазнало Веледницьке лісництво в Лугинському держлісгоспі, Лугинське лісництво, а в Білорозовицькому держлісгоспі Білорозовицьке лісництво.

На територіях цих лісництв щільність радіоактивного забруднення ґрунтів ^{137}Cs досягав значень $30,1-40 \text{ Кі/км}^2$, за наявності площ ґрунтів зі щільністю забруднення де $1,0 \text{ Кі/км}^2$ та від $1,0$ до 10 Кі/км^2 .

При цьому слід відмітити, що повидільне обстеження ґрунтів насаджень у межах таксаційних кварталів також показало і на цьому рівні наявності значної мозаїчності радіоактивного забруднення обстежених площ.

Отже, ліси України характеризуються різними рівнями радіоактивного забруднення та наявністю істотної мозаїчності забруднення лісових екосистем ^{137}Cs на рівні кварталів, виділів, лісництв, держлісгоспів і областей.

14.2. Вертикальний розподіл ^{137}Cs у лісових ґрунтах основних типів умов місцезростання

Як відомо ґрунт є початковою ланкою чисельних трофічних ланцюжків живлення у лісових екосистемах. Слід нагадати, що ще у дочорнобильський період у чисельних наукових працях наголошувалось, що

несприятливі умови (грунти легкого гранулометричного складу, висока їх кислотність та перезволоження) обумовлюють високу міграційну здатність ^{137}Cs та ^{90}Sr у лісових екосистемах.

Відомо, що за площею в Поліссі переважають субори (44,9%) для яких характерні дерново-середньопідзолисті свіжі та вологі ґрунти на піщаних і супіщаних моренних і флювіогляціальних відкладах, а також торф'яно-болотні у сирих і мокрих умовах.

Бори менш поширені (24,8%) ґрунти яких переважно дерново-слабопідзолисті свіжі та вологі виключно на флювіогляціальних та еолових відкладах та торф'яні в мокрих умовах. Район їх поширення північна частина регіону.

Сугрудкові умови сформувалися на площі до 22,0%. Найбільш характерними для сугрудків є дерново-слабопідзолисті глинисто-піщані та підзолисто-дернові легкосуглинисті свіжі та вологі ґрунти на лесах.

Слід зазначити, що трофотропи бори-субори-сугруди суттєво різняться за агрохімічними показниками. Так, для ґрунтів борів характерний рН сольовий – 4,8, для суборів – 5,8, а для сугрудків – 5,9.

Ступінь насиченості основами становить 32%, 61%, 76%, а вміст гумусу 1,5%, 1,8% та 2,4% відповідно. Гранулометричний склад цих ґрунтів істотно різниться.

Загальною закономірністю є збільшення глинистої та мулистої фракції у ґрунтах сугрудків у порівнянні з борами. Грудкові умови в Поліссі невеликими масивами на лесових островах регіону, де сформувалися світло-сірі та сірі лісові опідзолені суглинисті вологі ґрунти на лесовидних суглинках.

Гідротопний ряд Лісів Полісся представлений у більшості випадків свіжими (45,4% площі) та вологими (40,9% площі) умовами. Значно менші площі займають

сирі (8,7%), мокрі (2,7%) та сухі (2,3%) гідротопи.

Інтенсивність міграції ^{137}Cs у ґрунтах лісових насаджень обумовлюється в основному вмістом в них гумусу, вологи та кислотністю.

До факторів, що впливають на міграційну здатність радіоцезію у ґрунтах відносять також їх фізико-хімічні властивості і, в першу чергу, їх гранулометричний склад (особливо кількість глинистих та мулистих фракцій) та насиченість основами ґрунтового поглинального комплексу, вмісту у ґрунтах катіонів-аналогів ^{137}Cs (калію, натрію) та іонів-антагоністів, зокрема азоту.

Установлена загальна закономірність в ряді ґрунтів Полісся стосовно того, що максимальна інтенсивність міграції радіонуклідів і їх накопичення у рослинному покриві характерні для ґрунтів з високою вологістю, підвищеною кислотністю, низьким вмістом гумусу, фракцій фізичної глини та вмісту калію.

При вивченні вертикального розподілу валового запасу ^{137}Cs у ґрунтах в різних трофотропах при однаковій вологості, а саме: вологих борах (ґрунт – дерново-середньпідзолистий, піщаний), вологих суборах (ґрунт – дерново-середньпідзолистий, супіщаний), вологих сугрудах (ґрунт дерново-слабопідзолистий, легкосуглинистий) було встановлено, що основна активність ^{137}Cs в цих ґрунтах закумуляована у лісовій підстилці (30% у ґрунті борів, 45% ґрунті суборів та 25% у ґрунті сугрудків) (табл. 14.3).

Із глибиною спостерігається зменшення активності ^{137}Cs як в ґрунтах борів, суборів так і сугрудків.

Слід зазначити, що на інтенсивність вертикальної міграції ^{137}Cs у ґрунтах впливає не лише тип умов місцезростання, але й порода, яка переважає у складі насаджень (табл. 14.4).

Таблиця 14.3

Вертикальний розподіл валового запасу ^{137}Cs у ґрунтах в різних трофотонах Українського Полісся (за В.П. Красновим, 1998)

Глибина, см	Вологий бір		Вологий субір		Вологий сугрудок	
	Запас ^{137}Cs у горизонті		Запас ^{137}Cs у горизонті		Запас ^{137}Cs у горизонті	
	Бк	% від валового запасу у ґрунті	Бк	% від валового запасу у ґрунті	Бк	% від валового запасу у ґрунті
Сучасний опад	81	0,2	23	0,4	9	0,1
H_0 напіврозкладена	14836	42,4	1251	19,9	122	0,4
H_0 розкладена	12600	36,0	1259	20,0	6621	26,5
0-2	3393	9,7	1271	20,2	11912	47,7
2-4	1392	4,0	905	14,4	3380	13,6
4-6	894	2,6	503	8,0	1267	5,1
6-8	535	1,5	300	4,7	833	3,3
8-10	312	0,9	156	2,5	273	1,1
10-12	156	0,5	131	2,1	114	0,5
12-14	130	0,4	117	1,8	96	0,4
14-16	122	0,3	69	1,1	69	0,3
16-18	153	0,4	70	1,1	45	0,2
18-20	98	0,3	76	1,2	49	0,2
20-22	74	0,2	121	1,0	48	0,2
22-24	141	0,4	46	0,9	51	0,2
24-26	54	0,2	33	0,7	60	0,2
Середня щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs (кБк/м ²)	313	-	258	-	422	-

Таблиця 14.4

Вертикальний розподіл запасу ^{137}Cs у 2-см шарах мінерального ґрунту в насадженнях різного породного складу (за В.П. Красновим, 1998)

Глибина, см	ППП-72. Склад деревостану 8С2Б		ППП-82. Склад деревостану 8Б2С	
	Запас ^{137}Cs у горизонті		Запас ^{137}Cs у горизонті	
	Бк	% від валового запасу у ґрунті	Бк	% від валового запасу у ґрунті
0-2	2651	37,1	4175	55,8
2-4	2204	30,9	2097	28,0
4-6	849	11,9	461	6,2
6-8	630	8,8	254	3,4
8-10	322	4,5	149	2,0
10-12	165	2,3	98	1,3
12-14	99	1,4	59	0,8
14-16	67	0,9	45	0,6
16-18	51	0,7	46	0,6
18-20	36	0,5	35	0,5
20-22	26	0,4	31	0,4
22-24	22	0,3	19	0,2
24-26	20	0,3	13	0,2

Як видно з даних таблиці 14.4 на ПП-72, де зростають соснові насадження та ПП-82, де зростають березові насадження 40-річного віку у вологому суборі (зі щільністю забруднення ґрунтів 366 і 344 кБк/м² відповідно) більш інтенсивно перерозподіл радіоцезію між лісовою підстилкою та шарами ґрунту мав місце у березовому насадженні у порівнянні з сосновим. Так, якщо у сосновому насадженні у шарі ґрунту 2-4 см містилось до 30,9% сумарної активності ^{137}Cs ґрунту та у березовому – 28,0%, а у шарах 6-8 см – 8,8 та 3,4% відповідно.

Пояснити виникнення цієї різниці можна тим, що товща лісової підстилки в березовому насадженні незначна

і вона, за відсутності мохового ярусу, швидко мінералізується, що сприяє ^{137}Cs швидко мігрувати у гумусово-алювіальний горизонт дерново-підзолистого ґрунту. Тоді як у сосновому насадженні навпаки, відбувається дуже сповільнена мінералізація підстилки, що сприяє накопиченню ^{137}Cs у її шарах та повільнішому проникненню радіоцезію у глиб ґрунту.

У торф'яно-болотних ґрунтах вертикальна міграція ^{137}Cs вниз по профілю відбувається досить повільно і навіть після 6 років, після катастрофи на ЧАЕС у верхньому шарі ґрунту (0-5 см) знаходиться біля 89% валового його запасу.

Отже, у всіх типах ґрунтів із глибиною відбувається зменшення вмісту радіоцезію, який більш інтенсивно мігрує вглиб ґрунтів у бідних трофотропах в порівнянні із більш багатими.

У вологих умовах спостерігається підвищена вертикальна міграція ^{137}Cs у ґрунтах в порівнянні з більш сухими, тоді як в одному типі умов місцезростання у ґрунтах хвойних насаджень вертикальна міграція радіоцезію відбувається більш повільно, ніж у ґрунтах листяних насаджень.

14.3. Міграція радіонуклідів у різних типах ландшафтів

Ліс здатний довго й міцно утримувати радіонукліди, запобігаючи винесенню їх за межі забрудненої території. Тому ліс впливає на міграцію радіонуклідів у глобальному масштабі. У зв'язку з цим дослідження міграції радіонуклідів у лісових біоценозах і реакцій цих біоценозів на радіонуклідне забруднення є важливим завданням радіоекології, особливо в умовах великомасштабних радіонуклідних забруднень, спричинених великими ядерними аваріями.

Із табл. 14.5 видно, що лісові екосистеми

забруднюються у 3-7 разів більше, ніж ландшафти відкритого типу.

Щодо лісових екосистем важливо знати:

- як впливає радіонуклідне забруднення на виживаність і функції лісу (особливо радіочутливого хвойного);
- яка роль лісу в утриманні радіонуклідів і захисті інших територій від вторинного забруднення ними;
- рівень радіонуклідного забруднення лісового масиву і можливості господарського використання цього масиву.

У разі набігання вітрового потоку на узлісся частина потоку відхиляється вгору, огинаючи лісовий масив, а частина проникає в ліс і фільтрується кронами дерев. Величезна площа поверхні крон дерев порівняно з їхнім об'ємом дає змогу ефективно сорбувати і утримувати радіонукліди, внаслідок чого ліс виконує функцію фільтра стосовно вітрових і дощових потоків, що несуть радіонукліди.

Для оцінки затримувальної здатності лісу прийнято використовувати *коефіцієнт затримування* – відношення кількості затриманих лісом радіонуклідів до загальної кількості радіонуклідів, що випали.

Таблиця 14.5
Відносні коефіцієнти забруднення різних типів ландшафту порівняно з орними угіддями

Тип ландшафту	Відносний коефіцієнт забруднення
Вирубка	1
Луки	1,8
Ліс:	
листяний	3,2
сосновий	4 - 6
березовий	6
мішаний	7,3

Коефіцієнт затримування радіонуклідів у разі вертикального осадження варіює в широких межах залежно від типу і віку насаджень, сезонних та метеорологічних умов і форм випадінь.

Листяні насадження здатні утримувати 10-20% річної кількості атмосферних опадів, а отже, й радіонуклідів, крони хвойних порід – 20-30%. Значення коефіцієнта затримування залежить від тривалості та інтенсивності дощу і снігу. Інтенсивні зливові дощі зумовлюють гірше утримування радіонуклідів, ніж мжичка (мряка) – 95%.

Крони деревних рослин здатні ефективно утримувати також сухі випадання радіонуклідів (особливо ^{131}I) у вигляді частинок і газів. У рослин зі щільними кронами коефіцієнт затримування твердих радіоактивних частинок дорівнює ступеню зімкнутості крон (зімкнутість крон – частка площі крон на одиницю площі лісу). У цілому коефіцієнт затримування радіонуклідів у лісових масивах коливається від 0,2 до 1,0.

Частина радіонуклідів, що залишається в кронах дерев, може проникати у внутрішні тканини рослин і залучатися до обмінних процесів. Адсорбція радіонуклідів (таких, як ^{32}P , ^{40}K , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{06}Rh , ^{37}Cs і ^{144}Ce) після поверхневого забруднення – основний механізм їх надходження у тканини деревних рослин.

Такі радіонукліди, як ^{32}P , ^{40}K і ^{137}Cs , здатні вільно переміщуватися в рослинах і відкладатися в різних органах. Рухливість інших радіонуклідів відносно незначна.

Незалежно від ступеня рухливості радіонуклідів у початковий період після викиду переважає їх рух зверху донизу, із крон під полог лісу. Завдяки цьому основна частина радіонуклідів через певний час зосереджується в лісовій підстилці.

Час такої вертикальної міграції, за який 95% радіонуклідів переходять під полог лісу, становить 1 рік

для листяних лісів, що опадають, і 3 роки для хвойних, де хвоя замінюється повільно.

На рис. 14.1 наведено блок-схему динамічної камерної моделі тюльпанного дерева з коефіцієнтами переходу радіонуклідів.

Спочатку після випадання радіонуклідів у лісі переважає перенесення їх зверху донизу, а потім відбувається перехід ґрунт – корені – стовбур – крона.

З часом настає динамічна рівновага між цими процесами. При цьому рівень, на який щорічне перенесення із ґрунту в надземну масу рослин перевищує зворотнє перенесення внаслідок обпадання листя, відповідає зростанню активності радіонуклідів у біомасі за поточний рік.

Спостерігається повільне підвищення вмісту радіонуклідів у біомасі дерева і промисловій деревині. Подібні ефекти характерні для радіонуклідного забруднення лісу в 30-кілометровій зоні ЧАЕС.

Особливе місце в екосистемі лісу посідають гриби. Так, якщо в перший період після випадання чи аварії радіонуклідне забруднення грибів є тільки поверхневим і незначним, то через кілька років, коли починаються процеси переробки і засвоєння лісової підстилки, радіонуклідне забруднення грибів стає істотним і згодом зростає.

Ця обставина потребує спеціального моніторингу і контролю радіонуклідного забруднення грибів у лісі. У 30-кілометровій зоні ЧАЕС трапляються гриби з питомою активністю радіонуклідів до $3,7 \cdot 10^5$ Бк/кг (10^{-5} Кі/кг).

Потреба в дослідженні рівнів забруднення радіонуклідами деревної продукції обумовлюється насамперед відмінностями в накопиченні лісоутворюючими породами радіонуклідів і насамперед ^{137}Cs та ^{90}Sr .

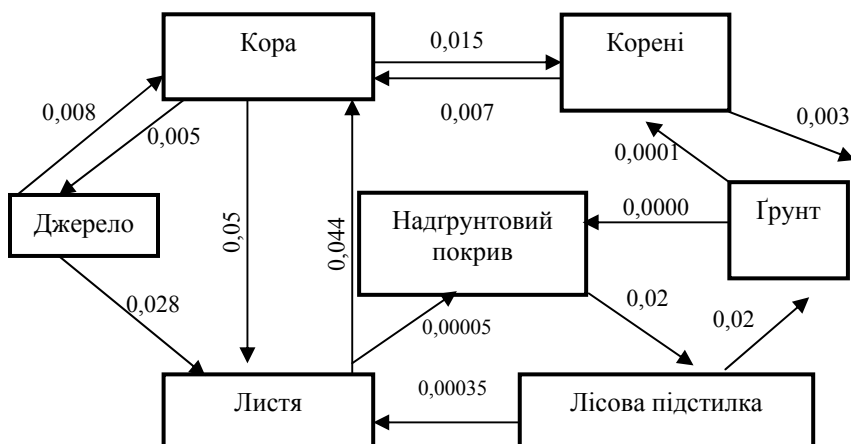


Рис. 14.1. Блок-схема динамічної камерної моделі тюльпанного дерева при надходженні ^{137}Cs (цифрами показано швидкість переходу радіонуклідів з однієї камери в іншу)

14.4. Міграція ^{137}Cs в основні лісоутворюючі породи

За даними досліджень встановлено, що найвища щільність радіоактивного забруднення лісових масивів виявлена на узліссях з навітряної сторони, а в глибині лісових насаджень спостерігається зниження величини ^{137}Cs майже на порядок. З підвітряної сторони зафіксована протилежна картина, лісові насадження забруднені ^{137}Cs в 1,5 рази більше в порівнянні з прилеглими територіями. Така неоднорідність радіоактивного забруднення лісових і аграрних екосистем обумовлюється дією фактора бар'єру з лісових насаджень. Незважаючи на мозаїчність випадень радіонуклідів в їх динаміці у післяварійний період науковці виділяють три періоди. Перший – із моменту викидів до осені 1986 р., в якому відбувалось механічне самоочищення рослинного ярусу під дією вітру та дощів.

У цьому періоді радіонуклідний склад в рослинному ярусі співпадав зі складом радіоактивних випадень, які

позакореневим типом живлення надходили до рослин. Другий період – з осені 1986 р. по 1989 р. – період біологічного самоочищення та підвищення ролі кореневого надходження радіонуклідів до рослин. В радіонуклідному складі збільшується доля ізотопів ^{137}Cs та ^{90}Sr . Третій період розпочався із 1989 р. і триває по теперішній час. У цьому періоді радіонукліди до рослин надходять в основному через їх кореневі системи. Накопичення радіонуклідів у продукції лісового господарства, у цьому періоді, визначається декількома факторами, а саме: розподілом радіонуклідів у наземній частині ценозу і ґрунтовому профілі, форми надходження радіонуклідів у складі радіоактивних випадінь, типу лісу, видовим його складом і віку, виду лісової продукції (після переробки).

Відомо, що радіоактивне забруднення деревини обумовлюється надходженням радіонуклідів через кореневу систему, діаметр якої в 2-5 разів перевищує діаметр крони і досягає від 10 до 20 м, то на процес їх проникнення насамперед впливає величина радіоактивного забруднення верхніх шарів ґрунту в зоні розміщення сосучих коренів дерева.

У сосни довжина горизонтальних коренів перевищує величину радіуса крони в 3,2 рази, а основна маса коренів розміщена на глибині від 10 до 33 см. При зменшенні трофності місцезростання кількість тонких коренів сосни збільшується і, особливо, у 10 см шарі ґрунту.

Дослідженнями динаміки питомої активності ^{137}Cs в тканинах і органах сосни звичайної при різкій щільності радіоактивного забруднення ґрунту впродовж 1991-1995 років (ТУМ-В₃) було встановлено, що підвищений вміст ^{137}Cs спостерігається у фізіологічно активних тканинах та органах сосни (таких як апікальна меристема, хвоя, однорічні пагони, луб) (табл. 14.6).

Таблиця 14.6

Динаміка питомої активності ^{137}Cs в тканинах та органах різних деревних порід на Поліссі в 1991-1995 рр. (за В.П. Красновським, 1998)

Деревна порода	Рік досліджень	Щільність радіоактивного забруднення ґрунту, кБк/м ²	Питома активність, кБк/кг				
			кора		деревина без кори	пагони однорічні	листя, хвоя однорічна
			внутрішня	зовнішня			
Дуб	1991	596,1	0,55	11,95	0,09	0,44	0,56
	1992	644,2	0,92	4,31	0,38	1,80	2,04
	1993	557,0	0,97	9,77	0,32	1,73	2,02
	1994	448,1	0,54	6,78	0,18	1,01	0,86
	1995	562,0	1,35	9,19	0,33	2,73	2,42
Осика	1991	596,1	1,70	5,98	0,24	3,50	3,44
	1992	611,4	1,90	8,07	0,23	1,74	1,85
	1993	581,6	1,18	4,05	0,22	2,15	1,15
	1994	458,5	1,93	4,71	0,24	1,81	-
	1995	493,0	2,98	8,58	0,48	3,67	1,35
Береза	1991	609,5	2,92	4,72	0,88	10,60	5,68
	1992	565,9	3,71	4,75	1,01	6,83	7,60
	1993	427,3	2,80	4,27	0,91	8,12	8,60
	1994	479,4	3,03	4,41	0,64	3,01	2,81
	1995	451,0	3,43	3,74	1,23	8,03	11,29
Сосна	1991	545,9	5,55	6,29	1,43	13,94	19,24
	1992	556,9	8,41	5,66	1,81	35,88	35,38
	1993	526,1	6,96	4,40	1,40	11,25	14,10
	1994	462,1	3,33	0,66	0,90	13,78	11,09
	1995	474,0	3,34	3,97	1,61	18,85	15,60
Вільха	1991	797,3	3,12	8,82	0,92	5,17	2,71
	1992	751,7	3,93	9,78	1,27	5,16	5,46
	1993	578,1	2,93	2,33	1,12	2,16	2,65
	1994	557,6	2,83	5,31	0,69	3,09	1,38
	1995	669,0	2,98	8,58	0,48	7,52	1,35

Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs (відношення вмісту радіоцезію в органах і рослині до його вмісту в ґрунті) в однорічній хвої та пагонах складає від 2,0 до 4,4 разів, корі внутрішній – 5,5 разів, корі зовнішній – 15 разів, а деревині лише 1,2 рази.

Одночасно було встановлено, що при збільшенні щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs підвищується і радіактивність всіх досліджуваних тканинах та органів дерев сосни звичайної.

Надходження ^{137}Cs до листяних порід має свої особливості.

Експериментальні дані вказують на наявність видової відмінності в накопиченні цими породами радіоцезію.

Найбільша концентрація ^{137}Cs виявлена у сосни, дещо менша – у берези і найменша – у дуба і осики, яка у порядку зменшення утворює наступний ряд: сосна – береза – вільха – дуб – осика.

Установлено, що найбільші значення коефіцієнтів переходу в асиміляційних органах були встановлені для сосни (24,5-63,5), дещо менші – у берези (5,0-25,0), дуба (0,9-4,3), осики (2,0-58).

Невеликі значення коефіцієнта переходу були виявлені для деревини досліджуваних порід: сосни (1,9-3,4), берези (1,3-2,7), осики (0,4-1,0), дуба (0,1-0,6), які ранжуються в наступний ряд:

сосна – береза – осика – дуб.

На ці особливості слід звертати увагу при регламентації використання продукції лісового господарства в умовах їх радіоактивного забруднення.

На надходження ^{137}Cs до деревних порід впливає також вік насаджень (табл. 14.7).

Таблиця 14.7

Динаміка питомої активності ^{137}Cs в тканинах та органах сосни різного віку в 1991-1995 рр. (за В.П. Красновим, 1998)

Рік досліджень	Вік насаджень	Щільність радіоактивного забруднення ґрунту, кБк/м ²	Питома активність, кБк/кг				
			кора		деревина без кори	пагони однорічні	листя, хвоя однорічна
			внутрішня	зовнішня			
1991	0-10	400	3903		892	4261	3552
	11-20	284	10175	12950	2146	24913	22496
	21-40	508	5858	4767	1349	21028	14553
	41-80	690	5723	4923	1042	18192	23063
1992	0-10	651	3283		1220	4341	7691
	11-20	462	3822	4779	1115	10860	8828
	21-40	513	5920	5101	1411	24913	23350
	41-80	614	5432	4443	1086	13776	15300
1993	0-10	704	840		331	2272	1926
	11-20	436	3611	3959	1403	17797	10471
	21-40	441	4470	3371	967	10323	9121
	41-80	602	3092	5079	1163	13671	16373
1995	0-10	587	2040		1556	17454	16345
	11-20	331	3303	1785	994	12698	11940
	21-40	475	3344	3917	1610	15600	17514

Так, за даними таблиці 26 у 1995 році, питома активність загальної кори на висоті 1,3 м у віці 10 років становила – 2040, у віці 11-20 років – 2544, а у віці 21-40 років – 3630 Бк/кг.

Одночасно було виявлено, що вміст радіонуклідів в корі зростає від комля до вершини стовбура, що притаманно всім віковим категоріям. У деревині питома активність при підвищенні віку зростає несуттєво до 40 років (2,0 кБк/кг) з наступним незначним зменшенням до 80 років (1,0-1,2 кБк/кг), тоді як вміст ^{137}Cs у однорічній хвої у ті ж строки зростає до 21 кБк/кг і знижується до

15 кБк/кг.

Різні умови місцезростання вказують на щорічне збільшення інтенсивності накопичення радіонуклідів деревними породами і особливо між крайніми – борами і сугрудками (табл. 14.8).

Таблиця 14.8

Питома активність та інтенсивність накопичення (КН) ^{137}Cs тканинами та органами сосни в борах, суборах і сугрудках (за В.П. Красновим, 1998)

Тканини та органи	Рік досліджень	Питома активність по ТУМ, БК/кг			Коефіцієнт накопичення по ТУМ		
		A ₃	B ₃	C ₃	A ₃	B ₃	C ₃
Кора (зовнішня частина) 1,3 м	1995	3327	3898	3060	0,9	0,7	0,6
	1996	3469	3402	5314	0,9	0,4	1,1
Кора (внутрішня частина) 1,3 м	1995	6434	3702	1405	1,7	0,7	0,3
	1996	7204	7711	1122	1,9	0,7	0,2
Кора загальна, 1,3 м	1995	5318	3120	1829	1,4	0,6	0,4
	1996	5655	5553	2973	1,5	0,5	0,6
Кора загальна 1/2Н	1995	9623	8904	2217	2,6	1,6	0,4
	1996	16922	13247	2299	4,5	1,4	0,5
Кора загальна 3/4Н	1995	10072	8684	1809	2,7	1,5	0,4
	1996	16275	14267	2073	4,3	1,5	0,4
Деревина в корі	1995	2566	2295	435	0,7	0,4	0,1
	1996	4144	3029	486	1,1	0,3	0,1
Деревина без кори	1995	1830	1860	328	0,5	0,3	0,1
	1996	3757	2435	330	1,0	0,3	0,1
Пагони однорічні	1995	42937	14643	1978	2,0	2,6	0,4
	1996	54241	46226	3608	4,3	4,8	0,8
Пагони двоохрічні	1995	9636	7547	2729	2,5	1,3	0,5
	1996	14790	13721	1268	3,9	1,4	0,3
Хвоя однорічна	1995	28712	20155	4484	7,3	3,6	0,9
	1996	47704	35272	2839	2,7	3,4	0,6
Хвоя двоохрічна	1995	8629	8034	1894	2,3	1,4	0,4
	1996	18767	10642	1087	5,0	1,0	0,2
Хвойна лапка	1995	11736	13260	2489	3,2	2,4	0,5
	1996	24053	20931	1539	6,4	1,9	0,3
Щільність радіоактивного забруднення ґрунту, кБк/м ²	1995	365	502	419	-	-	-
	1996	326	387	422	-	-	-

Згідно даних табл. 14.8 при рівні забруднення ґрунту 370-555 кБк/м² (10-15 Кі/км²), різниця у питомій активності деревини становила: в 1995 р. 5,6-5,9, а в 1996 р. – 8,5-11,4 рази.

Тобто при високому вмісті в ґрунті ¹³⁷Cs деревина сосни у вологому сугрудку, завдяки незначному його накопиченню залишається відносно екологічно безпечною для використання 328-486 Бк/кг проти 740 Бк/кг по ГДР.

Отже, ведення лісового господарства і використання деревної продукції в умовах радіоактивного забруднення доцільно здійснювати з врахуванням типів умов місцезростання.

14.5. Розподіл ¹³⁷Cs в основних компонентах лісових ценозів

Зазвичай вивчення розподілу радіонуклідів в лісових екосистемах проводять за окремими елементами: деревостану, підліску, підросту, живого покриву, лісової підстилки, ґрунту.

Встановлено, що найбільше ¹³⁷Cs в лісовій екосистемі (сосновий біогеоценоз віком 44 роки) знаходиться у ґрунті (34,8%) і мертвому покриві (свіжий та розкладений опад) – 34,3% від сумарної активності. Тоді як на живий покрив (трав'яний, чагарниковий, моховий, лишайниковий і гриби) приходить лише 16%, а деревний намет акумулює 14,9% радіоцезію від сумарної активності.

При цьому в деревному наметі, при сумарній радіоактивності 995,4 МБк/га, основним накопичувачем ¹³⁷Cs виступає 1 ярус (14,7%). В другому ярусі утримується всього 0,2% сумарної активності ¹³⁷Cs.

Загальна радіоактивність дерева залежить від питомої активності ¹³⁷Cs в його органах (рис. 14.2).

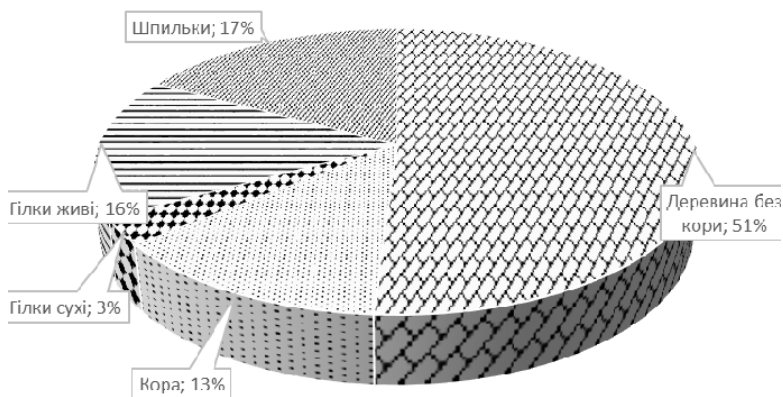


Рис. 14.2. Розподіл сумарної активності ^{137}Cs в основному деревостані

Із рис. 14.2 видно, що при сумарній активності 1 яруса 982,6 МБк/га на долю деревини без кори приходить 51%, тоді як на долю кори – 13%, сухих гілок – 3%, живих гілок – 16%, шпильок сосни – 17%. Таким чином у середньовіковому насадженні більше третини сумарної активності ^{137}Cs знаходиться у ґрунті та підстилці. У деревному наметі акумулюється до 15% радіоцезію, а живому покриві його вміст складає 16%.

Запитання для самоперевірки

1. Охарактеризуйте особливості просторового забруднення лісів радіонуклідами.
2. Як мігрують радіонукліди в лісових ґрунтах?
3. Охарактеризуйте особливості міграції радіонуклідів в основні лісоутворюючі породи.
4. Яку роль виконує ліс за умов його забруднення радіонуклідами?
5. Від чого залежить рівень забруднення деревної продукції лісу?

РОЗДІЛ 15

МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У НЕДЕРЕВНУ ПРОДУКЦІЮ

15.1. Накопичення радіонуклідів у недеревній продукції лісів

15.1.1. Радіоактивне забруднення сіна

15.1.2. Радіоактивне забруднення деревних соків

15.1.3. Радіоактивне забруднення їстівних грибів

15.1.4. Радіоактивне забруднення дикорослих ягід

15.1.5. Радіоактивне забруднення дикорослої лікарської сировини

15.1.6. Бджільництво

15.2. Зниження вмісту радіонуклідів у харчовій продукції лісу при переробці

15.1. Накопичення радіонуклідів у недеревній продукції лісів

Всі види побічного користування мають практично прямий вихід на отримання харчової продукції лісу, що централізовано заготовлюється лісогосподарськими підприємствами або місцевим населенням для власних потреб. Внесок таких харчових продуктів лісу як гриби та дикорослі ягоди в сумарну дозу внутрішнього опромінення сільського населення Українського Полісся, за оцінками спеціалістів, сягає 35-50%.

Загальними закономірностями радіоактивного забруднення всіх видів продукції, отриманої при побічному користуванні лісом, є:

- збільшення вмісту радіонуклідів у продукції при підвищенні щільності забруднення ґрунту радіонуклідами;
- видоспецифічність вмісту радіонуклідів у різних видах рослин (сировини) в межах кожної з господарських груп видів (ягідних, лікарських, грибах тощо);

- зростання інтенсивності накопичення радіонуклідів при підвищенні вологості ґрунту та меншій його родючості;

- значне варіювання вмісту радіонуклідів в одному виді сировини (продукції) в тому самому місці відбору в різні роки, що пов'язане із впливом погодних умов різних вегетаційних періодів. Більше накопичення радіонуклідів у продукції характерне для вологих, дощових періодів.

Усі наведені вище особливості слід враховувати при заготівлі тієї чи іншої сировини. Критеріями доцільності заготівлі певного виду продукції побічного користування лісом має бути можливість його подальшого господарського використання з урахуванням діючих в Україні нормативів гранично допустимого вмісту радіонуклідів (ДР-97).

15.1.1. Радіоактивне забруднення сіна

На Поліссі України сільське населення заготовляє сіно переважно на природних лісових сінокосах, де також випасає худобу. Радіоактивне забруднення кормових видів (сіна) на цих угіддях значно вище, ніж на сільськогосподарських площах. У лісах на дерново-підзолистих, бідних, кислих, піщаних та супіщаних ґрунтах кормові рослини накопичують радіонукліди в 3-5 разів, а на торфово-болотних – у 10-20 разів інтенсивніше, ніж на сільськогосподарських угіддях.

Середні значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у найважливіші кормові рослини лісових земель для типів лісорослинних умов, де ці види трапляються найбільш масово, наведено в таблиці 15.1.

Основні кормові рослини в умовах суборів Українського Полісся є накопичувачами радіоцезію. Тому до випасання худоби в лісах та заготівлі сіна на лісових луках за цих умов слід підходити диференційовано, з урахуванням

переважаючих кормових видів та напряму тваринництва (молочне - м'ясне). Випасання дійних корів у суборах Полісся недоцільне вже при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs понад 1 Кі/км^2 . У сугрудках випасання худоби та заготівля сіна можливі при величині згаданого показника – 2 Кі/км^2 . При випасанні худоби та заготівлі сіна на ділянках з більшою щільністю забруднення ґрунту радіонуклідами у наведених типах умов місцезростання вміст ^{137}Cs у молоці та м'ясі корів може значно перевищувати граничнодопустимі рівні (за ДР-97-100 Бк/л).

Таблиця 15.1

Середні значення коефіцієнтів переходу (КП) ^{137}Cs до головних кормових видів рослин лісів та лісових лук Українського Полісся

№ з/п	Кормовий вид	Тип умов місцезростання	КП $\text{м}^2 \text{кг}^{-1} 10^{-3}$
1	Моління голуба	В3 – 4	130
2	Верес звичайний	В2 – 3	100
3	Пахучий колосок	В2	44
4	Тонконіг вузьколистий	В2	30
5	Щучка дерниста	В3-4 – С3-4	20
6	Куничник наземний	В2 – В3	19
7	Осока вереснякова	В2	18
8	Перлівка поникла	В2	14
9	Половиця собача	В2 – 3	13
10	Осока трясучковидна	В2-3 – С2-3	13
11	Костриця овеча	А2- В2	9,6
12	Бір розлогий	С2 – 3	7,4
13	Осока гірська	С2 – 3	6,3
14	Конюшина альпійська	С2 – 3	6,2
15	Грястиця збірна	С2 – 3	5,5
16	Куничник пісковий	С2 – 3	3,1
17	В'язіль різнобарвний	С2 – 3	1,2

На природних лісових луках Полісся підвищена інтенсивність накопичення ^{137}Cs основними кормовими видами зумовлюється кількома причинами:

- низькою родючістю ґрунтів;
- перезволоженням ґрунтів торфових та болотистих лук;
- наявністю шару дернини, з якої перехід радіонуклідів до зеленої маси перевищує в кілька разів відповідний показник із ґрунту.

Саме тому при неможливості використання природних лук для заготівлі сіна та випасання худоби на найбільш значних та доступних для механізованого обробітку площах слід здійснити поліпшення лук.

Поверхнєве поліпшення полягає в руйнуванні дернини, внесенні мінеральних (особливо калійних) добрив, поверхнєвому підсіванні суміші видів із невисокою інтенсивністю накопичення радіонуклідів.

Докорінне поліпшення здійснюється після суцільної оранки лук. При цьому є можливість захоронити основну частину сумарної активності радіонуклідів глибше коренезаселеного шару рослин. Після оранки, дискування, боронування тощо підготовлену площу засівають сумішками культурних трав. Після цього ділянка вибуває з побічного користування і переходить до підсобного сільськогосподарського.

Поліпшення природних лук дає змогу значно знизити вміст радіонуклідів у сні лісових сінокосів, що дуже важливо на Поліссі України.

15.1.2. Радіоактивне забруднення деревних соків

Питома активність радіонуклідів, зокрема, ^{137}Cs , у березовому соці низька. Вміст цього радіонукліда у соці берези відповідає контрольним рівням у всіх типах умов місцезростання навіть при щільності забруднення ґрунту

радіонуклідом понад 15 Кі/км^2 . Однак заготівля соку дозволяється (незалежно від типу умов місцезростання) у стиглих насадженнях при щільності забруднення ^{137}Cs до 10 Кі/км^2 . Лімітуючим фактором в цьому випадку є доза зовнішнього опромінення, отримувана робочими лісу при заготівлі соку, а також складність забезпечення чистоти соку внаслідок його забруднення частинками високорадіоактивної кори дерев. При цьому продукція, отримувана на площах зі щільністю забруднення ґрунту 5 Кі/км^2 і вище, підлягає обов'язковому радіаційному контролю.

У дощову погоду березовий сік не заготовляють у зв'язку із можливістю надходження радіонуклідів у прийомники з частинками пилу та у розчиненому стані, змитих з кори водою.

15.1.3. Радіоактивне забруднення їстівних грибів

Гриби є важливою складовою побічної продукції лісу. В зв'язку з особливостями біології їх плодови тіла акумулюють значні кількості ^{137}Cs , що робить цей харчовий продукт лісу критичним з радіоекологічної точки зору.

Радіоактивне забруднення грибів має певні особливості:

- питома активність радіонуклідів у всіх видах грибів залежить від щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Гранично допустимі щільності забруднення ґрунту радіонуклідом, за яких можлива заготівля продукції, становить $2,5 \text{ Кі/км}^2$, хоча в різних типах лісорослинних умов ця величина значно варіює;

- інтенсивність накопичення ^{137}Cs плодовими тілами грибів залежить від виду гриба.

В борах за інтенсивністю накопичення ^{137}Cs у плодкових тілах види грибів утворюють такий ряд:

польський гриб > сиріжки > підберезники >

зеленушки > білі гриби > лисички; у суборах: польські гриби > підберезники > сиріжки > білі гриби > підосичники > лисички;

у сугрудках:

підберезники > сиріжки > білі гриби > лисички;

- інтенсивність накопичення ^{137}Cs плодовими тілами істівних грибів в умовах сугрудків у 3-8 разів менша, ніж у борах, у 10-13 разів ніж у суборах та у 24-30 разів ніж у грудах;

- накопичення даного радіонукліда плодовими тілами таких промислово цінних грибів як білі та лисички значно менше, ніж інших видів, і також залежить від трофності ґрунту. Заготівля цієї продукції дозволяється в лісах за щільності радіоактивного забруднення ґрунту до 3 Кі/км^2 ;

- враховуючи, що при висушуванні грибів їх маса зменшується у 8-20 разів, а існуючі санітарні нормативи для сухих грибів лише в 5 разів вищі, ніж для свіжих, у районах з підвищеним рівнем радіоактивного забруднення слід відмовитися від заготівлі грибів з подальшим їх висушуванням.

В організаційному плані перед заготівлею слід практикувати контрольне збирання грибів з визначенням вмісту в них радіонуклідів.

Всі партії грибів, заготовлених централізовано лісогосподарськими підприємствами, повинні обов'язково проходити радіаційний контроль перед реалізацією.

15.1.4. Радіоактивне забруднення дикорослих ягід

Найінтенсивніше накопичують радіонукліди основні ягідні види Українського Полісся, що належать до родини брусничних: чорниця, брусниця, буяхи, журавлина болотна; менш інтенсивно – інші ягідні види: малина звичайна, суниця лісові, горобина звичайна, калина звичайна (табл. 15.2).

Таблиця 15.2

Коефіцієнти переходу ^{137}Cs із ґрунту у свіжі лісові ягоди в різних типах умов місцезростання

№ з/п	Вид ягідних рослин	ТУМ	КП $\text{м}^2 \text{кг}^{-1} 10^{-3}$
1	Чорниці	B_4	13,8
		B_3	10,6
		B_2	8,2
		C_2	2,0
		C_3	2,4
2	Брусниці	A_2	12,1
		B_3	8,3
3	Буяхи	B_3	9,4
4	Малина звичайна	$\text{B}_3 - \text{C}_3$	6,6
5	Суниці лісові	B_{2-3}	5,8
6	Горобина звичайна	B_{3-4}	1,0
7	Калина звичайна	B_{3-4}	0,3

Оскільки існує тісна залежність між вмістом ^{137}Cs у ягодах певного виду зі щільністю забруднення ґрунту цим радіонуклідом, за відповідними коефіцієнтами переходу можна розрахувати гранично допустиму щільність забруднення ґрунту радіонуклідом, при якій його вміст не буде перевищувати допустимих рівнів.

Інтенсивність накопичення ^{137}Cs у свіжих ягодах різних видів істотно вища за бідних і вологих умов порівняно з багатшими і сухішими.

Заготівля свіжих ягід більшості видів лімітується питомою активністю ^{137}Cs , однак ягід чорниць у сугрудках, горобини звичайної та калини звичайної обмежується граничною зоною ведення лісового господарства (15 Кі/км^2) (табл. 15.3).

Таблиця 15.3

**Гранична щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , при якій
можлива заготівля свіжих ягід* у різних типах умов
місцезростання (за В.П. Красновим, 1998)**

№ з/п	Ягідний вид	ТУМ	Щільність забруднення ґрунту	
			кБк/м ²	Кі/км ²
1	Чорниці	B ₂	97	2,6
		B ₃	71	1,9
		C ₂	555	15,0
		C ₃	555	15,0
2	Брусниці	A ₂	40	1,1
		B ₂	53	1,4
3	Буяхи	A ₃	64	1,7
		A ₄	33	0,9
		B ₃	71	1,9
		B ₄	39	1,1

Примітка: гранично допустима щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs для заготівлі свіжих ягід обчислена за результатами регресійних рівнянь.

Ягоди чорниць у свіжих та вологих суборах можна заготовляти при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs до 2 Кі/км², а в свіжих та вологих сугрудках – до 10 Кі/км²; ягоди брусниць у свіжих борах та свіжих суборах – до 1 Кі/км²; ягоди буяхів у сирих борах та сирих суборах – до 1 Кі/км², а у вологих борах та суборах – до 2 Кі/км².

15.1.5. Радіоактивне забруднення дикорослої лікарської сировини

Накопичення радіоцезію різними видами дикорослої лікарської сировини залежить від комплексу факторів: щільності забруднення ґрунту радіонуклідом, біологічних властивостей видів накопичувати ^{137}Cs із ґрунту, ґрунтових умов тощо. Загальними закономірностями радіоактивного

забруднення згаданої сировини є:

- більш ніж 30-разові міжвидові розбіжності в інтенсивності накопичення ^{137}Cs лікарськими рослинами різних видів в одному типі умов місцезростання;

- значне варіювання в накопиченні радіоцезію рослинами різних систематичних груп. Найбільше накопичують радіоцезій представники родин плаунових, вересових, брусничних, гречкових; посередньо – рослини з родини лілійних, губоцвітих, айстрових, звіробійних; мінімально – рослини з родини кипарисових, валеріанових, ароїдних;

- у трав'янистих видах найбільша концентрація радіоцезію спостерігається у кореневій системі. Далі в порядку зменшення – квіти, плоди, листя, стебла;

- у чагарничків органи за вмістом ^{137}Cs утворюють такий ряд: листя > коріння > ягоди > стебла;

- спостерігається значне накопичення ^{137}Cs в рослинах, корені яких розміщені у верхніх шарах ґрунту, де концентрація радіоцезію максимальна;

- той самий вид у бідних та більш вологих умовах місцезростання накопичує ^{137}Cs в більшій кількості, ніж в багатших та сухіших.

Важливе значення при плануванні заготівлі дикорослої лікарської сировини має використання розрахункових коефіцієнтів переходу (КП) ^{137}Cs в системі «ґрунт – фітомаса». Використовуючи наведені значення КН та регресійні рівняння, можна також знайти гранично допустиму щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , при якій можлива заготівля лікарської сировини, питома активність якої не перевищувала б гранично допустимих рівнів (для дикорослих лікарських рослин згідно з ДР-97-600 Бк/кг). Отримані притримки щільності забруднення ґрунту для заготівлі дикорослої лікарської сировини наведено в табл. 15.4.

Таблиця 15.4

**Гранична щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs ,
при якій можлива заготівля дикоростучої лікарської
сировини* в різних типах умов місцезростання
(за В.П. Красновим, 1998)**

№ з/п	Вид лікарської сировини	ТУМ	Щільність забруднення ґрунту	
			кБк/м ²	Кі/км ²
1	Чорниці, листя	В ₃	12,6	0,34
2	Чорниці, ягоди сухі	В ₃	4,2	0,11
3	Плаун булавовидний, спори	В ₂ – В ₃	3,4	0,09
4	Чистотіл, трава	В ₃	5,3	0,14
5	Брусниця, листя	В ₃	8,0	0,22
6	Багно болотне, пагони	В ₄	8,8	0,24
7	Фіалка триколірна, трава	В ₂ – В ₃	28,4	0,77
8	Перстач білий, трава	С ₂ – С ₃	81,0	2,19
9	Звіробій звичайний трава	В ₂ – В ₃	34,9	0,94
10	Конвалія звичайна, трава	С ₂ – С ₃	67,3	1,82
11	Конвалія звичайна, суцвіття	С ₂ – С ₃	34,2	0,92
12	Крушина ламка, кора	В ₃ – В ₄	21,9	0,59
13	Мучниця, листя	А ₁ – А ₂	30,1	0,81
14	Цмин піщаний, суцвіття	А ₁ – А ₂	95,2	2,57
15	Деревій звичайний, трава	В ₃	253	6,86

Дані табл. 15.4 показують: заготівлю спор плауна булавовидного (В₂-В₃), ягід чорниць для сушіння (як лікарську сировину) (В₃), траву чистотіла звичайного (В₃), пагонів багна болотного, як накопичувачів ^{137}Cs , на Поліссі України слід заборонити.

15.1.6. Бджільництво

Бджоли використовують для медозбору лісові види рослин, що інтенсивно накопичують радіоцезій (чорниці, брусниці, крушину, верес, дрік красильний та ін.) та лучні рослини (переважно бобові – конюшину, люцерну, буркун, а також чебрець, мильнянку лікарську та ін.). Вміст ^{137}Cs у медові, перевищує ДР-97 за щільності забруднення ґрунту у борах та суборах – 1 Кі/км^2 , а у сугрудках – 2 Кі/км^2 . При цьому з усіх продуктів бджолярства найбільша питома активність ^{137}Cs спостерігається у пилку та прополісі, а також у воску, найменший вміст – у медові. Тому мед та інші продукти бджолярства перед споживанням слід перевіряти на вміст в них ^{137}Cs . При цьому радіометричний контроль продуктів бджолярства рекомендується 2-3 рази протягом вегетаційного періоду, згідно з періодами медозбору (залежно від переважання цвітіння тих чи інших видів). Пасіки рекомендується розміщувати на ділянках, де в радіусі 3 км відсутні лісові насадження зі щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs понад 1 Кі/км^2 .

15.2. Зниження вмісту радіонуклідів у харчовій продукції лісу при переробці

Зменшення вмісту радіонуклідів у грибах

Значна радіоактивність грибів потребує зменшення її в продукції переробки. Порівняно прості методи кулінарної обробки грибів дають змогу істотно змінити в них вміст ^{137}Cs (рис. 15.2).

Очищення та відмивання грибів від частинок лісової підстилки та ґрунту є першою стадією їх приготування для кулінарної переробки. Це дає змогу знизити радіоактивність свіжих грибів у 1,1-1,4 рази. При замочуванні у розчині кухонної солі протягом 3-4 годин з наступним подвійним промиванням у проточній воді вміст ^{137}Cs у грибах зменшується у 8,3 рази.

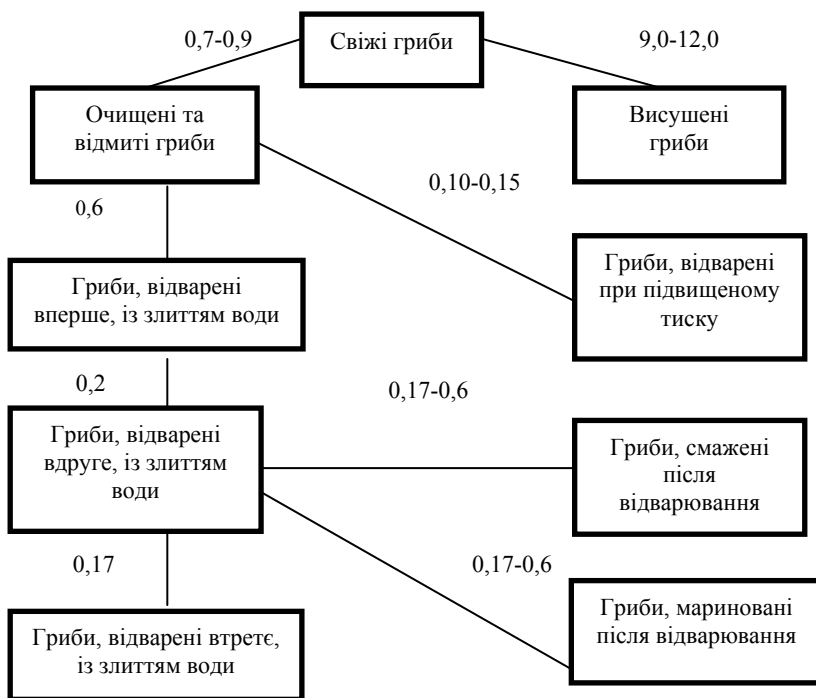


Рис. 15.2. Коефіцієнти зміни питомої активності ^{137}Cs у свіжих плодівих тілах після переробки

Відварювання свіжих грибів в окропі з багаторазовою зміною води також ефективний метод зниження сумарної активності радіонуклідів у грибах.

Наприклад, перше кип'ятіння плодівих тіл протягом 15 хвилин та зливання після цього води зменшує вміст ^{137}Cs у грибах у 1,7 рази порівняно із початковим вмістом, друге кип'ятіння зменшує його у 5,0 разів, а третє – у 5,9 рази. Після цих операцій смаження та маринування грибів вже не зумовлюють помітного зменшення вмісту радіонукліда у грибах. Оскільки більша частина сумарної активності радіонуклідів при відварюванні грибів

переходить у водний розчин, це робить його непридатним для подальшого використання. Небажаним є приготування супів на грибному бульйоні, виготовлення грибного концентрату випарюванням тощо.

Сушіння грибів призводить до збільшення вмісту ^{137}Cs у плодових тілах у 8-12 (30) разів – відповідно до зменшення їх маси. Вимочування сухих грибів у воді дає змогу істотно знизити вміст в них ^{137}Cs . Зокрема, за замочування сухих плодових тіл білого гриба у воді на 6-8 годин з наступним промиванням їх у проточній воді вміст згаданого радіоізоотопу у плодових тілах зменшується в 1,5-3,0 рази. А наступне замочування на 1-2 години у 2% розчині кухонної солі – ще додатково на 20-40%.

Крім того, дослідники наводять порівняльні дані щодо зменшення сумарної активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у грибах за їх кулінарної обробки. Зокрема, після тривалого (протягом 1-2 годин) кип'ятіння грибів залишок в них активності ^{137}Cs становить 20-50%, а ^{90}Sr – 70-90%; після кип'ятіння грибною сировини у 2% розчині кухонної солі цей показник для обох радіонуклідів дорівнює 20%, а у консервованих грибах – 50% для обох радіонуклідів.

Кип'ятіння плодових тіл при підвищеному тиску (в автоклавах) дає змогу зменшити сумарну активність ^{137}Cs у грибах на 60-90%, а додаткове їх засолення та вимочування у воді після цього – на 98-99%. Таким чином, при промисловій переробці грибів можна досягти досить низького вмісту радіонуклідів у кінцевій продукції.

Зменшення вмісту радіонуклідів у ягодах

Миття свіжих ягід водою є обов'язковим перед їх кулінарною переробкою. При цьому завдяки механічному видаленню радіоактивних частинок (поверхневого забруднення) сумарна активність ягід зменшується у 1,1-1,4 рази (рис. 15.3).

За виготовлення соку з лісових ягід вміст ^{137}Cs у

кінцевому продукті зменшується у 2-5 разів порівняно з вихідною сировиною. При перетиранні з цукром та приготуванні джемів і варення з ягід питома активність кінцевого продукту зменшується у 1,5-2,2 рази.

Пов'язано це із розбавленням радіоактивно забруднених ягід нейтральним продуктом - цукром, а також із значним збільшенням ваги кінцевого продукту порівняно з ягодами. При висушуванні ягід питома активність радіонуклідів зростає пропорційно зменшенню маси ягід у 8-10 (15) разів. Оскільки санітарне нормування зважає не на загальну активність радіонуклідів у продукті (на пробу), а на їх питому активність (на одиницю ваги), сушіння ягід, зібраних у лісах, забруднених радіонуклідами - небажаний метод їх переробки та зберігання для подальшого використання.

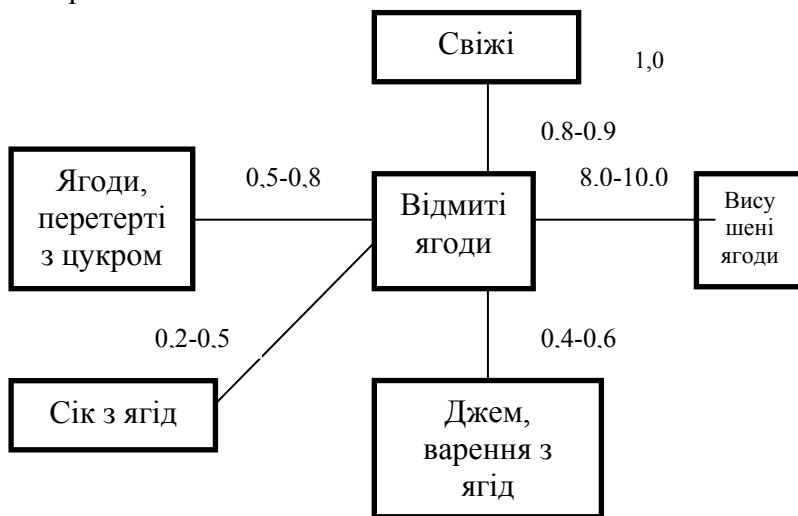


Рис. 15.3. Зміна вмісту ¹³⁷Cs у дикорослих ягодах при їх переробці

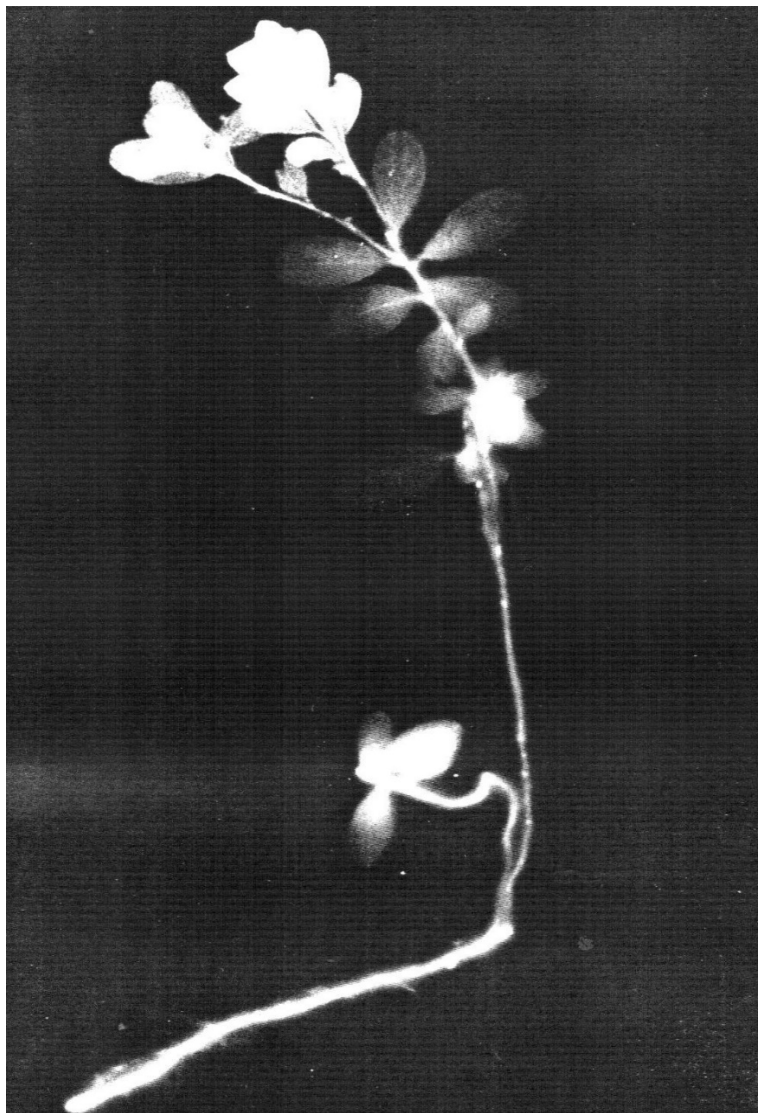


Рис. 15.4. Радіоавтограф стебла брусниці (Фото А.А. Орлова, експозиція 3 місяці). Питома активність у стеблі ^{137}Cs – 47 кБк/кг, ^{90}Sr – 680 Бк/кг

Зменшення вмісту радіонуклідів у м'ясі мисливських тварин

Першою стадією приготування м'яса диких мисливських тварин є вимочування його у воді, солоній воді або солоній воді з додаванням оцту. Це дає змогу знизити вміст радіоцезію у м'ясі у 2,5-5,0 разів (рис. 15.5).

Вимочування ж м'яса, подрібненого на шматки розміром 5х5см, із дво-триразовою зміною розчину зменшує вміст радіонукліда істотніше, не зменшуючи при цьому харчової цінності продукту.

Тривале відварювання (протягом 1-2 годин) ще зменшує вміст згаданого радіонукліда у 3,0-5,0 разів. Однак смаження та копчення м'яса збільшує питому активність ^{137}Cs у кінцевому продукті в 1,1-1,4 (1,6) рази.

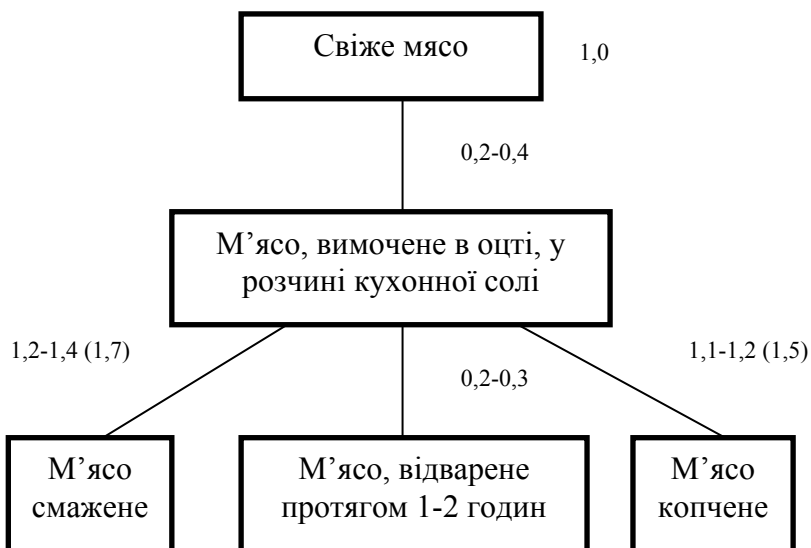


Рис. 15.5. Зміна вмісту ^{137}Cs у м'ясі мисливських тварин при переробці

Зменшення вмісту радіонуклідів у дикорослих лікарських рослинах

При висушуванні дикорослої лікарської сировини, заготовленої у радіоактивно забруднених лісах, відбувається значне (у 5-25 разів) збільшення питомої активності радіонуклідів у кінцевому продукті – пропорційно зменшенню його маси (рис. 15.6).

При цьому мінімальні показники збільшення вмісту радіонуклідів при висушуванні характерні для такої сировини як кора дуба, а максимальні – для ягід чорниці та трави фіалки триколірної.

Понад 90% видів лікарських рослин використовуються у вигляді водних лікарських форм – відварів, настоїв, напарів. До згаданих лікарських форм з сухої лікарської сировини переходить від 30 до 90% сумарної активності ^{137}Cs .

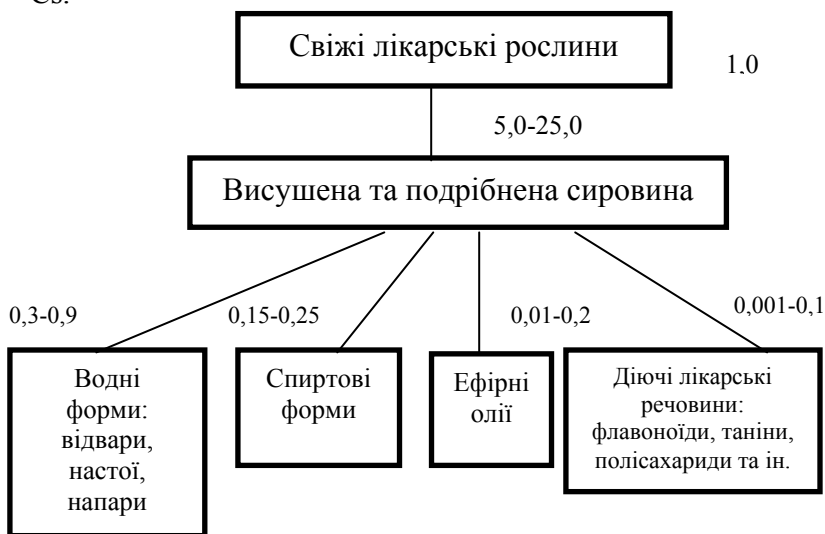


Рис. 15.6. Зміна вмісту ^{137}Cs при переробці дикорослих лікарських рослин

У той же час у спиртові лікарські форми (настойки, екстракти тощо) перехід згаданого радіонукліда значно менший – 15-25%.

Глибока хімічна переробка лікарської сировини дає змогу зменшити вміст ^{137}Cs у кінцевому фармакологічному продукті до мінімальних величин.

Наприклад, в ефірні олії переходить лише 0,1-2,0% початкової активності ^{137}Cs лікарської сировини, а у такі лікарські речовини, як флавоноїди, алкалоїди, таніни, полісахариди – від 0,01 до 1,0%.

Таким чином, найбільш доцільним методом зменшення вмісту радіонуклідів у дикорослій лікарській сировині є її глибока хімічна переробка на спеціалізованих підприємствах.

Запитання для самоперевірки

- 1. Назвіть основні закономірності міграції радіонуклідів у лісових екосистемах.*
- 2. Як відбувається накопичення радіонуклідів у деревній продукції лісу?*
- 3. Як відбувається забруднення не деревної продукції лісу?*
- 4. Охарактеризуйте особливості ведення бджільництва на забруднених радіонуклідами землях.*
- 5. Як можна знизити вміст радіонуклідів у харчовій продукції лісу?*
- 6. Як можна знизити вміст радіонуклідів у м'ясі мисливських тварин?*
- 7. В чому полягають особливості ведення лісового господарства за умов їх радіоактивного забруднення?*

РОЗДІЛ 16 МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ГІДРОЕКОСИСТЕМАХ

16.1. Загальні властивості гідроекосистем

16.2. Розподіл радіонуклідів серед компонентів гідроекосистем

16.3. Радіємність каскаду прісноводних водоймищ

16.1. Загальні властивості гідроекосистем

Як відомо, гідроекосистема у структурі має дві складові – абіотичну (вода, донні відклади з характерними для них фізико-хімічними властивостями) та біотичну, до якої входять організми різних рівнів (бактерії, рослини, тварини), які пов'язані між собою й істотно впливають у процесі функціонування одна на одну.

Основними шляхами надходження радіонуклідів у гідроекосистему є повітряний шлях та поверхневий стік. Після катастрофи на ЧАЕС практично у всіх прісноводних гідро екосистемах міститься ^{137}Cs і ^{90}Sr , що потрапили до них із глобальних випадінь, вторинного вітрового підіймання (перенесення із забруднених територій) та аварійних викидів. Після надходження радіонуклідів у гідроекосистему вони одразу вступають у взаємодію з її абіотичною та біотичною складовими. Процес цієї взаємодії можна оцінити наступними наслідками:

- активність радіонуклідів у воді швидко зменшується за рахунок того, що паралельно зростає активність їх в абіотичних і біотичних компонентах;
- швидкість переходу ^{137}Cs і ^{90}Sr у біологічні об'єкти гідроекосистем суттєво змінюється за часом і

Розділ підготовлений з використанням матеріалів навчального посібника: Кутлахмедов Ю. О., Корогодін В. І., Кольтовер В. К. Основи радіоекології : навч. посіб. Київ : Вища шк., 2003. 319 с.

варіює для різних видів живих організмів;

- через певний проміжок часу після потрапляння в гідроекосистему активність радіонуклідів у її компонентах стабілізується.

Міграція радіонуклідів у гідроекосистемах відбувається суперечливо через численність фізичних і біологічних процесів, що її обумовлюють. Одні процеси зумовлюють розсіювання радіонуклідів, інші навпаки спричиняють концентрацію їх в окремих компонентах гідроекосистеми. Так, акумуляція радіонуклідів в гідроекосистемах зумовлюється фізичними процесами – адсорбцією на поверхнях і одночасно адсорбцією через мембрани клітин із водної фази, а також при живленні гідробіонтів. Значна частина радіонуклідів надходить до фітопланктону та утримуються в ньому. Після відмирання біомаси гідроекосистем радіонукліди акумулюються в детриті.

16.2. Розподіл радіонуклідів серед компонентів гідроекосистем

Численні дослідження засвідчують, що радіонукліди (будь якого походження) у водних об'єктах поглинаються донними відкладеннями, а також живими організмами та залишками рослин і тварин, що відмирають у процесі утворення детриту. Внаслідок цього переважна частина радіонуклідів (90% і більше) концентрується в донних відкладеннях і біомасі водного об'єкту, а вміст їх у воді різко знижується. Це явище слід враховувати як при вирощуванні товарної риби, так і при використанні водойм для дезактивації води при скиданнях на АЕС.

У дослідженнях М.В. Тимофєєва-Ресовського (1961) були встановлені радіонукліди, які інтенсивно накопичуються гідробіонтами ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{95}Zr , ^{144}Ce , ^{97}Mg . Коефіцієнт накопичення для цих радіонуклідів становить десятки тисяч одиниць (на суху масу). Значно

меншою мірою в гідробіонтах накопичуються радіонукліди ^{35}S , ^{51}Cr , ^{106}Rb , ^{90}Sr , ^{115}Cd , з коефіцієнтами накопичення, які не перевищують кілька сотень одиниць (на суху масу).

На накопичення радіонуклідів впливають не лише фізико-хімічні властивості радіонуклідів, а й біологічні властивості різних гідробіонтів. Водна рослинність має більший коефіцієнт накопичення радіонуклідів, аніж тварини, а одноклітинні і нижчі організми накопичують радіонукліди більше, ніж рослини. Слід зазначити, що радіонукліди активно поглинаються не лише живими організмами, що мешкають у водоймах і річках, а й залишками тварин і рослин, що відмирають при утворенні детриту.

Установлено, що для ^{137}Cs і ^{90}Sr у живих і відмерлих рослинах коефіцієнти накопичення приблизно однакові, тоді як ^{106}Ru і ^{144}Ce у відмерлих рослинах вони значно вищі, ніж у живих. Унаслідок цього останні радіонукліди можуть надійно захоронюватись в донних відкладеннях, тоді як ^{137}Cs та ^{90}Sr навпаки можуть десорбуватись з донних відкладень і приймати участь у біологічному колообігу гідроекосистеми.

За результатами досліджень було встановлено, що найменші коефіцієнти накопичення радіонуклідів мають рослини прибережно-водяні, занурені у воду та прикріплені до дна, а найвищі – рослини, що плавають на поверхні води водойм і річок.

Зазначимо, що на величину коефіцієнта накопичення впливає ряд чинників, а саме: концентрація у воді радіонуклідів, фізико-хімічний стан радіонуклідів у воді, рН середовища, температура та освітленість води.

Усереднені коефіцієнти накопичення ^{137}Cs ^{90}Sr для рослин різних груп гідроекосистем представлені у табл. 16.1.

Таблиця 16.1
Усереднені коефіцієнти накопичення ^{90}Sr і ^{137}Cs для рослин
різних екологічних груп

Група рослин	K_n	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Ті, що плавають на поверхні води	860	3440
Занурені у воду, що не мають зв'язку з дном	670	830
Занурені у воду, прикріплені до дна	420	590
Занурені у воду, прикріплені до дна, з листя, що плаває	270	790
Прибережно-водяні	150	600

Із даних табл. 16.1 видно, що коефіцієнти накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr , що плавають на поверхні води, в 57 разів вищі, ніж у макрофітах (прибережно-водяних).

Виявлено, що коефіцієнт накопичення радіонуклідів гідробіонтами залежить від наявності у воді їх хімічних аналогів: для ^{137}Cs – калію, а для ^{90}Sr – кальцію та магнію (табл. 16.2).

Таблиця 16.2
Залежність коефіцієнтів накопичення та дискримінації ^{90}Sr
у водяній рослині водопериці від вмісту Са у воді

Вміст Са у воді, мг/л	$K_n\text{Ca}$	$K_n^{90}\text{Sr}$	$K_d^{90}\text{Sr-Ca}$	Вміст Са у воді, мг/л	$K_n\text{Ca}$	$K_n^{90}\text{Sr}$	$K_d^{90}\text{Sr-Ca}$
19,7	1432	1012	0,7	191,0	205	140	0,7
26,2	1292	754	0,6	226,2	165	95	0,6
43,7	631	519	0,8	287,2	134	75	0,5
83,4	327	292	0,9	331,3	106	75	0,7
128,8	264	168	0,6	633,2	75	42	0,5

Ці явища в радіоекології оцінюються якісно та кількісно з використанням показника коефіцієнта дискримінації (K_d), який визначають за формулою:

$$K_d = K_1/K_2, \quad (16.1)$$

де K_1 – співвідношення вмісту ^{137}Cs і K в організмі;

K_2 – вміст K у воді.

За цією формулою обчислюються коефіцієнти дискримінації для пари $^{90}\text{Sr-Ca}$.

16.3. Радіоємність каскаду прісноводних водоймищ

Здатність гідроекосистем накопичувати радіонукліди, що надходять до них, і отримувати їх впродовж певного часу є їхньою фундаментальною властивістю. Ця їхня властивість може оцінюватися такими показниками: радіоємність гідроекосистеми; питома радіоємність гідроекосистеми.

Радіоємність гідроекосистеми – це максимальна кількість радіонуклідів, що може міститись в екосистемі, не порушуючи її основних трофічних властивостей, а саме: продуктивності, кондиціонування; надійності. Мірою цієї властивості екосистем є показник радіоємності, що визначається відношенням активності радіонуклідів, що міцно сорбовані (поглинуті) компонентами екосистеми до всієї радіоактивності екосистем.

Питома радіоємність гідроекосистеми – це відношення радіоємності певної екосистеми до площі, яку вона займає.

Для оцінки стану та надійності гідроекосистем використовують категорії невизначених кількісних понять: надійності та кондиціонування екосистем. Екосистема може бути надійною за умови одночасного виконання функцій: продуктивності (підтримання свого існування); кондиціонування (підтримання середовища у стані, придатному для цієї екосистеми). Для розуміння кількісних показників радіоємності гідроекосистем розглянемо блок-схему камерної моделі прісноводного водоймища, між якими відбувається перерозподіл радіонуклідів (рис. 16.1).

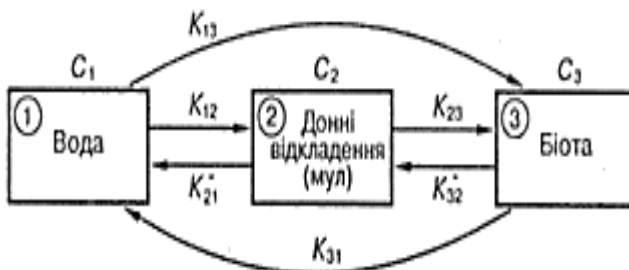


Рис. 16.1. Блок-схема камерної моделі прісноводного водоймища (тут і далі двома цифрами позначено камери, між якими відбувається перерозподіл радіонуклідів (За Ю.О. Кутлахмедов, В.І. Корогодін, В.К. Кольтовер)

Як видно з рис. 16.1 21 камерна модель складається з трьох блоків: вода – донні відкладення – біота. При забрудненні водоймища радіонукліди спочатку надходять у воду, з часом розподіляється в зазначених блоках.

Вода, забруднена радіонуклідами, може містити суміш радіонуклідів у складі різних хімічних сполук, у водорозчинній формі чи у вигляді суспензії.

Експериментально було встановлено, що мулові маси (донні відкладення) мають високу сорбційну здатність щодо різних радіонуклідів і важких металів.

У непроточних водоймах із донними відкладеннями у вигляді сапропелів скинута в них суміш радіонуклідів сорбується у верхніх шарах (10-20 см) і їхня активність у сапропелях в порівнянні з активністю у воді зростає до величин 10^2 - 10^3 .

З часом концентраційна рівновага між водою та донними відкладеннями може зміщуватися в той чи інший бік в залежності від рН води водоймища. При рН води від 8,5 до 9,5 радіонукліди лужноземельної та рідкісноземельних груп утворюють нерозчинні гідроксиди, які випадають в осад. При рН 7,0 десорбція цих радіонуклідів дуже незначна (по ^{137}Cs та ^{90}Sr становить

всього від 0,4 до 5,4%, тоді як при рН 4,5-6,5 надходження радіонуклідів із донних відкладень у воду може сягати до 5% і більше).

У поглинанні та фіксації радіонуклідів з води приймають бактерії, водорості, гриби, найпростіші – час розмноження яких становить від десятків хвилин до декількох годин.

Саме завдяки швидкій зміні їх поколінь (розмноження та відмирання) відбувається переміщення радіонуклідів із води у донні відкладення. При цьому загальна активність радіонуклідів, що переноситься біомасою протягом одного сезону з води до донних відкладень, може у сотні та тисячі разів перевищувати їх активність і живій біоті в кожний момент часу.

Таким чином здійснюється і кондиціювальна функція біоти (очищення води) та функція транспортування радіонуклідів із води в донні відкладення.

На підставі врахування здатності донних відкладень за участю біоти поглинати радіонукліди з води запропонована формула для оцінки радіоемності непроточного прісноводного водоймища (А).

$$A=C \times S \times (H+K_h), \quad (16.2)$$

де S – площа поверхні водоймища, км²;

C – об'ємна активність радіонуклідів у воді, Бк/л;

H – глибина водоймища, м;

K – коефіцієнт накопичення радіонуклідів верхнім шаром донних відкладень, 10³;

h – шар донних відкладень, см.

Наведена формула характеризує стан забруднення будь-якого водоймища (ставка) в умовах, коли настає рівновага між водою і донними відкладами.

Наприклад, якщо об'ємна активність радіонуклідів у воді (C) становить 3,7·10⁴ Бк/л (10⁻⁶ Кі/л), площа поверхні

(S) – 1 км², глибина (m) – 2 м, коефіцієнт накопичення радіонуклідів верхнім шаром донних відкладень – 10 см, то радіоємність цього водоймища (A) становитиме – $3,7 \cdot 10^{15}$ Бк (10^5 Ки). А це означає, що таке водоймище без шкоди для його біомаси може містити радіонукліди активністю до 10^5 Ки.

З часом активність радіонуклідів буде суттєво зменшуватися внаслідок їх розпаду, але і одночасно зростати у процесі переходу радіонуклідів у донні відкладення.

Одночасно знаючи A (радіоємності водоймища) та його площу (S), визначають питому радіоємність за формулою:

$$A^* = A/S. \quad (16.3)$$

Запитання для самоперевірки

- 1. Охарактеризуйте загальні властивості гідроекосистем.*
- 2. Як проходить акумуляція радіонуклідів в гідроекосистемах?*
- 3. Яку роль відіграють донні відкладення у поглинанні радіонуклідів?*
- 4. Яку роль у поглинанні з води радіонуклідів відіграють макрофіти та одноклітинні організми?*
- 5. Як оцінюється стан та надійність гідроекосистем?*

РОЗДІЛ 17 МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ В УРБООКОСИСТЕМАХ

17.1. Надходження радіонуклідів в урбоекосистеми

17.2. Розподіл і міграція радіонуклідів в урбоекосистемі

17.1. Надходження радіонуклідів в урбоекосистеми

Надходження радіонуклідів в урбоекосистеми можливе внаслідок викидів і скидань АЕС у випадках нормального й аварійного режимів їх функціонування, а також внаслідок випробування або примінення ядерної зброї. Викиди за нормального режиму роботи АЕС, а також площі та рівень забруднення територій навколо них є незначними (табл. 17.1).

Таблиця 17.1

*Щільність випадання*довгоіснуючих радіонуклідів на межі
санітарно-захисної зони БМК-1000 у різний
час від початку експлуатації*

(За Ю.О. Кутлахмедов, В.І. Корогодін, В.К. Кольтовер)

Радіо- ну- клід	Щільність випадання радіонуклідів, мкКі ^{***} /км ²					
	Через рік		Через 5 років		Через 30 років	
	СД ^{****}	Реальні	СД	Реальні	СД	Реальні
⁶⁰ Со	3-12	0,1-1,5	10-50	0,4-5	20-100	0,8-10
¹³⁷ Сs	3-10	0,2-0,7	10-60	0,9-40	60-100	4-80
⁹⁰ Sr	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=3,7·10⁴ Бк.

**** СД – допустимі за санітарними нормами викиди.

Розділ підготовлений з використанням матеріалів навчального посібника: Кутлахмедов Ю. О., Корогодін В. І., Кольтовер В. К. Основи радіоекології : навч. посіб. Київ : Вища шк., 2003. 319 с.

Приведенні в табл. 36 дані свідчать, що в режимі нормальної експлуатації блоків АЕС допустимі (СД) і реальні викиди в навколишнє середовище є незначними на межі трикілометрової санітарно-захисної зони. Виходячи з цього, будь-яких радіоекологічних проблем стосовно доз випромінювання для людей, флори та фауни населених пунктів та екосистем поблизу АЕС не повинно фіксуватися.

Кардинально іншою є ситуація у випадках катастроф (як Чорнобильська та Фукусіма-1), внаслідок яких відбулося забруднення радіонуклідами значних територій і відселення з 30-тикілометрової зони в Україні у 1986 р. 116317 жителів із 187 населених пунктів та у Японії з 30-тикілометрової зони – 140000 жителів.

Населення цих територій у період від моменту катастрофи до евакуації за межі 30-тикілометрової зони отримали значні дозові навантаження. Зазнали істотних дозових навантажень і компоненти урбоекосистем.

Так, жителі м. Прип'ять із населенням 60 тис. осіб, більша частина території якого (70%) заасфальтована, зазнали радіоактивного забруднення на рівні їх активності $(3,7-37) \cdot 10^{12}$ Бк/км² (100-1000 Ки/ км²).

Найвищі рівні забруднення було виявлено на ґрунтах міста та на дахах будинків. Радіонукліди з дахів будинків змивалися опадами або з використанням засобів дезактивації (водомети) і надходили до ґрунту. Спостерігалась значна концентрація радіонуклідів біля водостоків труб, на асфальті та в ґрунті.

У період після катастрофи під дією опадів чи змивів доріг водою здійснювалась дезактивація стін будинків, дахів, а також доріг, покритих асфальтом і бетоном.

Стік від дезактивації територій міст надходив у каналізаційні системи і вже після цього – у р. Дніпро. У м. Прип'ять із рівнинним рельєфом величина поверхневого

стоку є незначною, тоді як у м. Києві з пагорбів у долини надходить значний за об'ємом поверхневий твердий і рідкий стік. У подальшому каналізаційною мережею цей стік надходить до міських відстійників, а після цього – у р. Дніпро.

17.2. Розподіл і міграція радіонуклідів в урбоєкосистемі

Установлено, що у післяаварійний період саме в мулі та донних відкладеннях відстійників концентрується та фіксується значна частина радіонуклідів, що випали на місто. Має місце і поглинання радіонуклідів у містах ґрунтовим покривом.

Щодо прямої дії радіонуклідів на біоту в містах були виявлені деякі аномалії. Так, у м. Прип'ять на хвойних деревах унаслідок високих доз зовнішнього опромінення та рівня забруднення мало місце пошкодження точок росту пагонів (морфози в рості і закладанні пагонів).

Слід зазначити, що дезактивація м. Прип'ять виявилась малоефективною, так як дезактивовані будівлі з часом піддаються повторному забрудненню радіонуклідами, які переносяться вітрами.

Значно кращі результати стосовно зменшення колективної дози були досягнуті у Києві за рахунок змивів вулиць і вивозу та захоронення опалого листя 1986 року, рівень питомої активності радіонуклідів у якому досягав значень $3,7 \cdot 10^4$ Бк/кг, що відповідало малорадіоактивним відходам. Загальна маса утилізованого листя становила 20000 т, яке у контейнерах було захоронене у спеціальних могильниках. Економія колективної еквівалентної дози для населення міста після проведення цього контрзаходу була суттєвою і становила $2,1 \cdot 10^4$ люд.-Зв ($2,1 \cdot 10^6$ люд.-бер).

Аналізуючи радіоекологічну ситуацію в Києві, слід відмітити, що у післяаварійний період крім зовнішнього

забруднення радіонуклідами в 1986 р. мали місце й інші шляхи їх надходження, а саме: завезення та споживання продуктів харчування із передмість; споживання населенням питної води; перебування населення в зонах рекреації, які мали радіоактивне забруднення (рис. 17.1).

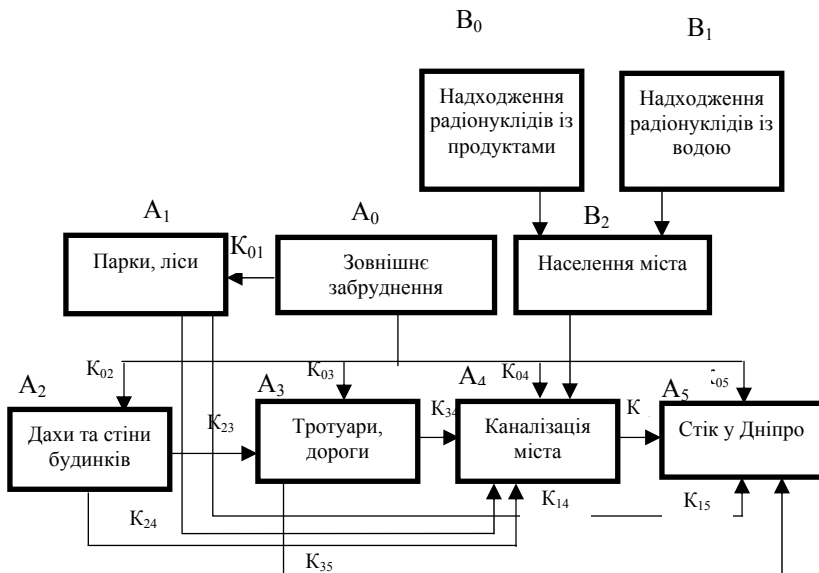


Рис. 17.1. Блок-схема найпростішої камерної моделі великого міста (на прикладі Києва) (За Ю.О. Кутлахмедов, В.І. Корогодін, В.К. Кольтовер)

З наведеної на рис. 17.1 блок-схеми камерної моделі Києва випливає, що основним компонентом екосистеми, який визначає об'єм і міцність утримання радіонуклідів, що надійшли до міста з різних джерел, є каналізація міста.

За розрахунками активність радіонуклідів у каналізаційній мережі Києва становить близько $7,4 \cdot 10^{12}$ Бк (200 Ки) поверхневого забруднення та майже $18,510^{12}$ Бк (500 Ки) внаслідок надходження з продуктами харчування. За умов, що стік радіонуклідів із колекторів і відстійників

міста в Дніпро є незначним, мули та донні відкладення каналізаційної мережі міста можуть утримувати радіонукліди активністю до $25,9 \cdot 10^{12}$ Бк (або 700 Кі). Приймаючи за граничну активність радіонуклідів у стоках міста $3,7 \cdot 10^4$ Бк/ кг можна зробити висновок, що для підтримання цього рівня досить 70000 т мулу, що значно менше реальних кількостей мулу та донних відкладень міста. Отже, радіємність каналізаційної системи Києва ще далеко не вичерпана.

Поверхнєве забруднення радіонуклідами стін, дахів будівель, тротуарів, доріг та скверів і парків Києва після катастрофи на ЧАЕС зумовлює досить таки незначне зростання природного фону (у 1,5-2,0 рази порівняно з аварійним фоном).

Для зниження радіоактивного забруднення міста і дозових навантажень на населення рекомендується здійснювати низки заходів, в тому числі: регулярне миття вулиць, доріг і тротуарів, прибирання квартир, вивезення за межі міста опалого листя. Проведення цих заходів у Києві у післяаварійний період посприяло істотному зниженню дозових навантажень на населення та депонуванню радіонуклідів у міській каналізації.

Запитання для самоперевірки

- 1. У чому полягає основне завдання дослідження радіоекологія міст?*
- 2. Охарактеризуйте шляхи надходження радіонуклідів до міст.*
- 3. Назвіть основні радіонукліди забруднення міст.*
- 4. Охарактеризуйте особливості міграції радіонуклідів в урбоекосистемах.*
- 5. Побудуйте блок-схему камерної моделі великого міста, забрудненого радіонуклідами.*

РОЗДІЛ 18

АНАЛІЗ КОНТРЗАХОДІВ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО НАПРЯМУ, ЯКІ ЗМЕНШУЮТЬ ДОЗОВЕ НАВАНТАЖЕННЯ

18.1. Біологічний ефект іонізуючого опромінення

18.1.1. Основні чинники, що зумовлюють формування дозового навантаження для населення

18.2. Заходи зниження радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції

18.2.1. Дезактивація ґрунтів

18.2.2. Агротехнічні заходи

18.2.3. Агрохімічні та агроеліоративні заходи

18.1. Біологічний ефект іонізуючого опромінення

Біологічний ефект іонізуючою опромінення зумовлюється сукупністю багатьох чинників, зокрема таких, як величина поглиненої дози, її розподіл у часі та просторі, радіочутливість опромінюваних органів і тканин, загальний стан організму в цілому, рівень його захисних сил тощо.

Доза опромінення до 0,25 Гр (25 рад) звичайно не спричиняє помітних відхилень у загальному стані й складі крові. Під впливом дози 0,25-0,5 Гр (25-50 рад) уже можуть виникати окремі зміни у складі крові. Доза 0,5-1 Гр (50-100 рад) зумовлює ще більш виражені зміни в крові та порушення функцій ЦНС та інших органів і систем. Пороговою дозою одноразового опромінення, що здатне спричинити гостре променеве ураження, вважається 1 Гр (100 рад).

Існує досить чітка залежність між дозою опромінення і проявами та перебігом гострої променевої хвороби. Так, під час одноразового опромінення в дозі до 1 Гр спостерігаються зворотні зміни в стані організму, опромінення у дозі 1-2,5 Гр спричиняє виникнення

променевої хвороби у відносно легкій формі, у дозі 2,5-4 Гр – променевої хвороби середньої важкості, у дозі 4-5 Гр – важкої променевої хвороби (без належного лікування гине 50% опромінених), у дозі 5-10 Гр – дуже важкої променевої хвороби (зберегти життя можна лише за умови активного лікування в спеціалізованому стаціонарі).

Різні тканини і органи мають різну радіочутливість. Найчутливішими є кістковий мозок, статеві органи, лімфоїдна тканина, тонка кишка, кристалик ока. Деякі радіонукліди у разі інкорпорації мають високу вибірковість розподілу в організмі, накопичуються в певних органах і тканинах, зумовлюючи більш високу локальну дозу їх опромінення

Наприклад, радіоактивний йод-131 накопичується в щитоподібній залозі, стронцій-90 – переважно в кістковій тканині. Органи (тканини), які мають найвищу радіочутливість або схильні до накопичення інкорпорованих радіонуклідів, отримали назву «критичних».

Тривале опромінення відносно малими дозами – до 0,005 Гр (0,5 рад) на добу, сумарно 0,1-1 Гр (10-100 рад) також може призвести до виникнення хронічної променевої хвороби. Її прояви, як правило, спостерігаються протягом 1-3 років після початку променевого впливу.

Хронічна променева хвороба потребує тривалого спеціального комплексного лікування.

Серйозною загрозою для здоров'я людини, яка перенесла гостру або хронічну променево хворобу, є віддалені наслідки її, маніфести, прояви яких можуть з'явитися через тривалий час (10-20 років) після опромінення.

До таких наслідків належать, зокрема, захворювання, що пов'язані зі змінами генетичного апарату, злоякісні пухлини, хвороби крові, зменшення тривалості життя тощо.

Іонізуюче випромінювання є природним компонентом навколишньої середовища.

Основними складовими природного фону іонізуючого випромінювання є космічне випромінювання, радіоактивні елементи земної кори, будівельних матеріалів, води, повітря, продуктів харчування, а також радіоактивні елементи, які входять до складу тканин живих організмів (інкорпоровані радіонукліди).

Таблиця 18.1

Середньорічні ефективні дози опромінення населення промислово розвинених країн

Основні джерела іонізуючих випромінювань	мкЗв	мбер
<i>Опромінення від природних джерел</i>		
Космічне випромінювання на поверхні Землі	300	30
Природне зовнішнє випромінювання земного походження	400	40
Внутрішнє опромінення	400	40
Опромінення від техногенно-підсиленних джерел	1300	130
Всього від природних джерел	2400	240
<i>Опромінення від штучних джерел</i>		
Джерела медичного опромінення пацієнтів	900 50	90 5
Професійне опромінення		
Інші штучні джерела (в тому числі пов'язані з наслідками аварії на Чорнобильській АЕС)	150	2
Всього від штучних джерел	1100	110
Разом	3500	350

Числові значення лімітів доз встановлюються на рівнях, що виключають можливість виникнення

детерміністичних ефектів опромінення і водночас гарантують настільки низьку ймовірність виникнення стохастичних ефектів опромінення, що вона прийнятна як для окремих осіб, так і для суспільства вцілому (табл. 18.2).

Таблиця 18.2

Ліміти дози опромінення, мЗв/рік

Показники	Категорія осіб, які зазнають опромінення		
	А	В	В
DLe (ліміт ефективної дози)	20	2	1
Ліміти еквівалентної дози зовнішнього опромінення:			
- DL lens (для кришталика ока)	150	15	15
- DL. skin (для шкіри)	500	50	50
- DL, extrim (для кистей і стоп)	500	50	-

У системі заходів радіаційної безпеки населення велике значення має протипроменевий захист у разі медичного опромінення, тобто опромінення людини внаслідок медичного обстеження або лікування.

З огляду на особливості цього виду практичної діяльності протипроменевий захист ґрунтується на таких засадах:

- опромінення має бути обґрунтованим і призначає його для досягнення корисних діагностичних та терапевтичних ефектів, які неможливо отримати іншими методами діагностики й лікування, тільки лікар (принцип виправданості);
- колективні дози, що їх отримує населення під час проведення рентгенологічних процедур, мають бути

настільки низькими, наскільки це доцільно з урахуванням економічних та соціальних чинників (принцип оптимізації);

- величину дози опромінення встановлює індивідуально для кожного пацієнта, виходячи з клінічних показань, тільки лікар, і вона має враховувати необхідність запобігти виникненню детерміністичних ефектів у здорових тканинах та організмі вцілому (принцип не перевищення).

Для контролю за медичним опроміненням людини потрібно проводити облік індивідуальних дозових навантажень. Для цього встановлено спеціальну форму обліку дозових навантажень, яка включає такі дані:

- номер процедури (обстеження);
- дата процедури (обстеження);
- види обстеження;
- ефективна доза за одне обстеження, мЗв;
- медична установа, в якій проведено обстеження;
- посада лікаря;
- підпис лікаря та його прізвище;
- сумарна ефективна доза опромінення за рік;
- підпис головного лікаря медичної установи.

Основні способи дезактивації поверхні

У процесі використання і транспортування радіоактивних речовин, а також унаслідок радіаційних аварій різні поверхні та предмети можуть забруднюватися, що потребує відповідної дезактивації. Розрізняють часткову та повну дезактивацію.

Часткова дезактивація – це комплекс заходів, які забезпечують очищення поверхні від радіоактивного забруднення або таке її оброблення (захисне покриття), що дає змогу зменшити радіоактивне забруднення до рівня, який не становить небезпеки для людей під час тимчасового виконання невідкладних робіт або

пересування. Така дезактивація є тимчасовим заходом і за першої можливості має бути завершена повністю.

Повна дезактивація – це комплекс заходів, спрямованих на повне видалення радіоактивного забруднення та його ізоляцію (поховання) з метою виключення загрози зовнішнього опромінення або надходження радіонуклідів у біологічний ланцюжок.

Основні способи дезактивації: механічний (змивання, зскрібання, зрізання, всмоктування з використанням спеціальних електрореспіраторів), фізичний (осаджування, розведення) та хімічний (поєднання механічної та фізичної дезактивації з використанням різних хімічних засобів). Ще існує біологічний метод умовно-обмеженої дезактивації (використання різних мікро- та макроорганізмів, що кумулюють радіонуклід). Ефективним способом дезактивації води є використання катіоно- та аніонообмінних смол.

Різні форми і методи дезактивації використовують комплексно, в такій послідовності, яка визначається конкретними умовами і метою дезактиваційних заходів.

Основний спосіб дезактивації – змивання забруднень або зняття верхнього шару. Невеликі предмети і поверхні протирають мийними (дезактивуєчими) розчинами. Для дезактивації деяких поверхонь (наприклад, покритих олійною плівкою) інколи використовують оброблення парою.

Для ефективної дезактивації використовують хімічні речовини – комплексоутворювачі. Взаємодіючи з радіоактивними речовинами, вони створюють хімічні комплексні сполуки, більшість з яких розчинні у воді. Такими комплексоутворювачами є, наприклад, солі щавлевої, лимонної та деяких інших кислот, гексаметафосфат натрію тощо.

Одним із найдоступніших засобів для проведення дезактивації є розчин лимонної кислоти (25-30 г лимоннокислого натрію, розчиненого в 1 л води). Перед обробленням (змиванням) забрудненої поверхні водою розчин із комплексоутворювачем має контактувати із цією поверхнею протягом 20-30 хв. Для зняття шару забрудненої фарби доцільно обробити її лужним крохмальним розчином (на 45 л 1-5% розчину лугу слід узяти 300 г крохмального клейстеру).

Для оброблення поверхонь шкіри (зокрема, рук) крім звичайного господарського мила можна використовувати 2-3% розчин лимонної кислоти, мийні засоби (на зволожені руки наносять 5-6 г порошку, розтирають до утворення так званої білої рукавички, яку через 2-3 хв старанно змивають), комплексні розчини різних рецептур.

Після оброблення шкіри і проведення дозиметричного контролю доцільно змастити її пом'якшувальною (ланоліною) маззю. У разі значного забруднення волосся його по можливості слід зголити і після цього обробити шкіру голови.

Вода може бути дезактивована шляхом фільтрації через звичайні (краще іонообмінні) фільтри, відстоювання та дистиляції. Слід пам'ятати, що кип'ятіння води не дезактивує її. Дезактивувальний ефект досягається тільки після її перегонки (випаровування).

Під час випаровування забрудненої води слід ураховувати можливість накопичення радіонуклідів усередині перегінних апаратів і забезпечувати відповідну радіаційну безпеку персоналу. Це стосується й іонообмінних фільтрів, використання яких найдоцільніше і найефективніше в разі дезактивації великих кількостей рідини. У разі дезактивації колодязів спочатку очищують оголовок і стінки зрубу, відкачують 2-3 об'єми води, після чого знімають шар ґрунту на дні й знову відкачують воду.

Таблиця 18.3

Допустимі рівні загального радіоактивного забруднення робочих поверхонь, шкіри (протягом робочої зміни), спецодягу та засобів індивідуального захисту, част/хв·см

Об'єкт забруднення	α-Активні радіонукліди		β-Активні радіонукліди
	окремі	інші	
Неушкоджена шкіра, спецбілизна, рушники, внутрішня поверхня передніх частин засобів індивідуального захисту	1	1	100
Основний спецодяг, внутрішня поверхня додаткових засобів індивідуального захисту	5	20	800
Поверхні приміщень, постійного перебування персоналу та обладнання, що розміщене в них, зовнішня поверхня спецвзуття	5	20	2000
Поверхні приміщень періодичного перебування персоналу та обладнання, що розміщене в них	50	200	8000
Зовнішня поверхня допоміжних засобів індивідуального захисту, що знімаються в санітарних шлюзах	50	200	10000

Способи дезактивації продуктів залежать від виду продукту, тари, а також характеру забруднення. Найбільш безпечними є герметично закриті продукти (баночні консерви), дезактивацію яких можна забезпечити простим обмиванням тари у воді, бажано проточній.

М'ясо, рибу та овочі дезактивують у проточній воді, за необхідності (особливо під час оброблення м'ясних туш) знімають верхній шар, із ковбас знімають оболонку.

Сипкі продукти обережно пересипають у чисту тару. Тверді жири дезактивують шляхом зняття верхнього шару, рослинні олії – тривалим відстоюванням. Максимальна герметизація у відповідній тарі є ефективним способом запобігання радіоактивному забрудненню продуктів і води.

Допустимі рівні забруднення різних поверхонь α - та β -радіонуклідами наведено в табл. 18.3.

Під час виконання дезактивації слід обов'язково дотримуватися таких вимог безпеки: не можна приймати їжу, палити, торкатися заражених поверхонь незахищеними руками, сідати на них; потрібно по можливості перебувати з навітряного боку відносно об'єкта дії, користуватися засобами індивідуального захисту (респіраторами, ізолюючими приладами, захисними костюмами та ін), проходити санітарне оброблення і дозиметричний контроль.

Крім комплексу заходів загального протипроменевого захисту (відповідне проектування приміщень, екранування, контроль допустимого рівня випромінювань, належне інженерне і санітарно-технічне обладнання), всі, хто працює на ділянках з відкритими радіоактивними речовинами (а також відвідувачі), повинні бути забезпечені засобами індивідуального захисту залежно від виду і класу роботи.

Особи, які виконують роботи I класу і окремі роботи II класу, в тому числі персонал, що прибирає приміщення, забезпечуються комбінезонами або костюмами, шапочками, спецбілизною, змінним взуттям (черевиками), рукавичками, носовими хустинками разового користування, захисними масками (респіраторами), а також іншими засобами індивідуального захисту залежно від умов праці та можливого забруднення, в тому числі ізолюючими засобами захисту (пневмокостюмами, кисневими ізолюючими приладами, пневмошоломами та ін.).

Для захисту обличчя та очей використовують

наручні, наголовні та універсальні щитки, окуляри відкритого та закритого типів.

Усі засоби індивідуального захисту мають бути непроникними для радіоактивних речовин, хімічностійкими до агресивних середовищ, до складу яких входять такі речовини, мати конструкцію, що дозволяє легко очищувати поверхні.

У приміщеннях, де проводяться роботи з відкритими ДІВ, категорично забороняється перебувати працівникам без необхідних засобів індивідуального захисту, зберігати продукти, домашній одяг; тютюнові і косметичні вироби та інші предмети, які не стосуються роботи. У цих приміщеннях забороняється приймати їжу і користуватися косметичними засобами.

У системі заходів щодо забезпечення радіаційної безпеки різних груп населення важливе значення належить інструментальному об'єктивному дозиметричному контролю.

На відміну від багатьох інших фізичних та хімічних чинників довкілля іонізуюче випромінювання не сприймаються органами чуття людини (навіть за досить високих рівнів). Тому об'єктивно судити про наявність, характер та рівень радіації вірогідно можливо лише на підставі даних інструментально-дозиметричного дослідження.

Для перерахованих вище цілей використовують різні методи. Усі вони ґрунтуються на безпосередній реєстрації іонізуючого випромінювання або його вторинних ефектів, які виникають у разі взаємодії іонізуючого випромінювання з опромінюваним середовищем.

Розрізняють пристрої для проведення індивідуального та групового дозиметричного контролю. Вони можуть бути як стаціонарними, так і пересувними.

Результати загального й індивідуального радіаційного контролю реєструються і зберігаються протягом 50 років, а під час приведення індивідуального

контролю проводиться облік річної дози, а також сумарної дози за весь період професійної діяльності.

Індивідуальну облікову картку зберігають протягом 50 років після звільнення працівника.

Якщо працівник перейшов на іншу роботу, копія відомостей у разі необхідності передається на нове місце роботи.

Якщо працівника відряджено для тимчасової роботи в зону дії іонізуючого випромінювання, відомості щодо індивідуальних доз, отриманих під час цієї роботи, передаються за місцем основної роботи.

18.1.1. Основні чинники, що зумовлюють формування дозового навантаження для населення

Першу групу становлять усі заходи щодо обмеження споживання забруднених продуктів місцевого виробництва (як негативні, так і позитивні).

Так, у переважній більшості сімей споживання молока і м'яса вимушено низьке через обмеженість кормової бази і, отже, низьку продуктивність худоби.

Багато хто з селян зазвичай передають продукти (молоко, м'ясо, гриби й ягоди) дітям і родичам за межі села. Частина особливо забрудненого молока свідомо або випадково згодують худобі. Більшу частину заготовлюваних грибів, м'яса, картоплі продають або обмінюють.

Друга група чинників – це заходи щодо переведення населення (частково) на споживання екологічно чистих продуктів. Насамперед це стосується харчування дітей, які відвідують школу, дошкільний дитячий заклад.

Таблиця 18.4

Основні чинники, що зумовлюють формування дозового навантаження для населення

Чинник	Спосіб, форма реалізації
<p>Обмеження споживання забруднених продуктів місцевого виробництва (5-15 %)*</p>	<p>Споживання молока і м'яса у переважній більшості сімей вимушено обмежене (часто нижче від фізіологічних норм) через низьку продуктивність тваринництва і нерідко нерівномірне за розподілом між членами родини, зокрема багатодітної.</p> <p>Піст.</p> <p>Постачання дітям та родичам, переважно за межі свого села, молочних і м'ясних продуктів, грибів і ягід, що зменшує частку колективної еквівалентної дози йонізуючого випромінювання, яка реалізується на місці. Частину молока вимушено згодують свійській худобі (телятам, поросяттям).</p> <p>Істотну частку заготовлених грибів і ягід, яловичини і меншою мірою свинини, а також частину молочних продуктів, картоплі реалізують (продають, обмінюють тощо) на ринку.</p> <p>Вибіркове споживання для харчування продукції з приватного господарства з найнижчим рівнем забруднення.</p> <p>Вилучення з раціону і/або зниження споживання найбільш забруднених радіонуклідами продуктів.</p>
<p>Перехід на споживання екологічно чистих (незабруднених радіонуклідами) продуктів харчування (20-30%).</p>	<p>Забезпечення дітей у школах (у більшості сіл) і дошкільних дитячих закладах (подекуди) екологічно чистими продуктами харчування. Забезпечення (подекуди організоване) деяких дорослих за місцем роботи чистими продуктами харчування. Закупівля продуктів харчування на ринках, у приватних підприємств і в державній торгівлі.</p>

продовження табл. 18.4

<p>Перебування поза межами свого населеного пункту (2-5%).</p>	<p>Організоване вивезення дітей для оздоровлення (зазвичай 1 раз на рік). Трудова міграція, переважно вимушена: виїзд дорослих (здебільшого молоді) на тимчасову, часто сезонну, роботу до інших регіонів, країн. Праця людей за межами свого села з «маятниковими» поїздками у робочі дні і споживанням екологічно чистих продуктів.</p>
<p>Посилені заходи радіологічного контролю (5-10%).</p>	<p>Радіологічний контроль на ринках і в КСП (практично суцільний) Радіологічний контроль у приватних господарствах.</p>
<p>Організація кормовиробництва і спеціальні агротехнічні прийоми (10-30%).</p>	<p>Надання кормових угідь для сінокошення і випасання худоби. Окультурення пасовищ. Культурально-технічні, агротехнічні й агрохімічні заходи на сільськогосподарських угіддях (обсяг обмежений через недостатнє фінансування і високу заборгованість (затримки платежів), високу вартість добрив, палива тощо).</p>
<p>Роздільне використання кормів (2-7%).</p>	<p>Роздільне згодовування тваринам кормів різного рівня забруднення, спорадичне переведення їх на годівлю чистими кормами (наприклад, на початку стійлового утримання). Переведення м'ясних тварин на годівлю чистими кормами перед забоєм (обсяг недостатній).</p>
<p>Інформаційно-просвітницька робота (5-15%).</p>	<p>Поширення у школах і серед населення достовірних відомостей щодо радіоактивного забруднення й ознайомлення зі способами запобігання його шкідливому впливу.</p>

**У відсотках наведено відносний внесок різних чинників у формування колективної еквівалентної дози йонізуючого випромінювання в досліджуваному регіоні.*

Там, де таких дітей забезпечують харчуванням, спостерігалося різке зниження дозового навантаження для населення.

Харчування дітей вдома під час літніх канікул призводило до підвищення активності (вмісту) ^{137}Cs в їхніх організмах і дозового навантаження у 1,5-2 рази.

До цієї групи чинників слід віднести часткове харчування екологічно чистими продуктами дорослих за місцем роботи або можливу закупівлю продуктів на ринках.

Проте через економічний занепад цих сіл останній контрзахід використовується дуже обмежено.

Завдяки частковому перебуванню мешканців сіл досліджуваного регіону за його межами – вивезення дітей на оздоровлення (1 раз на рік), трудова міграція – дозове навантаження на них зменшується.

Третю групу чинників становлять заходи створення «чистої» кормової бази: виділення незабруднених радіонуклідами угідь під сіножаті і там, де можливо, окультурення пасовищ.

Ужиття цих заходів дуже обмежене через економічні негаразди, високу вартість робіт.

До цієї групи заходів належить також роздільне використання кормів з різними рівнями забруднення радіонуклідами.

Жителі регіону спорадично або свідомо використовують переведення худоби на годівлю чистими кормами.

18.2. Заходи зниження радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції

Значного зниження радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції, що виробляється на радіоактивно забруднених територіях, можливе за умов застосування захисних заходів (рис. 18.1).



Рис. 18.1. Класифікація заходів, направлених на зниження радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції і дози внутрішнього опромінення людини (за Г. П. Перепелятніковим)

Як видно з рис. 18.1 серед захисних заходів важливу роль відіграють ґрунтові, комплексні та водні. При цьому слід зазначити, що у ранній післяаварійний період слід застосовувати насамперед спеціальні контрзаходи (проводячи евакуацію населення та йодну профілактику).

З часом слід приступати до ґрунтових меліорацій (видалення верхнього шару ґрунту, переорювання ґрунтів). Це посприє не лише зниженню забруднення сільськогосподарської продукції але і дози опромінення населення.

18.2.1. Дезактивація ґрунтів

Щодо зниження колективних еквівалентних доз йонізуючого випромінювання для популяцій певних регіонів України найефективнішими виявились фітодезактивація й механічна дезактивація ґрунтів шляхом зняття тонкого шару ґрунту (за допомогою turf-cutter).

Незважаючи на недостатнє розроблення технології цих методів, вони можуть бути покладені в основу оптимального алгоритму дезактивації забруднених радіонуклідами територій.

Механічний метод дезактивації ґрунтів особливо ефективний на територіях, які не були зорані після аварії. У цьому випадку послідовне використання методів зняття тонкого шару ґрунту і фітодезактивації дає змогу впродовж 4-5 років зменшити колективну еквівалентну дозу випромінювання для населення, що використовує ці землі, в 60-100 разів (табл. 18.5).

Результати використання методу зняття поверхневого шару ґрунту (дерну) за допомогою turf-cutter наведено в табл. 18.6.

Територію, на якій можливо ефективно застосовувати turf-cutter, оцінюють у 340 га торф'яних ґрунтів. Це пасовища, які не були зорані після аварії на ЧАЕС.

Таблиця 18.5

Порівняльна ефективність різних методів дезактивації забруднених радіонуклідами ґрунтів

Метод дезактивації	Коефіцієнт дезактивації за еквівалентною дозою йонізуючого випромінювання		Час для реалізації, років
	Індивідуальною (К _д =1)	Колективною (К _д =2)	
Закріплення (фіксація) поверхні ґрунту	1,2	1,2	1
Зняття дерну за допомогою turf-cutter	20	20	1
Зняття поверхневого шару ґрунту (плугом, бульдозером, скрепером)	6-8	2	1
Глибока оранка	2-3	1	1
Зміна типу ведення господарства (молочне на м'ясне)	2-3	1	1
Внесення в ґрунт більшої за норму кількості добрив	2-3	1	1
Фітодезактивація	3-5	3-5	4-5

Примітка: К_д – колективна доза

За теоретичними оцінками, сумарну колективну еквівалентну дозу йонізуючого випромінювання, що сформована в приватному секторі, оцінюють у 18-27 люд-Зв.

Отже, завдяки застосуванню методу зняття дерну за допомогою turf-cutter можна досягти значного зменшення цієї складової дозового навантаження для населення.

Таблиця 18.6

Очікувана економія колективної еквівалентної дози йонізуючого випромінювання за активністю ^{137}Cs у молоці внаслідок застосування turf-cutter на приватних пасовищах (площа 340 га, $K_d = 20$)

Тип ґрунту	Поверхнева активність ^{137}Cs у ґрунті, Бк (Ки)/ км^2 / (площа, га)	Об'ємна активність ^{137}Cs у молоці, Бк/л		Економія колективної еквівалентної дози йонізуючого випромінювання
		до вжиття контр-заходу	після вжиття контр-заходу	
Підзолистий	(2-5)/(100)	150-200	10	242
	(5-15)/(60)	400-600	25	435
Торф'яний	$(3,7-18,5) \cdot 10^{10}$ (2-5)/ (110)	200-300	15	383
	$(18,5-55,5) \cdot 10^{10}$ (5-15)/ (70)	600-900	40	751
Усього				1810

На основі отриманих результатів досліджень було розроблено оптимальну стратегію реабілітації забруднених радіонуклідами ґрунтів.

Перший варіант алгоритму дезактивації ґрунтів стосується території, які не були зорані після аварії. Якщо ці ґрунти мають виражений шар дерну, оптимальним є застосування turf-cutter для його зняття на глибину 1-5 см. При цьому K_d може досягати 20-60.

Якщо ці ґрунти піщані і не покриті дерном, то можна застосувати їх штучне задерніння. Дослідження на полігоні «Буряківка» продемонстрували, що використання спеціальних водоутримувальних екранів і ефективної

травосуміші дає змогу впродовж 2-3 років сформувати навіть на піщаному ґрунті досить міцну дернину. Ця штучно задернована площа потім може бути дезактивована за допомогою turf-cutter.

Отже, за допомогою зазначеного методу можна досягти високого рівня КД (20-60) практично на всіх відкритих територіях, які забруднені радіонуклідами і не були зорані після аварії.

Другий варіант алгоритму дезактивації було розроблено для ґрунтів, які були зорані після аварії і радіонуклідне забруднення яких охоплює шар ґрунту завтовшки 0-20 см. Найактуальнішим для таких ґрунтів є, на думку автора, використання методу фітодезактивації. Оптимальна система сівозміни рослин з високими коефіцієнтами накопичення (КН = 2-10) і значним урожаєм (4-8 кг/м²) дає змогу впродовж 4-5 років значно знизити рівень радіонуклідного забруднення (до 5 разів за ¹³⁷Cs).

Для реалізації цього універсального алгоритму дезактивації ґрунтів необхідне розроблення спеціальної багатомодульної машини на основі turf-cutter, що здійснюватиме підрізання дерну, пакування його і навантаження для вивезення.

Для економії об'єму ґрунту, який знімають, важливо створити систему попереднього моніторингу поля. Такий моніторинг надасть змогу сканувати площу радіонуклідного забруднення і визначити заздалегідь місця і глибину зняття ґрунту. Експерименти в рамках проекту ЕСР-4 на території Білорусі (с. Савичи) показали, що внаслідок такого часткового (40%) зняття дерну КД становить 3,0, тоді як у разі повного зняття – 4,6. Цей метод вибіркового зняття дерну ефективний щодо оптимізації процесу дезактивації ґрунту.

Отже, на основі двох провідних методів – застосування turf-cutter і фітодезактивації можна в найближчому майбутньому побудувати оптимальну

стратегію дезактивації забруднених радіонуклідами територій України.

18.2.2. Агротехнічні заходи

До агротехнічних заходів належать розміщення культур у сівозмінах та способи обробітку ґрунту.

При розміщенні культур враховують передусім їх біологічну здатність поглинати радіонукліди. Ті з них, що накопичують більше радіонуклідів, розміщують на менш забруднених площах, а більш забруднені поля відводять під культури, які не здатні до нагромадження їх. Завдяки цьому можна значно знизити загальний рівень радіоактивності продукції.

Залежно від зростаючої здатності нагромаджувати радіонукліди сільськогосподарські культури розміщують у такій послідовності:

- зернові і зернобобові:

кукурудза на зерно → просо → ячмінь → озима пшениця → жито → овес → гречка → горох → люпин жовтий;

- кормові культури:

кукурудза на силос → стоколос безостий → тимофіївка лучна → конюшина → соняшник → вика → люпин жовтий.

З овочевих культур у незначних кількостях накопичують радіо-цезій баклажани, цибуля, перець, гарбузи, дещо більше – огірки, томати, часник, кабачки, морква, петрушка. Багато цезію-137 накопичують редис, кріп, капуста білокачанна. Найбільш забрудненими бувають щавель, капуста кольрабі, буряк столовий.

Обробіток ґрунту. Інтенсивність міграції радіоцезію у системі ґрунт – рослина великою мірою залежить від концентрації його у верхньому шарі ґрунту.

Для зниження його концентрації в орному шарі ґрунту в перший рік після аварії як один із контрзаходів рекомендувалося проведення глибокої оранки (30-40 см).

Оранку проводили і при першому корінному поліпшенні природних кормових угідь. Глибина її сягала потужності гумусового горизонту ґрунту.

На Поліссі цей агрозахід сприяв зменшенню щільності забруднення ґрунту радіоцезієм в 1,4-3,0 рази. Повторно орали ґрунт на меншу глибину (25-30 см). За перші п'ять післяаварійних років радіонукліди цезію і стронцію закріпилися в орному шарі ґрунту, тому в подальшому глибоку оранку не рекомендувалося проводити.

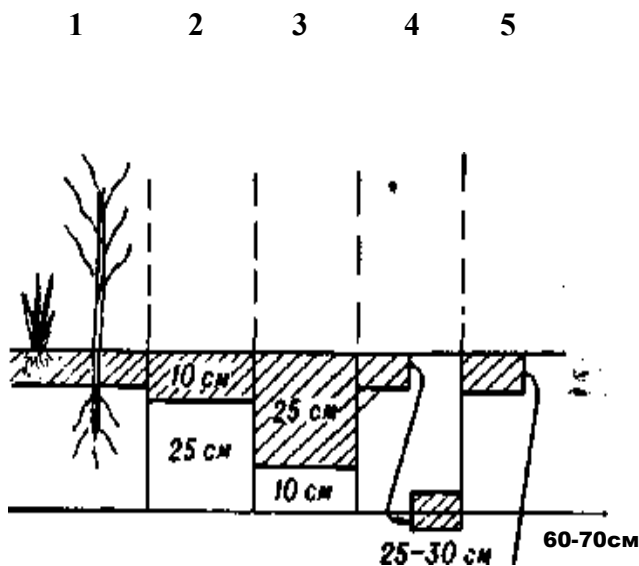


Рис. 18.2. Розподіл радіоактивних речовин в ґрунті при різноманітних способах її обробітку (забруднений шар заштрихований):

1 – природні луки, рослини з мочкуватою і стержневою кореневою системою; 2 – при фрезуванні на глибину 10 см; 3 – при звичайній оранці; 4 – при оранці з передплужниками; 5 – при глибокій оранці плантажним плугом-переміщником горизонтів ППГ-70 з передплужниками

При оцінці ефективності глибокої оранки було встановлено, що об'ємна активність цезію – 137 у молоці після застосування контрзаходу знижувалась в 1,5-2,0 рази (в залежності від типу ґрунту), а економія K_d сягала значень 2,94-8,44 (табл. 18.7).

Таблиця 18.7

**Оцінка ефективності глибокої оранки
(площа 990 га, $K_d = 1,7$)**

Тип ґрунту	Поверхнева активність ^{137}Cs , Бк (Ки)/ км^2 /(площа, га)	Об'ємна активність ^{137}Cs		Економія колективної еквівалентної дози йонізуючого випромінювання, люд.Зв
		до застосування контрзаходу	після застосування контрзаходу	
Підзолистий	$(7,4-18,5) \cdot 10^{10}(2-5)/$ (260)	150-200	100	2,95
	$(18,5-55,5) \cdot 10^{10}(5-15)/$ (150)	400-600	300	4,54
Торф'яний	$(7,4-18,5) \cdot 10^{10}(2-5)/$ (320)	200-300	150	4,84
	$(18,5-55,5) \cdot 10^{10}(5-15)/$ (180)	600-900	440	8,44
Усього				20,77

18.2.3. Агрохімічні та агроеліоративні заходи

Найважливішими серед цих заходів, що сприяють зменшенню надходження радіонуклідів у продукцію рослинництва, а отже, в продукти харчування, є: вапнування кислих ґрунтів, у тому числі на присадибних ділянках; внесення підвищених норм мінеральних добрив; внесення сапропелів і торфокомпостів; корінне і поверхневе поліпшення лук; створення культурних

сіножатеї.

Одним із ефективних заходів зниження коефіцієнта переходу ^{137}Cs у рослинну продукцію й одночасно поліпшення кислотно-основної рівноваги в ґрунтовому розчині є вапнування кислих ґрунтів. Крім того, цей агроеліоративний прийом пом'якшує негативний вплив фізіологічно кислих добрив. Вапнування також значно підвищує родючість кислих ґрунтів. Крім того, внесення вапнякових матеріалів у ґрунт на території, що постраждала внаслідок аварії на ЧАЕС, запобігаючи надходженню радіонуклідів ^{137}Cs у рослинну продукцію, сприяє тим самим зниженню його вмісту в молоці.

На кислих забруднених радіонуклідами ґрунтах рекомендується вносити вапно в нормі 5-6 т/га раз на 2-3 роки. При цьому вміст у вапні фракцій розміром менше 0,01 мм має становити не менше 50-60%. Щороку потрібно вапнувати ґрунти на 85-92 тис. га забруднених територій. Проте програма в жодному з післяаварійних років через брак коштів не виконувалася. Наприклад, у 2000 р. вапнування було проведено лише на 1,6 тис. га, що становить 1,8% від потреби (табл. 18.8).

Радіоекологічна ефективність внесених мінеральних добрив залежить від ґрунтово-кліматичних умов, мінералогічного складу забрудненого радіонуклідами ґрунту, а також від вирощуваної у сівозміні культури. Ефективним є використання добрив для зменшення переходу радіонуклідів у рослини на ґрунтах з низькою природною родючістю (дерново-підзолисті, світло-сірі).

На ґрунтах із середньою і підвищеною забезпеченістю азотом (чорноземи типові, лучно-чорноземні ґрунти) повне мінеральне удобрення (азотно-фосфорно-калійні добрива) призводить до збільшення накопичення в урожаї ^{90}Sr і підвищення надходження в рослини ^{137}Cs . На таких ґрунтах рекомендується внесення

лише фосфорно-калійних добрив.

Крім того, при збільшенні врожаю сільськогосподарських культур за рахунок використання мінеральних добрив вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs на одиницю маси врожаю рослинницької продукції значно знижується, про що свідчить 16-річний досвід використання мінеральних добрив на радіонуклідно забрудненій території України.

Таблиця 18.8

Середні дози внесення вапна на різних типах угідь у зоні Полісся України залежно від кислотності ґрунту та вмісту в ньому органічної речовини, т/га

Угіддя	Ґрунти		
	сильнокислі ($\text{pH}_{\text{KCl}} < 4,5$)	середньокислі ($\text{pH}_{\text{KCl}} 4,5-5,5$)	слабокислі ($\text{pH}_{\text{KCl}} 5,5$ і більше)
<i>Низькогумусовані ґрунти</i>			
Рілля	5,1	3,8	4,4
Сіножаті та пасовища	5,6	4,3	5,3
<i>Органогенні ґрунти *</i>			
Рілля	6,4	4,3	4,2
Сіножаті та пасовища	7,1	5,0	4,1

*Примітка** Ступінь кислотності органогенних ґрунтів встановлюється за гідролітичною кислотністю (H_r , мг-екв/100 г): сильнокислі $H_r > 5,5$, середньокислі $H_r 2,5-5,5$, слабокислі $H_r < 2,5$.

Оскільки азотні добрива збільшують перехід радіоцезію з ґрунту в рослини в 1,2-3 рази, традиційне співвідношення основних елементів живлення слід змінювати. Найбільш ефективним буде внесення повного мінерального добрива із співвідношенням N:P:K, що дорівнює 1:1,5:2. Враховуючи низький рівень родючості ґрунтів на Поліссі, доцільним є внесення підвищених доз мінеральних добрив (на 25-30% більше від розрахункових). Норми внесення добрив залежать від типу

грунту, забезпеченості його поживними речовинами, культури, під яку вносять добриво, а також попередника. Оптимальними співвідношеннями N:P:K для зниження коефіцієнтів надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr вважають відповідно 1:1,5:2 і 1:1,2:1,4 при дозах азоту 60 і 90 кг/га.

Ґрунти Полісся України переважно мало забезпечені обмінними і рухомими формами елементів живлення. Без додаткового внесення в них мінеральних туків тут неможливо отримати достатні врожаї сільськогосподарських культур і знизити коефіцієнти переходу радіонуклідів в продукцію рослинництва. Тому необхідно розробити спеціальні рекомендації щодо обґрунтування оптимальних доз органіки, які забезпечують найвищу радіологічну й економічну ефективність їх використання.

Внесення органічних і місцевих добрив. Нестача коштів і дефіцит мінеральних добрив сьогодні не дають змоги проводити необхідні агрохімічні заходи в потрібних обсягах. У зв'язку з дефіцитом фосфорно-калійних добрив в Україні було прийнято рішення про часткову заміну їх сапропелями й торфокомпостами, які також зменшують надходження радіонуклідів у продукцію рослинництва у 2-4 рази. Нині тільки у Волинській і Рівненській областях щороку видобувають до 290 тис. т сапропелів.

Органічні добрива знижують перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини і насамперед на ґрунтах з низьким вмістом гумусу (дерново-підзолисті та сірі лісові). У місцях, де є можливість добувати нетрадиційні органічні добрива (сапропель і торфокомпости), доцільно вносити їх разом з гноєм. Відповідно до рекомендацій торфокомпост і сапропель вносять за нормою 40-60 і 60-80 т/га один раз на 3 роки. Сапропелі слід вносити на мінеральних ґрунтах під картоплю й овочі для дитячого харчування на половині площі під цими культурами. Це сприяє підвищенню

врожайності цих культур і зниженню надходження в рослини радіонуклідів.

Зниженню переходу радіонуклідів до сільськогосподарських культур сприяє внесення в ґрунти меліорантів (суглинків, маргелів), норма внесення яких сягає 150-200 м³/га. Щоб зменшити об'єми внесення меліорантів розроблена технологія їх внесення у суспензійно-колоїдному стані з застосуванням машини ММВ-10М, яка дозволяє вносити суспензії на різну глибину від 5 до 25 см (рис. 18.3) пошарово. Так, в польовому досліді, при вирощуванні озимої пшениці на контролі вміст цезію – 137 в зерні становив 88,7 Бк/кг, соломі 104,4 Бк/кг, то при внесенні 100 т/га суглинку 30% суспензії суглинку на глибину 20 см вміст цезію – 137 в зерні та соломі озимої пшениці знижувався до 9,8 і 15,4 Бк/кг відповідно.

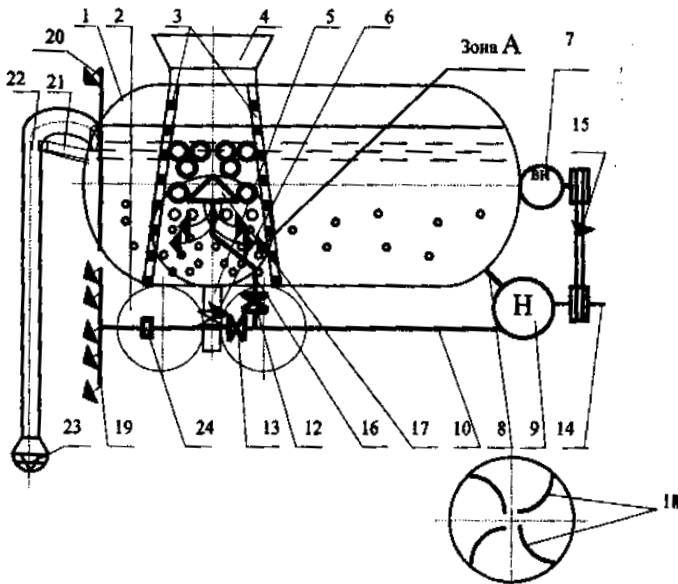


Рис. 18.3. Конструктивна схема машини ММВ-10М для внесення меліорантів (Клименко М.О., Сиротинський О.А., Клименко О.М., 2006)

Поліпшення лук і пасовищ та створення окультурених сіножатей

Отримання чистих в радіоактивному відношенні кормів для худоби залежить від стану лук і пасовищ, а також територій, які відведені під сіножаті. Концентрація радіонуклідів в кормах, заготовлених на природних луках, залежить в першу чергу від типу лук, режиму зволоження та видового складу травостою.

Для поверхневого поліпшення природних лук на протязі всього післязаварійного періоду проводилося їх вапнування за гідролітичною кислотністю з наступним легким боронуванням дернини і внесенням повного мінерального добрива. Рекомендована норма мінеральних добрив становила $N_{60}K_{90}P_{120}$. Найбільші обсяги поверхневого та докорінного поліпшення природних кормових угідь сягали в 1990-1992 рр. відповідно 110,8 тис. га, 126,9 тис. га і 177,2 тис. га. Рівненська та Житомирська області характеризуються найбільшими обсягами робіт з поліпшення лук і пасовищ та проведення їх перезалуження. Починаючи з 1993 р. обсяги зазначених контрзаходів почали значно зменшуватися і в 2001 р. становили лише 4,4 тис. га.

Запитання для самоперевірки

- 1. Які чинники зумовлюють формування дозового навантаження для населення?*
- 2. В чому полягає суть дезактивації забруднених радіонуклідами ґрунтів?*
- 3. Яку ефективність мають агротехнічні заходи?*
- 4. Охарактеризуйте агрохімічні заходи та їх вплив на надходження радіонуклідів до сільськогосподарських культур.*
- 5. Вкажіть норми органічних та мінеральних добрив які потрібно внести у дерново-підзолисті ґрунти для отримання безпечної сільськогосподарської продукції?*

РОЗДІЛ 19

РАДІАЦІЙНИЙ МОНІТОРИНГ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

- 19.1. Радіаційний моніторинг навколишнього середовища**
- 19.2. Радіаційний моніторинг сфери агропромислового виробництва**
- 19.3. Принципи організацій й структура радіаційного моніторингу агропромислового комплексу**

19.1. Радіаційний моніторинг навколишнього середовища

Господарська діяльність людини приводить до погіршення якості навколишнього середовища, а в крайніх випадках і до руйнування природних співтовариств живих організмів. Завданням відпрацювання наукового підходу до оцінки стану біосфери в цілому і її окремих компонентів, визначення тенденцій змін, що відбуваються в них, під впливом антропогенних факторів, а також прогнозування можливих негативних наслідків таких перетворень служить система, що одержала назву *моніторингу навколишнього середовища*.

Через виняткову складність організації універсальної системи багатоцільового моніторингу, що розглядає весь комплекс імовірних впливів на біосферу й враховуючи всі можливі шляхи такого впливу, на практиці частіше розробляють і реалізують програми моніторингу окремих факторів впливу (фізичних, хімічних, біологічних і ін.) і їхніх джерел, здійснюють спостереження за станом окремих складових біосфери на обмеженій території, у певному природному середовищі або сфері діяльності людини.

Одним з видів такого моніторингу є радіаційний

моніторинг навколишнього середовища, що передбачає виміри рівня радіоактивного забруднення й доз опромінення біологічних об'єктів від всіх існуючих джерел (природне радіаційне тло, радіоактивні випадання й ін.) і проведений з метою контролю впливу зовнішнього випромінювання й інкорпорованих радіонуклідів на людину.

Залежно від конкретних завдань він виконується як моніторинг джерела, що передбачає вимір і оцінку потужності поглинених доз випромінювання в повітрі й кількості радіонуклідів, що потрапили в природне середовище з даного джерела, або як моніторинг навколишнього середовища.

У першому випадку спостереження проводяться в межах зони розташування джерела персоналом, що обслуговує дане джерело випромінювання. У другому випадку виміру потужності поглиненої дози в повітрі й концентрації радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища виконують за межами розташування джерела випромінювання радіологічні служби організацій і відомств, яким законодавчо постановлено в обов'язок контролювати радіоактивне забруднення природного середовища.

Радіаційний моніторинг навколишнього середовища також може бути пов'язаний з контролем джерела й виконуватися для оцінки внеску в опромінення від даного джерела. До цього виду варто віднести радіаційний моніторинг природного середовища в районах розташування АЕС і інших підприємств повного ядерно-технологічного циклу. Разом з тим радіаційний моніторинг навколишнього середовища може проводитися для контролю опромінення людини й використовуватися для оцінки загального внеску в опромінення від декількох джерел, що діють у даній місцевості або в глобальному

масштабі.

Розподіл радіонуклідів у біосфері, їхня здатність мігрувати по екологічних ланцюжках і концентруватися в окремих ланках харчових ланцюгів привели до виникнення проблеми контролю радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь, ґрунтів, поливних вод, кормів, рослинної, тваринницької продукції, що викликає необхідність проведення цілеспрямованого радіаційного моніторингу агропромислового комплексу.

Важливість здійснення цього виду моніторингу обумовлена не тільки тією обставиною, що надходження радіонуклідів в організм людини із сільськогосподарськими продуктами часто є визначальним у дозоутворенні, але й тим, що цей шлях радіаційного впливу є найбільш керованим і регульованим.

Крім того, перераховані види моніторингу не дають об'єктивної оцінки стану природного середовища, тому що вимір вмісту радіоактивних речовин в об'єктах природного середовища проводиться не з метою визначення впливу на них радіаційного фактора, а з контрольною функцією - з'ясувати, чи не містять дані об'єкти радіоактивні речовини в концентраціях, що представляють небезпеку для здоров'я людини. Для прояву радіаційних ефектів, тобто реакції тварин і рослин, у тому числі й сільськогосподарських, і інших живих організмів на дію іонізуючих випромінювань, необхідні досить високі дози опромінення, що мало ймовірно у звичайних умовах, але може стати можливим на певній території при радіаційних аваріях.

Це система безперервних спостережень (вимірів), оцінки й прогнозу радіоактивного забруднення компонентів природи й елементів біоти, що є об'єктами або продуктами сільськогосподарської діяльності людини, і реакції біотичної складової на дію випромінювань.

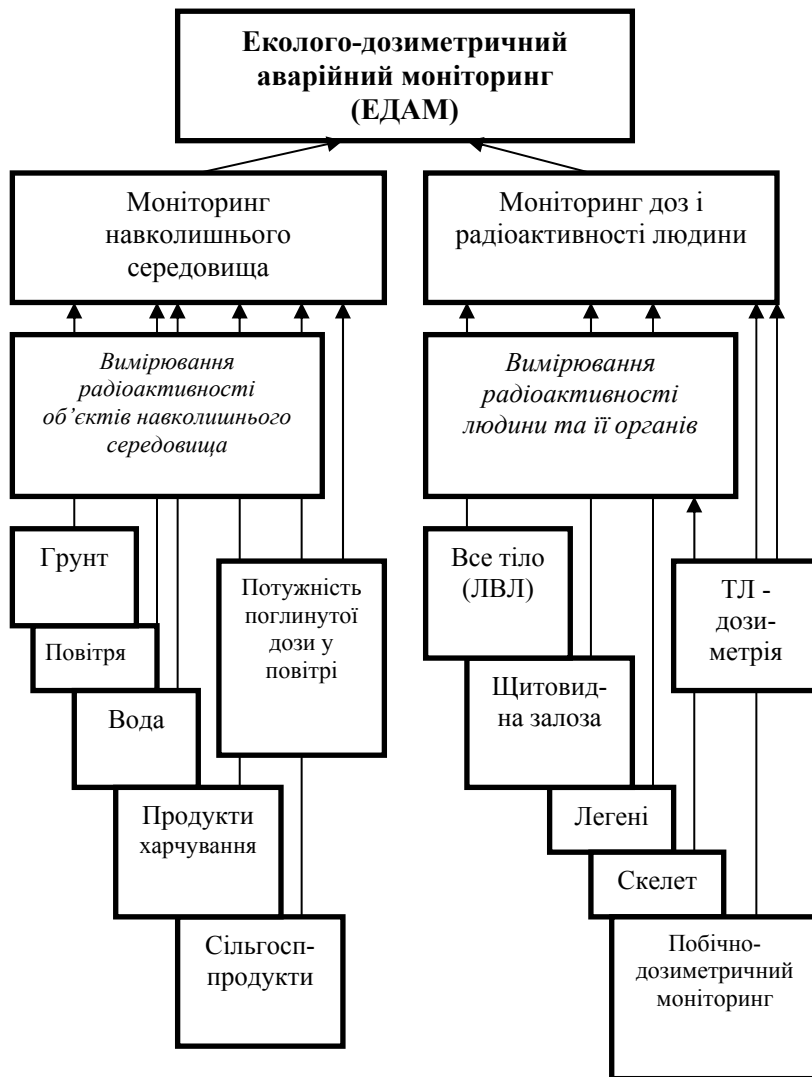


Рис. 19.1. Структура еколого-дозиметричного моніторингу у випадку ВРА

19.2. Радіаційний моніторинг сфери агропромислового виробництва

В умовах нормальної радіаційної обстановки вирішальне значення мають гігієнічні аспекти РМ – спостереження за рівнем радіоактивного забруднення основних ланок харчових ланцюжків, що визначають нагромадження радіонуклідів у продуктах рослинництва й тваринництва, використовуваних у раціоні людини. У той же час радіаційно-гігієнічний підхід не у всіх випадках є достатнім для того, щоб забезпечити одночасно радіаційну безпеку людини й інших живих організмів.

Реальні дозові навантаження на людину й інші живі об'єкти при надходженні радіонуклідів у природне середовище можуть істотно відрізнятись, причому поглинені дози в рослин і тварин часто більше, ніж у людини. Це пояснюється наявністю принципових відмінностей у процесі формування поглиненої дози, а для людини й тварин також і різними поведінковими реакціями. Так, β -випромінення не грають скільки-небудь помітної ролі в зовнішній опроміненні людини, але визначають основний внесок у дозу, що формується в рослин.

Для забезпечення радіаційної безпеки людини розроблений комплекс активних методів захисту (переселення, регулювання знаходження в забрудненому районі, постійна або тимчасова заборона споживання забруднених харчових продуктів, використання захисних споруджень і ін.). По технічних або економічних причинах вибір і застосування активних методів захисту сільськогосподарських рослин і тварин украй обмежені.

Специфіка формування поглиненої дози в людини й інших біологічних об'єктів приводить до того, що в певних ситуаціях радіоекологічні нормативи впливу можуть бути більше твердими, чим радіаційно-гігієнічні.

Радіоекологічний підхід, завдання якого складається в забезпеченні нормального існування біогеоценозів, не виключає з розгляду питання про захист людини, що є елементом біогеоценозу.

Основними завданнями РМ є:

1. Спостереження й оцінка рівня радіоактивного забруднення компонентів природи й елементів біоти, що утягують у сферу сільськогосподарської діяльності людини, зокрема, з метою попередження можливих негативних

наслідків для здоров'я людини.

2. Виявлення закономірностей просторово-тимчасової міграції радіонуклідів у біологічних ланцюжках і складання на цій основі прогнозу майбутніх рівнів радіоактивного забруднення.

3. Оцінка й прогноз дозових навантажень на сільськогосподарських тварин і рослини.

Метою РМ є:

Нагромадження інформації, необхідної для прийняття рішень по керуванню й регулюванню радіоактивного забруднення агропромислової продукції шляхом розробки й впровадження системи агротехнічних, агрохімічних і зоотехнічних або організаційних заходів, а також збереження продуктивності сільського господарства.

З урахуванням конкретних завдань і цільового призначення розробляються програми моніторингу, що встановлюють вибір об'єктів спостереження, вид, частоту й періодичність вимірів, методи вимірів, відбору зразків і наступного лабораторного аналізу, прийоми статистичної обробки результатів, принципи збору, нагромадження й обробки інформації, інтерпретації даних і так далі.

19.3. Принципи організацій й структура радіаційного моніторингу агропромислового комплексу

Загальні положення

Незважаючи на більшу трудомісткість і значні матеріальні витрати, єдиним джерелом об'єктивної інформації про радіаційну обстановку в сфері агропромислового виробництва є прямі спостереження й виміри.

РМ повинен включати:

- періодичні виміри потужності дози λ - і β - випромінювання на місцевості;
- періодичний відбір зразків у спеціально обраних місцях спостереження й контрольних точок, визначення концентрації радіонуклідів у цих зразках, радіонуклідної сполуки забруднення й фізико-хімічних форм радіонуклідів;
- розрахунок дозових навантажень на біоту на підставі первинних даних РМ;
- оцінку поточного стану радіаційної обстановки;
- прогноз можливих змін радіаційної обстановки;
- підготовку інформації, необхідної для здійснення контролю радіаційної обстановки.

Оцінка радіаційної обстановки виробляється шляхом порівняння результатів вимірів і розрахунків із системою спеціально вироблених критеріїв, що визначають припустимий рівень радіаційного впливу на біоту.

При радіаційно-гігієнічному підході до оцінки забруднення сільськогосподарських угідь і продукції АПК основою для вироблення таких критеріїв є нормативи вмісту радіонуклідів у продуктах харчування й воді.

На підставі цих нормативів можуть бути розраховані гранично припустимі концентрації радіонуклідів в агропромисловій продукції, межі припустимого вмісту радіонуклідів у раціоні тварин або гранично припустимий

вміст найнебезпечніших у біологічному відношенні радіонуклідів у ґрунті (щільність її радіоактивного забруднення).

Для рішення цих завдань необхідні не тільки систематичні спостереження за вмістом радіонуклідів у контрольованих об'єктах, але й дослідження впливу природних (фізико-хімічних, біогеохімічних, мікробіологічних) і техногенних (агротехнічних, агрохімічних, зоотехнічних) факторів на міграцію радіонуклідів по біологічних ланцюжках.

Прогноз можливої зміни радіаційної обстановки здійснюється на підставі первинних даних РМ, виявлених тенденцій і закономірностей міграції радіонуклідів, а також результатів лабораторних і натурних експериментів.

Необхідною умовою прогнозування є розробка концептуальних або математичних моделей, розглянутих процесів, оснащення моделей емпіричними параметрами й перевірка їх на адекватність.

Структура системи РМ будується по ієрархічному принципі: первинна мережа (пункти спостереження) > центр збору й обробки інформації > регіональний центр > головний центр даних.

Як проміжна ланка, що здійснює нагромадження й обробку інформації, можуть виступати науково-дослідні установи, відповідальні за відповідний напрямок досліджень.

Початковою ланкою РМ є мережа пунктів спостереження, де здійснюються виміри рівня радіації на місцевості, проводиться відбір, підготовка й наступний лабораторний аналіз зразків, виконується первинна обробка інформації.

Основними завданнями на цьому етапі є:

- забезпечення правильності вибору місця й часу проведення вимірів і відбору зразків;

- відбір репрезентативної проби;
- дотримання правильності режиму підготовки зразків до аналізу;
- забезпечення вірогідності результатів виміру.

Спостереження й виміри повинні проводитися на основі єдиних методів збору, зберігання й видачі даних польових і лабораторних досліджень.

Для рішення завдань РМ необхідні високочутливі, експресні, що володіють необхідною точністю методи масового аналізу.

Із причин економічного й організаційного характеру первинні ланки не завжди можуть мати у своєму розпорядженні відповідне устаткування, тому частина найбільш складних і дорогих видів вимірів повинні виконувати установи, що відповідають за науково-методичне забезпечення системи РМ.

Для оцінки стану радіаційної обстановки й динаміки її розвитку необхідна організація нагромадження, зберігання й оперативного доступу до первинних даних РМ із метою ретроспективного аналізу наявної інформації.

Об'єкти спостереження РМАПК

У першу чергу при РМАПК інтерес представляють ті ланки екологічних ланцюжків, які визначають рівні забруднення продукції рослинництва й тваринництва.

Основним джерелом надходження радіонуклідів у наземних харчових ланцюгах є ґрунт. У результаті випадань радіонукліди надходять на земну поверхню, акумулюються в ґрунті, включаються в біогеохімічні цикли міграції й стають новими компонентами ґрунту.

Ґрунт є найбільш важливою й інерційною ланкою, і від швидкості міграції радіонуклідів у ґрунті багато в чому залежать темпи їхнього поширення по всьому ланцюжку.

У результаті переміщення в ґрунті й наступному кореневому поглинанні радіоактивні речовини надходять у

частини рослин, що представляють харчову або кормову цінність.

Нагромадження радіонуклідів у рослинній масі може відбуватися й за рахунок утримання частини радіоактивних випадань із атмосфери на поверхні рослин – аеральний шлях забруднення. Таке забруднення грає особливо більшу роль у період інтенсивних радіоактивних випадань із атмосфери.

Варто враховувати також механічне забруднення врожаю сільськогосподарських культур і природних трав у процесі збирання або в результаті вторинного вітрового підйому радіонуклідів з поверхні ґрунту.

Основним джерелом надходження радіонуклідів в організм тварин є корм, у меншій ступені вода (близько 2% від загального вмісту в раціоні).

Не можна, однак, не враховувати й такі шляхи надходження, як заковтування сільськогосподарськими тваринами часток ґрунту й інгаляція радіоактивних часток з повітря або при вторинному підйомі із травостою.

Внаслідок усмоктування радіонуклідів у ШКТ тварин відбувається надходження радіоактивних речовин в органи й тканини й нагромадження їх у продуктах тваринництва. Цей процес залежить не тільки від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів, але від виду й віку тварин, їхнього фізіологічного стану, раціону й інших факторів.

Таким чином, надходження радіонуклідів в організм сільськогосподарських тварин і одержувану від них продукцію варто розглядати у взаємозв'язку із джерелами їхнього харчування – кормовими рослинами, а нагромадження радіонуклідів у рослинах – залежно від забруднення ґрунту, атмосфери й води.

Тому об'єктами РМАПК повинні бути: ґрунт орних і кормових угідь; вода, використовувана для поливу й зрошення сільськогосподарських угідь; харчові й кормові

рослини, що відіграють основну роль у раціоні людини й тварин; сільськогосподарські тварини; продукти тваринництва.

Варто враховувати розходження між орними й постійними кормовими угіддями (пасовища, косовиці). Орні землі, як правило, щорічно переорюють на глибину до 25 см, тоді як ґрунти постійних кормових угідь довгий час залишаються недоторканими. Обробка ґрунту приводить до зміни в розподілі радіонуклідів у ґрунті, що повинне прийматися до уваги при відборі зразків для лабораторних аналізів.

В зв'язку з тим, що неможливо вести спостереження за всіма культурними рослинами, вирощуваними й використовуваними людиною, необхідно обмежуватися найбільш важливими з них. Цей вибір може бути різним залежно від харчових звичок населення й спеціалізації сільського господарства регіону.

Серед польових культур розрізняють рослини, безпосередньо споживані людиною або ті що переробляються для його потреб, і кормові рослини для тварин. У першій групі найбільш важливе значення мають: зернові культури, картопля, листові овочі, коренеплоди і бульбоплоди.

Серед кормових культур повинні враховуватися рослини на природних й штучних луках і пасовищах, зернові культури, картопля, буряк, кукурудза. Із продуктів тваринництва в першу чергу необхідно контролювати молоко, м'ясо великої рогатої худоби, свинину.

З огляду на можливість забруднення рослин і ґрунту в результаті зрошення сільськогосподарських угідь, необхідно вести спостереження за вмістом радіонуклідів у воді відкритих водойм.

Контрольовані параметри

Найбільш об'єктивним джерелом інформації про

радіаційну обстановку в агропромисловій сфері є прямі виміри потужності дози λ - і β -випромінювання у повітрі біля поверхні землі й на висоті 1 м і вмісту природних і штучних радіонуклідів у природних об'єктах і агропромисловій продукції.

Потужність експозиційної дози вимірюється безпосередньо на місцевості за допомогою польових приладів (дозиметрів або радіометрів) і служить вихідною величиною для визначення дозових навантажень на біоту.

Для визначення рівня радіоактивного забруднення ґрунту, рослинності й продуктів тваринництва роблять відбір зразків і наступний аналіз їх у лабораторії.

Відбір і первинна обробка зразків є важливим етапом, що робить вирішальний вплив на забезпечення правильності кінцевих результатів аналізу.

Основні вимоги, пропоновані до зразків - показність, адекватність, стабільність, відсутність яких-небудь змін, що змінюють обумовлені компоненти.

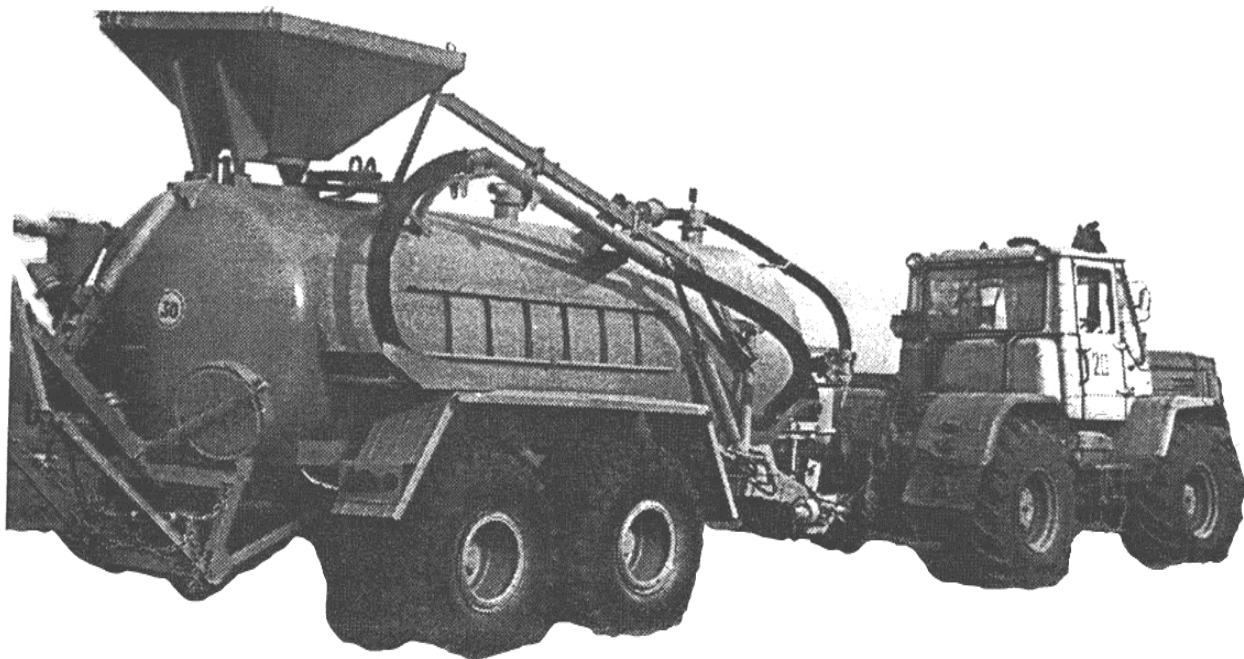
Запитання для самоперевірки

- 1. Яке призначення радіаційного моніторингу?*
- 2. Що є об'єктом радіаційного моніторингу?*
- 3. Суть радіаційного моніторингу сфери агропромислового виробництва.*
- 4. Що включає в себе радіаційний моніторинг?*
- 5. Особливості проведення радіаційного моніторингу в агросфері.*

Додатки

Забруднення радіонуклідами сільськогосподарських угідь в Україні, станом на 01.01.95 р., га

Області	Площа, га	Щільність забруднення, кБк/м ²							
		¹³⁷ Cs				⁹⁰ Sr			
		до 37	37-185 зона 4	185-555 зона 3	>555 зона 2	до 0,74	0,75-5,55 зона 4	5,55-111 зона 3	>111 зона 2
Вінницька	238219	160535	77203	481		13718	181037	43464	
Волинська	161562	155170	6327	65					
Житомирська	618035	291065	237965	42676	9869	44758	1268018	104283	596
Івано- Франківська	92362	71277	19163	933		22026	67100	2247	
Київська	1537000	1276100	212600	31600	16700	29685	96093	44646	127
Рівненська	288734	134189	310886	10661					
Сумська	127612	115865	6386	150		20897			
Тернопільськ а	93822	83436	10386			10525	85235		
Чернігівська	1836901	1762263	6872	5385	471	53015	1694570	87749	603
Чернівецька	135517	118231	17144	475		23731	96987	4899	
Черкаська	1326090	1209200	110300	6514	54				72
Хмельницька	238311	198632	19679			48652	149187	20472	
Всього по Україні	6694165	5575963	1034911	98940	27094	267007	3638227	307760	1398



Загальний вигляд машини МВМ - 10

ПРИКЛАДИ ТЕСТОВИХ ЗАВДАНЬ

Тестова програма передбачає підсумковий контроль студентів з основних питань радіоекології: загальні питання, визначення термінології, вплив опромінення на оточуюче середовище та людину, запобігання радіаційних катастроф. Програма дозволяє визначити рівень професійної екологічної підготовки студентів екологічних спеціальностей. При складанні використані тести першого, другого та третього рівнів.

1. Генні мутації спричиняються лише тими дозами радіації, що перевищують нормативно встановлені?

а) так; б) ні; в) не знаю.

2. Різке зменшення або знищення всієї ядерної зброї має негативні наслідки?

а) так; б) ні; в) не знаю.

3. Чи призведе руйнування озонового шару до опромінення поверхні Землі ультрафіолетовою радіацією?

а) так; б) ні; в) не знаю.

4. Рад - це одиниця еквівалентної дози?

а) так; б) ні; в) на знаю.

5. Радіотолерантність це властивість конкретної речовини переносити визначені дози іонізуючих випромінювань?

а) так; б) ні; в) не знаю.

6. Чи впливає реакція (рН) ґрунту на доступність радіонуклідів рослинам?

а) так; б) ні; в) не знаю.

7. Процес забрудненості ґрунтів залежить тільки від природи забруднювача?

а) так; б) ні; в) не знаю.

8. Радіоекологія – це розділ біології, що вивчає взаємовідносини між живими організмами і середовищем їх існування?

а) так; б) ні; в) не знаю.

9. Зародження радіоекології можна віднести до 80-х років ХХ століття?

а) так; б) ні; в) не знаю.

10. Радіонукліда утворюються лише внаслідок ядерних реакцій в реакторі?

а) так; б) ні; в) не знаю.

11. ^{137}Cs є аналогом кальцію?

а) так; б) ні; в) не знаю.

12. Дозиметричні прилади це прилади, які призначені для вимірювання експозиційної дози?

а) так; б) ні; в) не знаю.

13. Поглинута доза опромінення – це кількість поглинутої енергії, різних видів іонізуючих випромінювань, одиницею маси даного середовища?

а) так; б) ні; в) не знаю.

14. Одиниця вимірювання поглинутої дози – Зіверт?

а) так; б) ні; в) не знаю.

15. Еквівалентна доза вимірюється в Зівертах?

а) так; б) ні; в) не знаю.

16. Радіоактивність вимірюється в Беккерелях?

а) так; б) ні; в) не знаю.

17. Із всього живого на планеті людина належить до одного із найбільш чутливих до радіації біологічних об'єктів.

а) так; б) ні; в) не знаю.

18. Різні органи і тканини людини мають однакову чутливість до радіації і однакові пороги.

а) так; б) ні; в) не знаю.

19. Дефіцит кальцію в раціоні як тварини, так і людини призводить до підвищення всмоктування і накопичення в організмі радіонуклідів стронцію.

а) так; б) ні; в) не знаю.

20. Заміна в раціоні людини молока, з підвищеним вмістом радіонуклідів, на одержані з нього

молокопродукти, дозволяє в 5-10 разів знизити вклад радіонуклідів в раціон людини.

а) так, б) ні, в) не знаю.

21. Ризик втрати здоров'я залежить від величини сумарної поглинутої дози І не залежить від того, від якого джерела ця доза утворилась

а) так, б) ні, в) не знаю

22. Похідними одиниці активності є:

а) кюрі; б) рентген; в) рад; г) зіверт; д) бер.

23. Експозиційна доза вимірюється в:

а) рентгенах; б) кюрі; в) берах; г) бекерелях; д) всі відповіді правильні

24. Період біологічного напіввиведення радіонуклідів з організму:

а) час за який кількість ізотопу в організмі зменшується до певної кількості, в наслідок процесів біологічного виведення;

б) час за який кількість радіонуклідів в організмі зменшується втричі;

в) час за який кількість радіонуклідів в організмі зменшується в двоє внаслідок процесів біологічного виведення;

г) час за який кількість радіонуклідів в організмі зменшується в півтора рази внаслідок процесів біологічного виведення;

д) час за який кількість радіонуклідів в організмі зменшується в четверо разів внаслідок процесів біологічного виведення.

25. Радіоактивні відходи:

а) побічні продукти, які утворюються при роботі з радіоактивними речовинами, з вмістом радіоактивних ізотопів вище норм радіаційної безпеки;

б) вуглекислий газ, оксиди сірки, газу;

в) канцерогенні речовини у відходах неповністю спаленого палива.

г) побічні продукти, які утворюються при роботі з радіоактивними речовинами, з вмістом радіоактивних ізотопів нижче норм радіаційної безпеки;

д) всі відповіді вірні.

26. Перша в світі АЕС почала діяти:

а) 1956 року в США;

б) 1954 року в СРСР;

в) 1953 року в США;

г) 1945 року в США;

д) 1949 року в СРСР.

27. Конструктивна відміна радіометру від дозиметричного приладу полягає в тому, що:

а) джерело випромінювання встановлюють в свинцевий пристрій окремо від детектора;

б) джерело випромінювання та детектор встановлюють в свинцевий пристрій;

в) при вимірюванні іонізуючого випромінювання в даному випадку свинцевий пристрій не використовують;

г) не має правильної відповіді;

д) не має конструктивних відмінностей між радіометром та дозиметром.

28. Експозиційна доза характеризує:

а) кількість енергії різних видів іонізуючих випромінювань поглинутих одиницею маси даного середовища;

б) те, що різні види випромінювань складають різний біологічний вразливий ефект;

в) кількість випромінювання, яке випускається джерелом випромінювання;

г) кількість енергії, яке поглинуло тіло за одиницю часу;

29. Полив якою водою спонукає до зниження переходу стронцію-90 і цезію-137 із поливної води до рослин:

- а) солоноватою водою;
- б) прісною водою;
- в) кислою;
- г) слабо кислою;
- д) солоною водою.

30. Забруднені лісогосподарські підприємства поділені на декілька груп:

- а) чотири групи;
- б) дві групи;
- в) десять груп;
- г) п'ять груп;
- д) три групи.

31. Забруднені лісогосподарські підприємства, які відносяться до 1 групи, характеризуються щільністю радіоактивного забруднення ґрунту цезієм-137:

- а) до 10 Кі/км^2 ;
- б) до 30 Кі/км^2 ;
- в) до 1 Кі/км^2 ;
- г) до 5 Кі/км^2 ;

32. Заготівля грибно́ї та ягідно́ї продукції в Українському Поліссі дозволено при максимальній щільності забруднення ґрунту цезієм-137:

- а) до 5 Кі/км^2 ;
- б) до $0,1 \text{ Кі/км}^2$;
- в) 2 Кі/км^2 ;
- г) до 3 Кі/км^2 ;
- д) до 10 Кі/км^2 .

33. При переході радіонуклідів з ґрунту в рослини біологічні особливості рослини:

- а) впливають на нагромадження радіонуклідів;
- б) не впливають на нагромадження радіонуклідів;
- в) впливають на нагромадження радіонуклідів лише в неординарних випадках;
- г) всі відповіді правильні;

д) не має правильних відповідей.

34. Введення робіт в агропромислового комплексі дозволено

а) у зоні відчуження;

б) у зоні контролю;

в) у зоні гарантованого добровільного відселення і зона посиленого радіоекологічного контролю;

г) у радіаційній зоні;

д) всі відповіді правильні.

35. Чим вищий добовий удій корови

а) тим менша концентрація радіонуклідів у молоці;

б) тим більша концентрація радіонуклідів у молоці;

в) удій корови не впливає на концентрацію радіонуклідів;

г) не має правильних відповідей;

д) всі відповіді вірні.

36. Найбільше накопичення Cs-137 в лісових рослинах спостерігається у тих видах де :

а) корені, яких розміщені у верхніх шарах ґрунтового покриву;

б) корені, яких розміщені у глибоких шарах ґрунтового покриву;

в) корені, яких розміщені у середніх шарах ґрунтового покриву;

г) всі відповіді вірні;

д) не має правильних відповідей.

37. У відповідності з законом «Про правовий режим на територіях, які підлягли забрудненню внаслідок Чорнобильської катастрофи» виділені категорні зони. Територія, де проведена евакуація населення 1986 року носить назву

а) зона обов'язкового відселення;

б) зона відчуження;

в) зона посиленого радіологічного контролю;

- г) зона спостереження;
- д) зона радіації

38. У відповідності з законом «Про правовий режим на територіях, які підлягли забрудненню внаслідок Чорнобильської катастрофи» виділені категорні зони. Територія, яка інтенсивно забруднена довгоживучими радіонуклідами з щільністю забруднення Cs-135 більше 15 Ки/км^2 і стронцієм більше $3,0 \text{ Ки/км}^2$, плутоном більше $0,1 \text{ Ки/км}^2$ носить назву

- а) зона обов'язкового відселення;
- б) зона гарантованого добровільного відселення;
- в) зона відчуження;
- г) зона екологічного лиха;
- д) зона радіологічного контролю.

Логічні задачі

1. Виберіть найбільше значення активності?

- а) 1 Ки; б) $3,8 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^2$; в) $5,8 \cdot 10^4 \text{ розн/с}$.

2. Щільність забруднення якого ґрунту більша?

- а) 5 Бк/м^2 ; б) $3,8 \cdot 10^4 \text{ Бк/м}^2$; в) 10 Ки/км^2 .

3. Товарне сільськогосподарське виробництво на мінеральних ґрунтах проводять при щільності забруднення Cs -137:

- а) до 20 Ки/км^2 ; б) до 10 Ки/км^2 ;
- в) до 15 Ки/км^2 .

4. На торфово-болотних ґрунтах сільськогосподарське виробництво проводять при щільності забруднення Cs - 137:

- а) до 5 Ки/км^2 ; б) до 15 Ки/км^2 ;
- в) до 10 Ки/км^2 .

5. Під сільськогосподарську культуру, яка росте на забрудненому радіацією ґрунті було внесено 60 кг/га калійних добрив, які добрива та яку кількість, треба ще внести, щоб зменшити надходження радіонуклідів до с/г культури?

а) $N=20, P=20$; б) $N=30, P=45$; в) $N=10$.

6. Яке відношення Рада до Грея?

а) $1 \text{ Рад}=0,001 \text{ Гр}$; б) $1 \text{ Рад}=1 \text{ Гр}$; в) $1 \text{ Рад}=0,01 \text{ Гр}$.

7. Величина коефіцієнту переходу Cs-137 із ґрунту до ягід чорниці, які ростуть у свіжих суборах рівний $11 \text{ м}^2/10^{-3} \text{ кг}^{-1}$ щільність забруднення ґрунту 40 кБк/м^2 , розрахувати вміст даного радіонукліда в чорницях

а) $0,44 \text{ Бк/кг}$; б) 1 Бк/кг ; в) $4,4 \text{ Бк/кг}$.

8. Величина коефіцієнту переходу Cs-137 із ґрунту до білого гриба складає $60 \text{ м}^2/10^{-3} \text{ кг}^{-1}$, щільність забруднення 20 кБк/м^2 , розрахувати вміст даного радіонукліда в білому грибі

а) $1,25 \text{ Бк/кг}$; б) 120 Бк/кг ; в) 30 Бк/кг .

9. Спрогнозувати можливий вміст Cs-137 в урожаї озимої пшениці, якщо відомо що вона росте на дерново-підзолистому ґрунті з щільністю забруднення 37 кБк/м^2 , та коефіцієнт переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини рівний для основної продукції $0,11 \text{ Бк/кг/кБк/м}^2$ для побічної продукції $0,43$

а) $4,07; 20,0 \text{ Бк/кг}$; б) $2,0; 42,5 \text{ Бк/кг}$;

в) $4,07; 15,21 \text{ Бк/кг}$.

10. При якій щільності забруднення Cs-137 Поліської зони дозволяється збирати гриби і ягоди

а) до 1 Ку/км^2 ; б) до 5 Ку/км^2 ;

в) до 10 Ку/км^2 .

11. Зона відчуження: характеризується забрудненням території

а) Cs-137 - $5-15 \text{ Ку/км}^2$ Sr-90 - $2-5 \text{ Ку/км}^2$;

б) Cs-137 $> 10 \text{ Ку/км}^2$ Sr-90 $\rightarrow > 1,5 \text{ Ку/км}^2$;

в) Cs-137 $> 15 \text{ Ку/км}^2$ Sr-90 $\rightarrow > 3 \text{ Ку/км}^2$.

ГЛОСАРІЙ

А

Абіотичні фактори – умови та явища зовнішнього середовища, які впливають на організми чи екосистеми (температура, освітленість, вологість, вітер, рівень радіації, атмосферний тиск тощо).

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 з втратою контролю над джерелом радіації.

Аварія радіаційно-ядерна – будь-яка незапланована подія на об'єкті з радіаційно-ядерною технологією, яка відбувається з одночасною втратою контролю над ланцюговою ядерною реакцією і виникненням реальної чи потенційної загрози мимовільної ланцюгової реакції.

Авторадіографія – метод отримання фотографічних зображень в результаті дії на фотоемульсію випромінювань радіоактивних елементів, які знаходяться у досліджуваному об'єкті (тканини, органи рослин).

Агроєкосистема – сукупність біогенних та абіотичних механізмів на ділянці суходолу або акваторії, яка знаходиться в сільськогосподарському використанні.

Активність – величина, яка визначається відношенням кількості спонтанних перетворень ядер dN за інтервал часу dt .

$$A = dN/dt$$

Одиниця вимірювання – беккерель (Бк).

Альфа-випромінювання (а-випромінювання) – корпускулярне іонізуюче випромінювання, яке складається з альфа-часточок (ядер гелію), що випромінюються при радіоактивному розпаді чи при ядерних реакціях,

перетвореннях.

Антропогенне забруднення – забруднення, спричинене біологічним існуванням і господарською діяльністю людей, включаючи їх прямий і непрямий вплив на інтенсивність природного забруднення.

Антропогенне навантаження – ступінь прямого та непрямого впливу господарської діяльності людини на природу в цілому або на її окремі складові (ландшафт, види організмів тощо).

Антропогенний ландшафт – природний ландшафт, що зазнав змін у процесі господарської діяльності людини, а також природно-виробничі комплекси, міські поселення тощо.

Антропогенні фактори – форми господарської діяльності людини, що впливають на організми чи екосистеми.

Б

Безпека екологічна – складова частина національної та транснаціональної безпеки, що гарантує захищеність права громадян на безпечне для життя і здоров'я довкілля та забезпечує необхідні умови для відтворення природних ресурсів шляхом моніторингу та регулювання техногенної діяльності.

Бета-випромінювання (β -випромінювання) – корпускулярне електронне або позитронне іонізуюче випромінювання з безперервним енергетичним спектром, що виникає при перетвореннях ядер чи нестабільних часточок (наприклад, нейтронів). Характеризується граничною енергією спектра E_{β} чи середньою енергією спектра.

Біогенні елементи – хімічні елементи, що постійно входять до складу живих організмів і вибірково поглинаються з навколишнього середовища у великій кількості (азот, фосфор, сірка, калій, магній, кальцій).

Біосфера – оболонка земної кулі, в якій існує чи існувало життя.

Біотичні фактори – сукупність факторів живої природи, що впливають на організм чи екосистеми (хижацтво, паразити тощо).

Біоценоз – сукупність усіх організмів, представлених у межах одного біотипу.

В

Важкі метали – це кольорові метали з щільністю, більшою, ніж у заліза ($7,874 \text{ кг/дм}^3$) – РЬ, Сu, Zn, Ni, Ad, Асо, Sl, Sn, Vi, Hg.

Виснаження природних ресурсів – наближення витрат на видобуток (або також на збагачення та переробку) природного ресурсу до одержуваного ефекту, що робить використання цього ресурсу економічно нерентабельним.

Відходи виробництва – залишки основних чи допоміжних ресурсів, які не використовуються, або утворюються в технологічному процесі та які повністю або частково втратили свої вихідні споживчі властивості. Підлягають захороненню, рекуперації або утилізації.

Внутрішнє опромінення – опромінювання тіла людини та окремих її органів і тканин від джерел іонізуючого випромінювання, що знаходяться у самому тілі.

Водний об'єкт – зосередження природних вод на поверхні суші чи в земній корі, яке має характерні форми поширення та риси гідрологічного режиму і належить до природних ланок кругообігу води.

Водна ерозія – змив ґрунту та підстилаючих порід потоками, талими і дощовими водами.

Водні ресурси – всі води, які використовуються або можуть бути використані у виробничих і невиробничих цілях.

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 з речовиною, анігіляції електронно-позитронних пар тощо.

Гомеостаз (від грец. *homoios* – подібний, однаковий і *stasis* – нерухомість, стан) – відносна динамічна сталість складу та властивостей системи.

Гостра променева хвороба – це загальне захворювання, при якому пошкоджуються всі системи організму.

Гранично допустима концентрація (ГДК) – вміст шкідливих речовин у природних середовищах в обсягах, що практично не становлять небезпеки для здоров'я людини та живих організмів у цілому.

Гранично допустимі викиди (ГДВ) – обсяг викидів шкідливих речовин за одиницю часу від одного або сукупності джерел забруднення атмосфери міста чи іншого населеного пункту, що створює приземну концентрацію, яка з урахуванням перспектив розвитку промислових підприємств і розсіювання шкідливих речовин в атмосфері не перевищує гранично допустимі концентрації для населення, рослинного і тваринного світу, якщо не існує більш жорстких екологічних вимог і обмежень.

Грунт – біокосна речовина, що утворилася в результаті взаємодії живих організмів і косної речовини.

Д

Деградація ґрунту – процес, що призводить до втрати ґрунтом родючості під впливом водної й вітрової ерозії, засолення, підтоплення, заболочення та ін.

Державний моніторинг навколишнього середовища – система спостережень, збирання, обробки,

передавання, збереження та аналізу інформації про стан навколишнього середовища, прогнозування його змін та розробки науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття управлінських рішень.

Джерело забруднення – точка викиду речовин (труба тощо); господарський чи природний об'єкт, що виробляє забруднюючу речовину; регіон, звідки надходять забруднюючі речовини.

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.

Е

Еквівалентна доза – це поглинута доза, помножена на коефіцієнт якості випромінювання, який враховує здатність певного виду випромінювань пошкоджувати тканини організму. Коефіцієнт якості випромінювання є найбільшим для α -випромінювання і дорівнює 20. Коефіцієнт якості для β - та γ -випромінювання становить 1.

Екологічна (господарська) ємність біосфери – максимально допустима сукупність антропогенних впливів (сторонніх речовин, надлишкової енергії, вилучення природних ресурсів, неприродних змін і руйнувань територій тощо), при яких зберігається здатність біосфери абсорбувати ці впливи без суттєвих змін свого стану.

Екологічна криза – це такий стан взаємовідносин між людиною та природою, що характеризується невідповідністю соціально-економічного розвитку суспільства еколого-ресурсним можливостям біосфери (держави, регіону) та створює реальну загрозу руйнування

традиційної системи життєзабезпечення.

Екологічна ніша – умови життя всередині екосистеми, що відповідають вимогам, які ставляться до навколишнього середовища (місця, наявності джерела енергії, відповідності зовнішніх параметрів середовища фізіологічним потребам особин популяції).

Еколого-економічні збитки (від забруднення навколишнього середовища) – збитки, завдані національному господарству внаслідок забруднення навколишнього середовища та зменшення природних і промислових ресурсів зони впливу промислового підприємства.

Екосистема – сукупність організмів, які разом мешкають, та умов їхнього існування, що перебувають у закономірному взаємозв'язку.

Ерозія ґрунту – руйнування ґрунту водою або вітром.

Ефективна доза – це еквівалентна доза, помножена на коефіцієнт, який враховує ступінь чутливості різних тканин до впливу іонізуючого випромінювання.

Ефект розведення – стан, при якому абсолютне число ушкоджених молекул речовин у слабкому розчині не залежить від його концентрації й залишається для даної експозиційної дози постійним, тому що в цих конкретних умовах у розчині утвориться постійна кількість активованих радикалів.

Ж

Жива речовина – сукупність усіх живих організмів Землі.

Живучість екосистеми – її спроможність витримувати різкі коливання абіотичного середовища, масові розмноження та антропогенні навантаження.

З

Забруднення – надходження в компоненти біосфери

як звичайних, так і нехарактерних для них фізичних, хімічних або біологічних агентів, або перевищення в розглянутий час природного рівня (в межах його крайніх коливань) концентрації зазначених агентів.

Забруднення антропогенне – забруднення, що виникло в результаті діяльності людини, і є основним джерелом забруднення біосфери.

Забруднення природного середовища – надходження в природне середовище речовин (твердих, рідких, газоподібних), біологічних агентів, різних видів енергії в кількості та концентраціях, що перевищують природний для живих організмів рівень.

Забруднювальна речовина (полутант) – тверда, рідка чи газоподібна речовина фізико-хімічного чи біологічного походження, яка порушує природний баланс речовин у середовищі.

Захоронення відходів – ізоляція відходів з метою виключення можливості їх подальшого використання, а також запобігання попадання забруднюючих речовин у навколишнє середовище.

І

Іонізуюче випромінювання – це будь-яке випромінювання, взаємодія якого із середовищем, що опромінюється, викликає розпад нейтральних атомів і молекул на частинки іонів, які несуть на собі електричний заряд.

Й

Йодна небезпека – небезпека, яка полягає у підвищеному вмісті короткоживучих радіоізоотопів йоду в навколишньому середовищі в перші тижні після радіоактивного викиду.

К

Кратність нагромадження – це відношення

отриманої активності радіонуклідів в органах і тканинах до їхнього щодобового надходження в організм.

Космічні промені – 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...30км над рівнем моря); й вторинне, що властиве малим висотам.

Корпускулярні іонізуючі випромінювання – це 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.

Критичний стан – стан екологічної системи на межі області стійкості.

Кумулятивні властивості – здатність хімічних речовин нагромаджуватися в тканинах та органах рослин і тварин та посилювати свій негативний вплив на організм.

Л

Ландшафт – природний географічний комплекс, який визначається як загальний вид місцевості, пейзажу.

Лімітуючий фактор – фактор зовнішнього середовища, який обмежує розвиток популяції, переважаючи в меншій чи більшій бік допустимі для виду межі.

М

Мікроелементи – хімічні елементи, що використовуються живою речовиною в малих кількостях і, як правило, становлять менше, ніж 0,1% загальної маси тіла (мідь, цинк, молібден, магній, бор, йод, силіцій та ін.).

Моніторинг – комплексна система спостережень і контролю за змінами стану навколишнього природного середовища під впливом антропогенних факторів.

Моніторинг вод – система спостережень, збирання,

обробки, збереження та аналізу інформації про стан водних об'єктів, прогнозування його змін і розробки науково обгрунтованих рекомендацій для прийняття відповідних рішень.

Н

Навколишнє середовище (довкілля) – складовий елемент відтворення матеріальних цінностей, який водночас виконує функції природних ресурсів і життєвого простору. У цьому середовищі існує і людина, яка, задовольняючи свої потреби, суттєво впливає на стан життєвого простору.

Незворотність – властивість процесів довільно протікати у певному напрямку без можливості природного повернення у вихідний стан.

Ноосфера – сфера впливу людського розуму, яка, за визначенням В.І. Вернадського, поступово набуває ознак могутньої геологічної сили.

Норма викиду – сумарна кількість газоподібних і (або) рідинних відходів.

Норма забруднення – гранична концентрація речовини, яка надходить або міститься в середовищі та яка допускається нормативними актами.

О

Охорона водних об'єктів – сукупність заходів для запобігання вичерпання водних ресурсів і регулювання їх якості для комплексного використання.

Охорона природи – форма діяльності людини, метою якої є збереження середовища життя – ресурсів і умов, які забезпечують розвиток цивілізації.

Оцінка впливу на навколишнє середовище (ОВНС) – визначення характеру та ступеня всіх потенціальних видів впливу на стан довкілля запроєктованої господарської діяльності та очікуваних еколого-економічних наслідків

можливої реалізації проекту.

II

Період напіввиведення (ефективний) – час, протягом якого вихідна кількість радіонукліда зменшиться вдвічі

Повна дезактивація – це комплекс заходів, спрямованих на повне видалення радіоактивного забруднення та його ізоляцію (поховання) з метою виключення загрози зовнішнього опромінення або надходження радіонуклідів у біологічний ланцюжок.

Показник (індикатор) – характеристика контрольованого процесу чи явища, яка відображає зміни якогось параметра у формі, зручній для сприйняття людиною.

Популяція – сукупність особин одного виду із загальним генофондом, яка формується в результаті взаємодії потоку генів (схрещування, міграції, запилення, запліднення, поширення зачатків – спор, клітин, насіння, личинок, яєць) і умов навколишнього середовища та населяє певну територію.

Природна система – система, що складається з природних структур і утворень (підсистем), які групуються у функціональні компоненти на вищих рівнях ієрархічної організації (біогеоценоз, біом, біосфера тощо).

Природне забруднення – забруднення, яке викликане природними, нерідко аномальними процесами в природі.

Природні ресурси – елементи природи, частина всієї сукупності природних умов і найважливіші компоненти природного середовища, які використовуються (або можуть бути використані) при даному рівні розвитку виробничих сил для забезпечення потреб суспільства і суспільного розвитку. Природні ресурси є складовою частиною об'єму національного багатства країни. Природні ресурси, втративши зв'язки в результаті праці,

переходять у розряд природної сировини.

Природний фактор – будь-який фактор (предмет, явище, рушійна сила процесів, умови їх перебігу), що діє незалежно від людини та без її участі, або пов'язаний із її біологічною сутністю: безпосередня дія природного фактора в певних межах може змінюватися, але цілком не знімається впливом соціальних факторів, включаючи техногенну дію (Реймерс, 1990).

Природоохоронні заходи – комплекс заходів, що передбачаються при розробці водогосподарських (меліоративних) проектів для оптимального використання природних ресурсів, виключення або зведення до мінімуму можливих екологічних наслідків водогосподарських об'єктів (меліорація).

Природокористування – задоволення потреб суспільства в елементах природи, може бути прямим і непрямим. Прямим називається безпосереднє використання ресурсів як джерел сировини та енергії, простору.

Променева хвороба – це загальне порушення життєдіяльності організму, яке характеризується глибокими функціональними і морфологічними змінами всіх його систем і органів внаслідок ушкодження їх різними видами іонізуючих випромінювань.

Р

Радіоактивність – це спонтанне (не вимушене, не спричинене зовнішніми факторами) перетворення нестійкого ізотопу одного хімічного елемента із основного або збудженого (метастабільного) стану в ізотоп іншого елемента, що супроводжується виділенням енергії шляхом випускання елементарних частинок або ядер. Такі перетворення ядер та ядра, а також відповідні атоми називаються **радіоактивними**.

Радіаційний ризик – імовірність того, що в особи

внаслідок опромінення виникне певний стохастичний ефект.

Радіаційний фактор (впливу) – будь-який тип радіаційного впливу, який призводить чи може призвести до опромінення людини або радіоактивного забруднення навколишнього середовища.

Радіоактивність – властивість радіонуклідів спонтанно перетворюватися на атоми інших елементів (нукліди чи радіонукліди) внаслідок переходу ядра з одного енергетичного стану в інший, що супроводжується іонізуючим випромінюванням.

Радіоактивне забруднення – наявність або розповсюдження радіоактивних речовин понад їх природний вміст у навколишньому середовищі та/чи у тілі людини.

Радіонуклід – радіоактивні атоми з даним масовим числом і атомним номером. Радіонукліди одного й того ж хімічного елемента називаються його радіоактивними ізотопами.

Радіоактивне забруднення поверхні, що знімається (нефіксоване) – частина забруднення поверхонь радіонуклідами (радіоактивними речовинами), що спонтанно або під час експлуатації переходять із забрудненої поверхні в навколишнє середовище або знімаються засобами дезактивації.

Радіоцезій – загальна кількість радіонуклідів ^{134}Cs і ^{137}Cs , періоди напіврозкладу яких становлять відповідно 2.062 року та 30 років.

Радіобіологія – це наука, яка вивчає дію іонізуючого випромінювання на біологічні об'єкти.

Радіаційна біоценологія. Внаслідок дії іонізуючої радіації на угруповання, або біоценози, можуть відбуватися зміни в їхньому видовому складі через зниження конкурентоспроможності домінантних видів або

посилення життєвих позицій невідомінантних, що й призводить до реконструктизації всього консорціуму. Зазначені явища досліджуються із заснуванням методів біоценології.

Радіаційна біофізика – це наука, яка досліджує процеси взаємодії іонізуючого випромінювання з речовинами клітини: збудження електронів, іонізація молекул, внутрішньо-молекулярна міграція електронно-збудженого стану. Тобто радіаційна біофізика займається вивченням механізмів біологічної дії іонізуючих випромінювань.

Радіаційна біохімія – це наука, яка вивчає радіаційно-хімічні пошкодження біологічно важливих молекул.

Радіаційна гігієна – це наука, яка вивчає вплив як внутрішнього так і зовнішнього іонізуючого випромінювання на здоров'я людини з метою розробки заходів протирадіаційного захисту від опромінення.

Радіаційна токсикологія – це наука, яка вивчає шляхи надходження радіоізотопів в організм, їх розподіл, кінетику, обмін, виведення з організму та біологічну дію

Радіаційна цитологія – це наука, яка вивчає патологію опроміненої клітини у всіх напрямках і тісно переплітається з радіаційною біохімією.

Радіаційна хімія – це наука, яка вивчає хімічні взаємодії між активними молекулярними формами, а також реакції цих форм з молекулами.

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 в порівнянні з тими тваринами, що не отримували радіопромінів.

Регламент радіаційно-гігієнічний – будь-які затверджені правила, умови, критерії для прийняття

рішення (в т.ч. у формі числових значень нормативів, контрольних рівнів та ін.), а також методи і засоби вимірювань, що забезпечують однозначність і єдність вимог радіаційної безпеки і засобів радіаційного контролю.

Рентгенівське проміння – електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі 10^{-5} - 10^{-2} нм. Випромінюється при гальмуванні швидких електронів в речовині (безперервний спектр) та при переходах електронів із зовнішніх електронних оболонок атома на внутрішні (лінійчастий спектр). Джерела – рентгенівська трубка, деякі радіоактивні ізотопи, прискорювачі та накопичувачі електронів (синхротронне випромінювання).

Репарація – це процес повного або часткового відновлення природної структури ДНК, пошкодженої при γ - опроміненні або хімічними агентами, який властивий клітинам всіх організмів.

Ризик – кількісна міра (імовірність) завдання шкоди внаслідок певних подій, у тому числі внаслідок опромінення. Визначається кількістю випадків на певну кількість населення.

Рівень виправданості – така величина відвернутої дози, за якої користь (для здоров'я) від вжитого контрзаходу виявиться меншою за величину завданого цим втручанням збитку.

С

Самоочищення (води, ґрунту тощо) – ліквідація забруднень природними факторами (живими організмами) й факторами неживої природи.

Синергетичний ефект – виявляється в кооперативній поведінці окремих складових системи, які об'єднуються в єдине ціле.

Система – це сукупність окремих частин, об'єднаних у ціле, що породжує якусь нову якість, якої не мали частини (підсистеми), з яких складається система.

Інакше кажучи, система має властивості, які відсутні в її частин. Система має подвійну природу: *матеріальну* та *інформаційну*. Інформаційна програма взаємодії матеріальних частин в просторі й часі поєднує їх у систему та забезпечує її якісний приріст. При цьому стан системи визначається сукупністю значень величин, характерних для даної системи, які називаються *параметрами стану*.

Спрямованість – здатність системи змінюватися в одних напрямках більшою мірою, ніж в інших.

Стабільність біосфери – здатність біосфери протистояти зовнішнім і внутрішнім збуренням, включаючи антропогенні впливи.

Стабільність екосистеми – здатність протистояти будь-яким впливам і повертатись у початковий стан.

Стійкість довкілля до техногенного навантаження – здатність природних систем (екосистем) під дією зовнішніх факторів зберігати набуту ними структуру та характер функціонування; складовими стійкості довкілля є: метеорологічний потенціал атмосфери, стійкість водних об'єктів, стійкість ґрунтів і біотичний потенціал.

Т

Техносфера – сучасний неприродний стан біосфери, перетвореної в результаті технічної та технологічної діяльності людини.

Техногенез – процес зміни природних комплексів і природних умов під дією технічної і технологічної діяльності людини.

У

Утилізація відходів – залучення відходів у нові технологічні цикли або використання їх у корисних цілях.

Ф

Фактор – причина, рушійна сила процесу чи явища,

яка визначає його характер або окремі його риси.

Фактор екологічний – будь-який елемент середовища, здатний виявляти прямий чи опосередкований вплив на живі організми хоча б протягом однієї фази їх розвитку.

Фактор антропогенний – зобов'язаний своїм походженням діяльності людини.

Фактор летальний – фактор, який призводить до загибелі організму.

Фізичне забруднення – пов'язане зі зміною фізичних, температурно-енергетичних, хвильових і радіаційних параметрів зовнішнього середовища.

Фон природний – будь-яке випромінювання з Космосу та природних радіонуклідів, що знаходяться на Землі.

Х

Хронічна променева хвороба – це хвороба, яка виникає внаслідок багатократного і повторювального, впродовж тривалого часу, зовнішнього опромінення малими дозами, а також при надходженні до організму радіоактивних ізотопів, які тривалий час затримуються в тканинах і органах.

Ц

Ценоз – загальне поняття для взаємопов'язаних угруповань організмів незалежно від їх розміру.

Ч

Чинник – умова, рушійна сила, причина будь-якого процесу, яка визначає його характер або одну з його основних рис.

Ш

Шкода від забруднення середовища – фактичні та можливі збитки господарства, пов'язані із забрудненням довкілля.

Шум – одна з форм фізичного (хвильового)

забруднення.

Ю

ЮНЕСКО – організація ООН з питань освіти, науки і культури, яка існує з 1946 р. Штаб-квартира ЮНЕСКО знаходиться в Парижі. Головний напрямок діяльності – участь у рішеннях великих загальнолюдських проблем: мир, розвиток, охорона навколишнього середовища.

Я

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.

Якість води – характеристика складу та властивостей води, яка визначає її придатність для конкретних цілей використання.

Якість повітря – термін, що використовується для опису хімічних, фізичних та біологічних характеристик повітря з метою визначення його придатності для життя людини в ньому певний період часу без шкоди для її здоров'я або (за іншими критеріями) для нормального росту та розвитку тварин та рослин. Кількісними показниками якості повітря є характер і концентрації забруднювачів. Оцінюється за стандартами, які залежать від країни та характеру місцевості.

Якість ґрунту – характеристика складу та властивостей ґрунту, яка визначає її придатність для конкретних цілей використання.

Якість середовища – ступінь відповідності природних умов потребам людей та інших живих організмів.

Термінологічний покажчик

- α-промені*, 27
β-частинки, 28
γ-промені, 28
Авторадіографія, 92
Агроекосистема, 165
Вертикальна міграція радіонуклідів, 167
Горизонтальна міграція радіонуклідів, 166
Гостра променева хвороба, 156
Групи радіотоксичності, 105
Диференціація, 18
Доза, 31
Еквівалентна доза, 31
Ефект розведення, 49
Ефективна доза, 31
Індивідуальна радіочутливість, 132
Іонізуюче випромінювання, 26
Кисневий ефект, 49
Коефіцієнт затримування, 193
Корпускулярні іонізуючі випромінювання, 27
Кратність нагромадження, 144
Період напіввиведення, 146
Період напіврозпаду радіонукліда, 103
Питома радіоємність гідроекосистеми, 226
Повна дезактивація, 240
Поглинута доза, 31
Природна радіоактивність, 56
Променева хвороба, 156
Радіаційна біофізика, 14
Радіаційна біохімія, 14
Радіаційна біоценологія, 15
Радіаційна гігієна, 15
Радіаційна токсикологія, 15
Радіаційна хімія, 14
Радіаційна цитологія, 14
Радіоактивність, 25
Радіобіологія, 14
Радіоекологія, 11
Радіоємність гідроекосистеми, 226
Радіопротектори, 161
Радіотаксони, 133
Радіочутливість, 132
Репарація, 19
Синдром радіаційного ураження, 149
Хронічна променева хвороба, 157
Часткова дезактивація, 239

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Авария на Чернобыльской АЭС и её последствия. *Информация, подготовленная для совещания экспертов МАГАТЭ (25-29 августа 1986, Вена)*. М. : ГКАЭ СССР, 1986.
2. Акимова Т. А., Хаскин В. В. Экология. М. : ЮНИТИ, 1998. 445 с.
3. Радиоекология орошаемого земледелия / Алексахин Р. М., Буфатин О. И., Маликов В. Г., Перепелятников Г. П. и др. М. : Энергоатомиздат, 1985. 320 с.
4. Анненков Б. Н., Юдинцева Е. В. Основы сельскохозяйственной радиологии. М. : Агропромиздат, 1991. 287 с.
5. Атлас. Україна. Радіоактивне забруднення / Мінчорнобиль України. К., 2001. 39 с.
6. Атлас. Україна. Радіоактивне забруднення / Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. Інтелектуальні Системи ГЕО, К., 2002.
7. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда / Н. С. Бабаев, В. Ф. Демин, Л. А. Ильин и др. ; под ред. А. П. Александрова. М. : Энергоатомиздат, 1984. 311 с.
8. Белова Е. И., Погодин Р. И., Коготков А. Я. Роль диффузии в перемещении ^{90}Sr . *Радиобиология*. 1970. № 13. С. 62.
9. Білявський Г. О., Бутченко Л. І. Основи екології: теорія і практикум : навч. посіб. К. : Либідь, 2004. 368 с.
10. Виконання у 1997 році Національної програми мінімізації наслідків Чорнобильської катастрофи. *Річна доповідь. МНС України*. Видавництво агентства «Чорнобильінтерінформ». К., 1998. 55 с.
11. Газиев И. Я. Исследование физических характеристик радиоактивных газоаэрозольных продуктов

аварии на ЧАЭС. *Радиационные аспекты Чернобыльской аварии* : тр. Всесоюзн. конф., Обнинск, июнь 1988. СПб. : Гидрометеиздат, 1993. Т. 1. С. 98.

12. Геохимия ландшафтов и поиски месторождений (на примере Южного Урала) / М. А. Глазовская, А. А. Макунина, И. А. Павленко и др. М. : Изд-во Моск. ун-та, 1961. 182 с.

13. Горбунов Н. И. Минералогия и коллоидная химия почв. М. : Наука, 1974. 314 с.

14. Гродзинський Д. М. Радіобіологія : підручник. Київ : Либідь, 2000. 448 с.

15. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Сельскохозяйственная радиобиология. М. : Колос, 1973. 272 с.

16. Гусев Н. Г., Беляев В. А. Радиоактивные выбросы в биосфере : справ. М. : Энергоатомиздат, 1991. 256 с.

17. Гуськова Л. К., Байсоголов Г. Д. Лучевая болезнь человека. М. : Медицина, 1971. 384 с.

18. Дажо А. Основы экологии. М. : Прогресс, 1978. 416 с.

19. Дертингер Д., Юнг К. Молекулярная радиобиология. М. : Атомиздат, 1973. 248 с.

20. Дозы облучения населения Украины источниками природной радиоактивности / И. П. Лось, Т. А. Павленко, М. Г. Бузинный и др. К. : УНЦРМ, 1996. 34 с.

21. Жизнь и радиация / пер. с англ. М. : Энергоатомиздат, 1993. 96 с.

22. Иванов В. И. Курс дозиметрии. М. : Энергоатомиздат, 1988. 346 с.

23. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации. Докл. НКДАР ООН. 1988. М. : Мир, 1992. Т. 1. 552 с.; Т. 2. 726 с.

24. Капульцевич Ю. Г. Количественные закономерности лучевого поражения клеток. М. : Атомиздат, 1978. 231 с.
25. Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности. М. : Энергоатомиздат, 1991. 256 с.
26. Кольтовер В. К. Радиологическая проблема радона. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 1994. Т. 34, № 2. С. 257–264.
27. Кольтовер В. К. Радоновая радиация: источники, дозы, биологические эффекты. *Вестн. РАН*. 1996. Т. 66, № 2. С. 114–119.
28. Криволицкий Д. А. Радиоэкология сообществ наземных животных. М. : Энергоатомиздат, 1983. 87 с.
29. Крисюк Э. М. Радиационный фон помещений. М. : Энергоатомиздат, 1989. 119 с.
30. Куликов Н. В., Молчанова И. В. Континентальная радиоэкология. М. : Наука, 1975. 184 с.
31. Кутлахмедов Ю. О., Корогодін В. І., Кольтовер В. К. Основы радіоекології : навч. посіб. / за ред. В. П. Зотова. К. : Вища шк., 2003. 319 с.
32. Кыштыяская авария крупным планом. *Природа*. 1990. № 5. С. 47–76.
33. Маргулис У. Я. Атомная энергия и радиационная безопасность. М. : Энергоатомиздат, 1988. 224 с.
34. Москалев Ю. И. Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений. М. : Медицина, 1991. 464 с.
35. Нікберг І. І. Радіаційна гігієна. К. : Здоров'я, 1999. 160 с.
36. Одум Ю. Основы экологии. М. : Мир, 1975. 740 с.
37. Одум Ю., Одум М. Экология. М. : Мир, 1986. Т. 1. 328 с.; Т. 2. 376 с.

38. Перепелятников Г. П. Основы загальної радіоекології : монографія. 2-ге вид.; укр. мовою; виправл. і доп. К. : Атіка, 2012. 440 с.
39. Поликарпов Г. Г. Радиозэкология морских организмов. М. : Атомиздат, 1964. 296 с.
40. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. Динамическая морская радиохемозэкология. М. : Энергоатомиздат, 1986. 176 с.
41. Основы сельскохозяйственной радиологии / Пристер Б. С, Лошилов П. А., Немец О. Ф., Поярков В. А. К. : Урожай, 1991. 472 с.
42. Радиация. Дозы, эффекты, риск. М. : Мир, 1988. 80 с.
43. Радиозэкология. *Современные проблемы радиобиологии* : в 8 т. М. : Атомиздат, 1971. Т. 2. 424 с.
44. Рекомендации МКРЗ-1990 г. (*публикации № 60, 61*). М. : Энергоатомиздат, 1994. 192 с.
45. Сарапульцев Б. И., Гераськин С. А. Генетические основы радиорезистентности и эволюция. М. : Энергоатомиздат, 1993. 209 с.
46. Сельскохозяйственная радиозэкология / Под ред. Р. М. Алексахина. М. : Наука, 1993. 538 с.
47. Справочник по ядерной энерготехнологии. М. : Энергоатомиздат, 1993. 752 с.
48. Тимофеев-Ресовский Н. В., Иванов В. И., Корогодин В. И. Применение принципа попадания в радиобиологии. М. : Атомиздат, 1968. 228 с.
49. Циммер К. Проблемы количественной радиобиологии. М. : Госатомиздат, 1962. 100 с.
50. Ярмоненко С. П. Радиобиология животных и человека. М. : Высш. шк., 1977. 368 с.
51. Kroger W., Chakraborty S. Tschernobyl und weltweite konsequenzen. Köln : Tuv, Rheinland, 1989.

52. Guntay S., Powers D. A., Devell L. The Chernobyl reactor accident source term: development of a consensus view. *One decade after Chernobyl: Summing up the consequences of the accident*. Vol. 2. IAEA-TECDOC-964, 1996. P. 183.

53. Flaiq W., Sochtig H., Beutelspacher H. Einfluss der humus folle and die umtanscheapazität der boden. *Landbauforsch. Völkenrode*. V. 13. № 1, 1963. P. 29–31.

54. United Nations. Ionizing radiation: sources and biological effects. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *1982 Report to the General Assembly, with annexes*, U. N., New York, 1982.

55. Radioactive fallout in air & rain, results to the end of 1988 / R. S. Cambay, K. Playford, G. N. Lewis and R. C. Carpenter. Atomic Energy Authority Report (AERE R) 13575, HMSO Publications, 1989, London.

56. M7/(1997) Estimated Exposures and Thyroid Doses Received by the American People from Iodine-131 in Fallout Following Nevada Atmospheric Nuclear Bomb Test. US National Cancer Institute, Bethesda, USA.

Навчальне видання

Клименко Микола Олександрович
Клименко Олександр Миколайович
Клименко Людмила Валентинівна

РАДІОЕКОЛОГІЯ

Підручник

Технічний редактор

Г.Ф. Сімчук

Підписано до друку 29.11.2019 р. Формат 60×84 ¹/₁₆.

Ум.-друк. арк. 17,6. Обл.-вид. арк. 18,5.

Тираж 100 прим. Зам. № 5488.

Видавець і виготовлювач
Національний університет
водного господарства та природокористування,
вул. Соборна, 11, м. Рівне, 33028.

Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи до
державного реєстру видавців, виготівників і розповсюджувачів
видавничої продукції РВ № 31 від 26.04.2005 р.