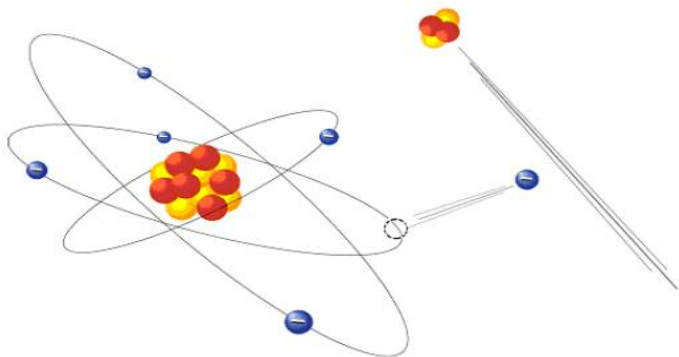


Міністерство освіти і науки України
Центральноукраїнський національний технічний університет

Кафедра екології та охорони
навколишнього середовища

Мартиненко А.П., Мартиненко В.Г.,
Медведєва О.В.

Методичні вказівки
до практичних занять з радіобіології
для студентів денної і заочної форм навчання
напрямку 201-агрономія
за вимогами освітньо-професійної програми підготовки бакалавра



Методичні вказівки до практичних занять з радіобіології / Укл.
Мартиненко А.П., Мартиненко В.Г., Медведєва О.В. - Кропивницький:
ЦНТУ, 2019.- 106 с.

Рецензент: к.с-г.н. Коломієць Л.В.

Розглянуті можливі шляхи радіоактивного забруднення навколишнього
середовища, способи і засоби дезактивації продуктів рослинного та тваринного
походження

Рекомендовано кафедрою екології
та охорони навколишнього середовища
протокол № 1 від 31 вересня 2018 р.

ЗМІСТ

Вступ.....	1
1. Основи радіобіології.....	2
2.Методи радіоекологічних досліджень.....	9
3.Визначення ефективної сумарної питомої активності природних радіонуклідів.....	20
4. Основні дозиметричні величини.....	32
5.Природні радіоактивні елементи і ізотопи в навколишньому середовищі.....	37
6.Мінеральні добрива як одне із джерел радіоактивного забруднення ґрунтів. Засоби зниження надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини.....	44
7. Прогнозування забруднення продукції рослинництва.....	55
8. Прогнозування вмісту радіонуклідів в продукції тваринництва.....	67
9. Прогнозування можливого радіонуклідного забруднення продукції лісового господарства.....	81
10. Визначення ступеня радіоактивного забруднення продуктів харчування.....	85
11.Оцінка еквівалентної дози опромінення внаслідок надходження радіонуклідів в організм.....	92
12. Захист населення від іонізуючого випромінювання.....	97
Рекомендована література.....	106

ВСТУП

Радіобіологія, або радіаційна біологія, – це наука про дію іонізуючих випромінювань на живі системи всіх рівнів організації. Основним завданням радіобіології є вивчення закономірностей дії іонізуючих випромінювань на живий організм з метою пошуку можливостей керування його реакціями на цей фактор.

Основні завдання радіобіології: вивчення чутливості рослин, тварин та інших організмів, в т.ч. і людини, до іонізуючих випромінювань; розробка способів підвищення стійкості до радіаційного ураження, тобто протирадіаційного захисту та після радіаційного відновлення; поширення масштабів використання іонізуючих випромінювань у радіаційно-біологічних технологіях сільськогосподарського виробництва, харчовій промисловості, медицині; дослідження шляхів міграції радіоактивних речовин у навколишньому середовищі і специфіки біологічної дії інкорпорованих рослинами і тваринами радіонуклідів.

Практичне заняття №1

Основи радіобіології

Ядро атома складається з елементарних частинок – протонів, нейтронів, електронів. В ньому діють кулонівські сили відштовхування між однойменно зарядженими протонами і ядерні сили між частками ядра. Виділення енергії під час ядерних перетворень пояснюється „дефектом маси”. До ядерних процесів належать процеси, при яких змінюється стан ядра або утворюються нові ядра. Вони також можуть утворюватись при самовільному розпаді природних ізотопів важких елементів. Таке явище називається природною радіоактивністю. Розпад ядер можна викликати і штучно, бомбардуючи ядра елементарними частинками або фотонами високої енергії.

Ймовірність розпаду ядра в деякому безкінечно малому інтервалі часу, dt , є λ , яку називають постійною розпаду (розмірність – років⁻¹). Ймовірність розпаду деякої кількості ядер N за проміжок часу dt дорівнює λN . Таким чином, швидкість розпаду N нуклідів можна оцінити за формулою:

$$dN/dt = -\lambda N$$

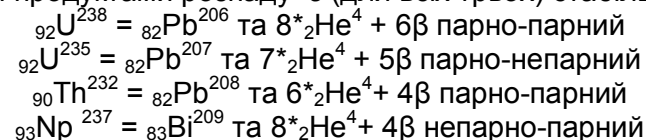
Знак “-” вказує на зменшення кількості N з часом. Рівняння є основоположним законом, і його іменують Основним Рівнянням Радіоактивного Розпаду.

Серед ядерних процесів виділяють штучну радіоактивність. На відміну від природної, штучній радіоактивності передуює синтез радіоактивних ізотопів.

У природі існує 4 радіоактивних ряди:

1. Ряд урану, який починається ізотопом урану ^{238}U і закінчується - ^{206}Pb .
2. Ряд торію (початковий ізотоп ^{232}Th , кінцевий продукт - ^{208}Pb).
3. Ряд актинію (точніше ^{235}U), який закінчується ^{207}Pb .
4. Ряд нептунію, який починається ^{237}Np , а закінчується ^{209}Bi .

Кінцевими продуктами розпаду є (для всіх трьох) стабільні ізотопи:

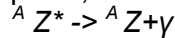


Випромінювання гамма-квантів відбувається тоді, коли збуджене ядро розпадається для здійснення переходу до більш стійкого стану. Гамма-промінь є фотоном з високою енергією (тобто, електромагнітне випромінювання). Частота цього випромінювання, ν , пов'язана з різницею енергій рівнянням:

$$h\nu = E_u - E_l$$

де E_u і E_l - енергія верхнього (збуджений) і нижнього (основний) станів;
 h - постійна Планка.

Відповідна ядерна реакція, враховуючи відсутність зміни масового числа, кількості протонів і нейтронів, записується так:



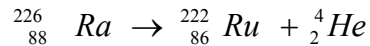
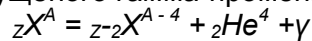
де Z - символ елемента;

A - масове число;

γ - гамма-промінь.

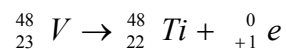
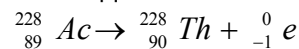
Емісія альфа-частки зменшує масу ядра на масу ядра гелію плюс масовий еквівалент енергії, що витрачається під час розпаду. Витрачена енергія включає:

- кінетичну енергію альфа-частки (постійна для будь-якого даного розпаду);
- кінетичну енергію залишкового ядра (згідно закону збереження імпульсу, на залишкове ядро поширюється ефект віддачі від реакції розпаду);
- енергію будь-якого випущеного гамма-променю:



Випуск α -частки є достатньо складним процесом, оскільки вона (частка) повинна подолати енергетичний бар'єр, який є комбінацією сильної взаємодії і електростатичного відштовхування. Наприклад, ядрами ${}^{238}\text{U}$ повинні випромінюватись α -частки з енергіями нижче 8 Мев. Однак, при розпаді ${}^{238}\text{U}$ появляється α -частка з енергією лише близько 4 МеВ. Це є прикладом прояву тунельного квантового механічного ефекту. Альфа-розпад відбувається в ядрах з масами вищими за максимум на кривій питомої енергії зв'язку, тобто за ${}^{56}\text{Fe}$. Всі такі ядра є нестійкими і здатним на альфа-розпад, але періоди піврозпаду більшості з них дуже великі.

Бета-розпад є процесом, при якому змінюється заряд (кількість протонів) ядра, але не кількість нуклонів загалом (масове число). Якщо б до графіку співвідношення кількості протонів і нейтронів в стабільних ядрах додали б третій вимір, на якому б відобразили енергію ядра, то б побачили, що стійкі ядра розміщуються в енергетичних мінімумах. Альфа-розпад пересуває ядро вниз по осі графіку, а бета-розпад зміщує ядро в напрямку до графіку. Бета-розпад завершується емісією електрону або позитрону (позитивно заряджений електрон), залежно від того, з якої сторони від осі знаходиться батьківське ядро:



На рис. 1 показана будова 3 ядер які є ізобарами з масовим числом 12. Найстійкішим з цих ядер є ${}^{12}\text{C}$, оскільки лише в ньому

відбувається компенсація спінів нейтронів і протонів. І це справді так: ${}^{12}\text{B}$ розпадається до ${}^{12}\text{C}$ з утворенням і емісією частки β^- , а також перетворенням нейтрону в протон. ${}^{12}\text{N}$ розпадається з утворенням і емісією β^+ і перетворенням протону в нейтрон.

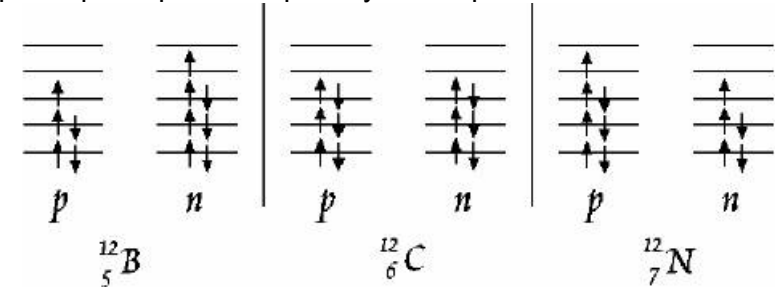
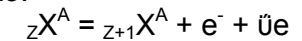


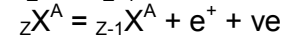
Рисунок 1 - Енергетичні рівні зайняті протонами і нейтронами в ядрах ${}^{12}\text{B}$, ${}^{12}\text{C}$ і ${}^{12}\text{N}$

Бета-розпад відбувається за рахунок сил слабкої ядерної взаємодії. Слабкі взаємодії перетворюють нейтральну частку в заряджену і навпаки. При позитронному розпаді, наприклад, протон, позбавляючись одиниці заряду, перетворюється в нейтрон, випускаючи при цьому одночасно позитрон і нейтрино:

а) $p = n + e^+ + \bar{\nu}_e$ (антинейтрино);



б) $p = n + e^- + \nu_e$ (нейтрино);



Цей процес відбувається через проміжні частки W^+ таким же чином, що й і електромагнітні процеси, для яких посередником є фотон. Фотон, піон і частки W є членами класу часток, які називають бозонами, які забезпечують зв'язок між основними складовими процесів. При цьому W^- частки і піони, на відміну від фотонів, мають масу інерції.

Іншим типом реакції є захоплення електрону. Це відмінний різновид бета-розпаду, ефект якого приблизно ідентичний позитронному бета-розпаду. В даному випадку електрон додається до ядра, яке розпадається, в результаті чого маса новоутвореного ядра менша, ніж у батьківського. Різниця мас витрачається на енергію нейтрино та гамма-квантів. В деяких випадках, ядро може розпадатися або з захопленням електрону, або з емісією позитрону чи електрону. Наприклад: при розпаді ${}^{40}\text{K}$, може відбутися позитронний розпад або захоплення електрону, в результаті чого утвориться ${}^{40}\text{Ar}$, або – електронний розпад, що призведе до утворення ${}^{40}\text{Ca}$.

Розщеплення є процесом при якому ядро фактично розколюється на два (або більше) важкі дочірні ядра. В природі такі процеси є дуже рідкісними, вони відбуваються тільки в найважчих ядрах, ${}^{238}\text{U}$, ${}^{235}\text{U}$ і ${}^{232}\text{Th}$ (найбільш ймовірно це для ${}^{238}\text{U}$). При розщепленні ядра утворюються

нестійкі багаті нейтронами дочірні ядерні фрагменти (з зарядами від 30 - Zn до 65 - Tb) та вільні нейтрони. Дочірні ядра негайно продовжують розпад (емісія електронів, з перетворенням нейтронів на протони), і будуть розпадатися до того моменту, коли буде досягнуте енергетично стабільне співвідношення між протонами і нейтронами (одним із звичайних продуктів поділу урану є ксенон).

Закон зміщення характеризує процес радіоактивного розпаду, він зводиться до трьох положень:

- при α -розпаді утворюється дочірнє ядро, що має масу на 4 одиниці меншу материнського, заряд на 2 менший від заряду материнського ядра і розміщується в періодичній системі відносно нього на 2 клітини ліворуч;

- при β^- -розпаді дочірнє ядро з тією ж самою масою має заряд на одиницю більший, ніж заряд материнського ядра і розміщується в періодичній системі відносно нього на 1 клітинку праворуч;

- при β^+ -розпаді дочірнє ядро з тією ж самою масою має заряд на одиницю менший, ніж заряд материнського ядра і розміщується в періодичній системі відносно нього на 1 клітинку ліворуч.

Природних довгоживучих ізотопів відомо близько 20, найважливішими (за розповсюдженістю в земній корі) з них є: $^{87}_{37}\text{Rb}$, $^{232}_{90}\text{Th}$ ($T_{1/2} = 1,4 \times 10^{10}$ років), $^{238}_{92}\text{U}$ ($T_{1/2} = 4,47 \times 10^9$ років), $^{40}_{19}\text{K}$ ($T_{1/2} = 1,28 \times 10^9$ років), $^{235}_{92}\text{U}$ ($T_{1/2} = 7,07 \times 10^8$ років). За час існування Землі кількість радіоактивних ізотопів суттєво зменшилась ($^{40}_{19}\text{K}$ – в 12 разів, $^{235}_{92}\text{U}$ – в 30 разів тощо).

Проміжні продукти розпаду різноманітні і представлені переважно короткоживучими ізотопами. Наприклад, при розпаді $^{238}_{92}\text{U}$ утворюються ізомери Pa, Th, Ra, Rn, At, Bi і т.д. Інші (не пов'язані з рядами розпаду актиноурану, урану та торію) радіоактивні ізомери існують в мізерних кількостях. Розпадаються вони переважно шляхом електронного бета-розпаду (за надлишку нейтронів) або позитронного бета-розпаду чи електронного захвату (за надлишку протонів):

$^{40}_{19}\text{K}$ (10%) + e = $^{40}_{18}\text{Ar}$ непарно-непарний $\rightarrow$ парно-парний

$^{40}_{19}\text{K}$ (90%) = $^{40}_{20}\text{Ca}$ + β^- непарно-непарний $\rightarrow$ парно-парний

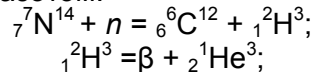
$^{87}_{37}\text{Rb} = ^{87}_{38}\text{Sr} + \beta^-$ непарно-парний $\rightarrow$ парно-непарний

$^{187}_{75}\text{Re} = ^{187}_{76}\text{Os} + \beta^-$ непарно-парний $\rightarrow$ парно-непарний

$^{138}_{57}\text{La} + e = ^{138}_{56}\text{Ba}$ непарно-непарний $\rightarrow$ парно-парний

$^{138}_{57}\text{La} = ^{138}_{58}\text{Ce} + \beta^-$ непарно-непарний $\rightarrow$ парно-парний

Вторинні радіоізотопи виникають і в результаті взаємодії космічного випромінювання з атмосферою, утворені при цьому нейтрони взаємодіють з азотом:



(період піврозпаду тритію 12,26 років).

Подібним чином в атмосфері утворюються $^{14}_6\text{C}$ ($T_{1/2} = 5600$ років, повний розпад 70000 років), а також $^{10}_4\text{Be}$, $^{22}_{11}\text{Na}$, $^{26}_{13}\text{Al}$, $^{36}_{17}\text{Cl}$ тощо. Кількість атомів, які розпадаються за одиницю часу, прямо пропорційна їх наявній кількості:

$$N = N_0 e^{-\lambda t}$$

де N_0 - кількість атомів на початку розпаду;

λ – радіоактивна константа;

N – кількість атомів через деякий проміжок часу.

Кількісною характеристикою джерела випромінювання є активність, яка дорівнює кількості радіоактивних перетворень за одиницю часу. В системі СІ за одиницю активності приймають одне ядерне перетворення за секунду (розпад/с). Цю одиницю називають бекерелем (Бк). Позасистемною одиницею активності є кюрі (Ки) – це активність радіонукліду, в якому відбувається $3,7 \cdot 10^{10}$ розпадів за секунду.

Активність (A) 1 г будь-якого радіонукліду в одиницях Бк дорівнює:

$$A = \frac{4,17 \cdot 10^{23}}{A_r \cdot T_{1/2}},$$

де A_r – атомна маса радіонукліду, г/моль;

Загальна кількість радіоактивної речовини в грамах (г), що дає активність речовини в 1 Бк, дорівнює:

$$m = \frac{N}{3,7 \cdot 10^{10}} \cdot (A/L_0); \quad N = 3,7 \cdot 10^{16} / \lambda = 3,7 \cdot 10^{16} T_{1/2} / 0,693$$

де N – загальна кількість радіонуклідів;

$L_0 = 6,02 \cdot 10^{23}$ моль $^{-1}$ – число Авогадро.

Приклади розв'язку задач

Приклад №1. Визначити масу 1 Бк $^{210}_{84}\text{Po}$ ($T_{1/2} = 138$ діб, $A=210$)

Розв'язування: $m = 0,24 \cdot 10^{-23} A T_{1/2}$

$$m = 0,24 \cdot 10^{-23} \cdot 210 \cdot 138 \cdot 24 \cdot 60 = 6,01 \cdot 10^{-23} \text{ г}$$

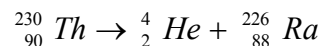
Приклад № 2. Визначити активність 1 г $^{226}_{88}\text{Ra}$ ($T_{1/2} = 1620$ років, $A_r = 226$).

Розв'язування: $A = (4,17 \cdot 10^{23}) / (226 \cdot 31536000 \cdot 1620) = 3,61 \cdot 10^{10}$ Бк.

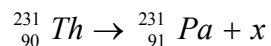
Приклад №3. Записати рівняння ядерних реакцій: альфа-розпад торію-230; розпад торію-231 з утворенням протактинію.

Розв'язування: Умову задачі можна записати так: $^{230}_{90}\text{Th} \rightarrow ^4_2\text{He} + x$. Визначається продукт реакції x . Оскільки сума масових чисел в лівій і правій частині рівняння повинна бути однаковою, приходимо до висновку, що x має масове число 226 ($230-4=226$). На основі

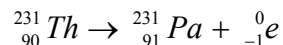
аналогічних міркувань знаходимо, що атомний номер x дорівнюватиме 88 ($90-2=88$). Елемент, що має такий номер – радій. Отже, рівняння реакції:



Запишемо рівняння:



Для того, щоб сума масових чисел в лівій і правій частинах рівняння співпадала, x повинне мати масове число 0, а атомний номер – 1. Ця частинка не що інше як електрон (β^- частинка). Отже, можна записати:



Приклад №4. Чи можна вважати ядра ${}_2^4\text{He}$, ${}_{20}^{39}\text{Ca}$, ${}_{85}^{210}\text{At}$ радіоактивними?

Розв'язування: Ізотоп гелію-4 має магічну кількість протонів (2) і нейтронів ($4-2=2$), тому ядро ${}_2^4\text{He}$ стабільне. Ізотоп кальцію-39 має магічну кількість протонів (20) і не магічну кількість нейтронів ($39-20=19$). Отже, ядро радіоактивне. Ізотоп астату-210 радіоактивний, оскільки серед ядер з атомним номером більшим 83 не існує стійких.

Приклад № 5. Період напіврозпаду кобальту-60 – 5,3 роки. Яка кількість ізотопу ${}^{60}\text{Co}$ масою 1 мг залишиться через 15,9 років?

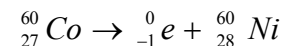
Розв'язування: Період 15,9 років втричі більший періоду піврозпаду ${}^{60}\text{Co}$ ($15,9:5,3=3$). В кінці першого періоду напіврозпаду залишиться 0,5 ($1:2=0,5$) мг, в кінці другого – 0,25 ($0,5:2=0,25$) мг, в кінці третього – 0,125 ($0,25:2=0,125$) мг.

Контрольні питання

- 1.Що називають дефектом маси ядра? Як пов'язана ця величина з енергією, яка виділяється при утворенні ядер із нуклонів, і чому вона характеризує стабільність ядра?
- 2.Що називають штучною радіоактивністю? Ким, коли і за допомогою якої реакції вона була відкрита і яке практичне значення має?
- 3.Який вид радіоактивного розпаду характерний для елементів, у яких відношення z/a : більше оптимального; менше оптимального? Як це пояснити?
- 4.Пояснити, яку роль відіграють хімічні властивості ізотопів і тип їх розпаду при визначенні негативного впливу радіоактивного випромінювання на біологічні системи.
- 5.Порівняти ефект біологічної дії α , β^- частинок, нейтронів і γ -променів.

Задачі для самостійного розв'язку

1. На прикладі ксенону і барію дати визначення ізотопам, а на прикладі аргону і калію-40 – ізобарам.
2. Визначити зміну енергії при повному β -розпаді одного моль кобальту-60 за реакцією:



маса атому ${}^{60}_{27}\text{Co}$ дорівнює 59,9338 а.е.м., маса атому ${}^{60}_{28}\text{Ni}$ дорівнює 59,3308 а.е.м., маса електрону 0,000549 а.е.м.

3. Для максимально стабільних радіонуклідів з масовими числами від 205 до 220 нейтронно-протонне відношення дорівнює 1,52. На основі цього факту пояснити: бета-розпад талію-210; захоплення орбітального електрону в актинії-204; альфа - випромінювання вісмуту-197.
- 4.Плутоній-239 випромінює альфа-частинки, енергія яких $5 \cdot 10^8$ кДж/моль. Період піврозпаду ізотопу 24000 років. Вважають, що плутоній найбільш небезпечний при вдиханні пилу, в якому він міститься. Чому аеральне надходження даного радіонукліду наносить більшу шкоду організму, ніж просте опромінення радіоактивним плутонієм в навколишньому середовищі?
5. Атомна маса урану 238,03. Природний уран – це суміш ізотопів ${}^{234}_{92}\text{U}$ (0,0058 %), ${}^{235}_{92}\text{U}$ (0,715 %) і ${}^{238}_{92}\text{U}$ (99,28 %). Поясніть, чому атомна маса урану більша масового числа найважчого з ізотопів.

Домашнє завдання

1. 1 г урану випромінює за секунду $1,25 \cdot 10^4$ альфа-частинок. Визначити сталу розпаду урану.
2. Яка енергія виділяється при утворенні гелію кількістю речовини 1 моль масою 4 г?
3. Період піврозпаду радію 1617 років. Визначити константу радіоактивного розпаду і кількість атомів радію, яка розпадається за 1 с?
4. Які елементи утворюються при альфа-розпаді ядер ${}_{5}^{11}\text{B}$, ${}_{14}^{28}\text{Si}$, ${}_{84}^{214}\text{Po}$? Записати рівняння ядерних перетворень.
5. Згідно правила зміщення визначити ізотопи елементів, що утворюються при β^- - розпаді ${}_{6}^{11}\text{C}$, ${}_{83}^{214}\text{Bi}$, ${}_{82}^{210}\text{Pb}$, при β^+ - розпаді ${}_{7}^{13}\text{N}$, ${}_{6}^{11}\text{C}$, ${}_{29}^{61}\text{Cu}$.

Практичне заняття №2

Методи радіоекологічних досліджень

Вивчення складної радіаційної ситуації на Україні потребує проведення досліджень з метою організації системи радіоекологічного (дозиметричного) контролю з використанням приладів, доступних для широкого кола користувачів. Завдання радіоекологічного контролю полягає у кількісній і якісній оцінці параметрів радіаційної ситуації,

зумовленої наявності природних і техногенних джерел радіації та в розробці оптимального способу господарювання за таких умов.

Системою сучасного радіоекологічного контролю передбачається доступність і простота вимірювання рівня гамма-фону, ступеня радіаційної чистоти та рівня індивідуальних доз зовнішнього опромінення за допомогою різноманітних дозиметричних приладів (дозиметрів, радіометрів). Вони повинні бути призначені як для наукових радіоекологічних досліджень, так і для широкого використання населенням та відзначатися портативністю, простотою в експлуатації і низькою вартістю.

Сьогодні на Україні випускається понад двадцять дозиметричних приладів різного функціонального призначення. Однак найбільш використовуються такі дозиметри-радіометри, що відповідають вимогам щодо радіоекологічного контролю:

- дозиметр ДГР-01Т призначений для вимірювання потужності експозиційної дози рентгенівського і гамма-випромінювання;
- дозиметр „Бета” дає змогу вимірювати густину потоку бета-випромінювання і питому активність речовини;
- дозиметр „Прип'ять” застосовується для вимірювання щільності експозиційної дози гамма-випромінювання, густини потоку і питомої активності бета-випромінювання.

Технічні характеристики цих дозиметричних приладів здебільшого збігаються, однак дозиметр „Прип'ять” має найширшу сферу використання під час проведення радіоекологічного контролю завдяки одночасній можливості вимірювати як гамма - та бета - випромінювання, так і рівень радіоактивного забруднення природного середовища, будівель, продуктів харчування тощо. Саме тому на прикладі дозиметра „Прип'ять” розглянемо правила проведення радіоекологічного контролю забрудненої території, які значною мірою подібні до методик вимірювання іншими дозиметрами.

Дозиметр „Прип'ять” призначений для індивідуального або колективного використання під час вимірювання: а) еквівалентної експозиційної дози гамма-випромінювання; б) густини потоку бета-випромінювання; в) чистоти земної поверхні, ґрунту, житла, продуктів харчування, одягу тощо; г) рівнів сумарного радіоактивного забруднення довкілля. Дозиметр портативний, вагою 250–300 г, невимогливий в експлуатації, живиться батарейками типу „Корунд” напругою 9 В або від електромережі (рис. 1).

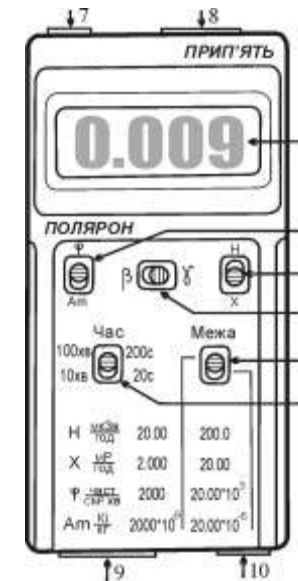


Рис. 1. Дозиметр бета -, гамма-випромінювання „Прип'ять”:
1 – цифровий індикатор; 2 – перемикач вибору одиниці виміру поверхневої чи питомої активності бета-випромінювання; 3 – перемикач вибору одиниці виміру потужності гамма-випромінювання; 4 – перемикач виду вимірюваного бета - чи гамма - випромінювання; 5 – перемикач піддіапазонів вимірювання; 6 – перемикач встановлення тривалості виміру показань; 7 – кнопка контролю напруги живлення; 8 – вмикач звукового сигналу; 9 – вмикач живлення; 10 – гніздо живлення від електромережі

Радіометр „Прип'ять” є приладом прямого вимірювання, величина рівня радіоактивного забруднення зчитується відразу з цифрового індикатора. Датчики, які фіксують іонізуюче випромінювання радіації та індикатор розміщені в одному корпусі. Сталева кришка дозиметра, що міститься на задній панелі приладу, служить фільтром для поглинання бета-випромінювання під час проведення вимірювання потужності експозиційної дози гамма-випромінювання. У радіометрі передбачена можливість вибору тривалості вимірювання (від 20 с до 100 хв.), що дає можливість суттєво підвищувати точність результатів у разі малих доз радіації, та звукова індикація для швидкої попередньої оцінки рівня радіоактивного забруднення довкілля.

Перемикач „Живлення–Вкл” служить для під'єднання до джерела живлення – батарейки або електромережі. Гніздо живлення від електромережі міститься праворуч від перемикача. До нього підходить блок живлення від калькуляторів „Електроніка” (9 В). Поява цифр на

табло індикатора свідчить про те, що напруга живлення перебуває у нормі. Під час натискання кнопки „Контроль живлення” на табло висвітлюється показник напруги у вольтах. Для проведення радіоекологічного контролю нормальною вважається напруга не менше як 7 вольт. Перемикач „Режим β - γ ” необхідний для перемикання виду вимірюваного бета - або гамма-випромінювання. Два інших перемикача, зліва і справа, призначені для вибору одиниць виміру радіації: правий „Н-Х” змінює одиниці виміру потужності дози (Н – у мкЗв/год; Х – у мР/год); лівий „ ϕ -Ам” – одиниці виміру поверхневої (густини потоку) і питомої активності джерела бета-випромінювання (поверхневої ϕ – у см⁻²×хв⁻¹; питомої Ам – у Кі/кг⁻¹). Нижче розміщені два інших перемикача: зліва „Час” – для встановлення тривалості виміру показань дозиметра (20–200 с – при вимірюванні у діапазонах „Н”, „Х”, „ ϕ ”; 10–100 хв. – при вимірюванні у діапазоні „Ам”); справа „Межа” – для вибору піддіапазонів виміру (верхнє положення – чутливий піддіапазон; нижнє положення – піддіапазон, який характеризується чутливістю у 10 разів меншою).

Проміри необхідно проводити за наявності сталеві кришки, розміщеної з тильного боку дозиметра. Перемикач „Режим β - γ ” ставлять у положення „ γ ”, інший перемикач „Н-Х” виставляють в одне з двох положень залежно від одиниць, в яких необхідно вимірювати потужність дози: діапазони „Н” (від 0,1 до 200 мкЗв/год) чи „Х” (від 0,01 до 20 мР/год). Перемикач „Час” встановлюють у положення „20 с” і протягом вказаного проміжку часу знімають не менше як три показники гамма-випромінювання, після чого визначають середнє значення. В разі значної розбіжності знятих показань слід збільшити тривалість виміру у 10 разів, для чого перемикач „Час” переводять у положення „200 с” і повторюють проміри.

Для оцінки густини потоку бета-випромінювання проміри проводять без сталеві кришки. При цьому разом з бета-фоном датчики реєструють й гамма-фон. Для визначення рівня бета - випромінювання необхідно від виміряного показника без кришки відійняти значення, одержане за наявності цієї кришки, коли реєструється лише гамма-фон. Під час вимірювання перемикач „Режим β - γ ” встановлюють у положення „ β ”, інший перемикач „ ϕ -Ам” ставлять у діапазон „ ϕ ”. Густина потоку вимірюють у проміжку від 10 см⁻²×хв⁻¹ до 20·10³ см⁻²×хв⁻¹. Перемикач „Час” виставляють у положення „20 с” і проводять два окремих вимірювання. Перший промір за наявності кришки для визначення гамма-фону, а другий без кришки з метою означення сумарного гамма - і бета-випромінювання. Проводять не менше як три таких вимірювань, а потім обчислюють середнє значення. В разі значної розбіжності вимірюваних результатів тривалість промірів збільшують до „200 с” і повторюють вимірювання.

Ступінь радіоактивного забруднення природного середовища залежить від питомої радіоактивності його компонентів: гірських відкладів, ґрунту, зоо- і біомаси. Дозиметр „Прип’ять” використовується лише для попередньої оцінки рівня радіаційної чистоти довкілля. До комплекту радіометра входить кювета (спеціальний короб), пристосована під його розміри і параметри. Для визначення питомої радіоактивності проби, відібраної під час польових радіоекологічних досліджень, проводять вимірювання без сталеві кришки. Окрім бета – випромінювання, датчики реєструють гамма-фон. Для оцінки радіаційної чистоти досліджуваної проби необхідно від сумарного значення відняти показник, одержаний за наявності кришки, коли реєструється винятково гамма-фон.

Під час вимірювання питомої радіоактивності відібраної проби гамма-фон не повинен перевищувати 0,025 мР/год (0,25 мкЗв/год), тому проміри проводять у закритих лабораторних приміщеннях. Радіометр встановлюють на заповнену пробую (роздробленими відкладами, ґрунтом, біомасою тощо) кювету. Для запобігання забруднення радіонуклідами датчиків дозиметра проба повинна міститись на відстані 5 мм від краю кювети. На початку радіоекологічного контролю перемикач „Режим β - γ ” встановлюють у положення „ β ”, а „ ϕ -Ам” – у положення „Ам”. Питома активність проби вимірюється у проміжку від 1·10⁻⁷ до 2·10⁻⁶ Кі/кг. Перемикач „Час” ставлять у позиції „10 хв.” або „100 хв.” залежно від необхідної точності контролю радіаційної чистоти довкілля. Проміри знімають двічі: з кришкою і без неї. Такі вимірювання проводять не менше як тричі, а потім обчислюють середнє значення.

Крім наведених приладів-дозиметрів, що випускаються на території України, поширені також дозиметри російського виробництва. За техніко-експлуатаційними характеристиками всі вони аналогічні до вітчизняних розробок, прості в експлуатації, тому їх охоче використовує персонал лабораторій радіоекологічного контролю, працівники митних, прикордонних й аварійних служб, військових і будівельних установ та багатьох інших організацій України. Радіометри РКС–01 „Стора”, ДКС–02К „Кадмій”, ДРГБ–01 „Еко–1” та ін. серій призначені для контролю радіаційної ситуації, пошуку плям радіоактивного забруднення, детальних польових і лабораторних досліджень та індивідуальної дозиметрії. Вони дають можливість вимірювати потужність еквівалентної дози рентгенівського і гамма-випромінювання та силу потоку бета-частинок. Дистанційне обстеження існуючого джерела іонізуючого випромінювання за допомогою штанги обмежує опромінення оператора. Ще одною перевагою цієї серії дозиметрів є їхня ширша комплектація. В її склад входять сумка, зарядний пристрій, висувна штанга, навушники та ін.

Технічні параметри дозиметрів цих серій і рекомендації щодо проведення радіоекологічного контролю подібні до методики використання дозиметра «Прип'ять». Однак особливими є низка функцій, яких немає у дозиметра „Прип'ять”, а саме – можливість одночасного вимірювання потужності дози гамма -, бета - і рентгенівського випромінювання; вибір робочого налаштування за допомогою системи графічного меню; режим скорочення часу пошуку плям і джерел радіоактивного забруднення; пам'ять ряду вибраних оператором режимів налаштування; голосове озвучення результатів проведених вимірів.

Для проведення екологічного дослідження дії іонізуючого випромінювання на довкілля необхідне розуміння радіаційного поля, тобто простору, в якому реєструється це випромінювання. Специфіку радіаційного поля аналізують методами радіометрії. До основних радіометричних параметрів, які вивчаються за допомогою лабораторних методів, відносять:

- кількість альфа- і бета-частинок випромінених, перенесених або поглинутих опромінюваним об'єктом;
- потік іонізуючих частинок або випромінювання;
- щільність потоку іонізуючих частинок та випромінювання;
- міграція іонізуючих частинок або випромінювання;
- енергія іонізуючого випромінювання.

В результаті взаємодії іонізуючої радіації з довкіллям передусім відбуваються структурні зміни або розпад (радіоліз) на рівні молекул і атомів. Ці зміни супроводжуються подальшими молекулярними перетвореннями, що зумовлюють появу нових хімічних речовин і впливають на трансформаційні процеси в екосистемах. Вивчення процесів перетворення екосистем на молекулярному рівні неможливе у польових умовах за допомогою простих й компактних дозиметрів. Воно потребує проведення детальних досліджень у спеціально обладнаних наукових лабораторіях з радіометрії чи радіоспектроскопії. Відомо чимало різних методів радіометрії, радіоспектроскопії та радіоекологічного контролю складових довкілля, які слід проводити в лабораторних умовах. Серед них особливе місце посідає група радіаційно-хімічних методів. Для визначення особливостей радіаційно-хімічних реакцій речовини застосовуються різні методи досліджень, з яких найчастіше використовують спектроскопію, а також методи реєстрації флуоресценції й хемілюмінесценції. Методи спектроскопії і люмінесценції дають можливість виявлення первинних хімічних форм, що виникають унаслідок поглинання енергії іонізуючого випромінювання, а також допомагають вивчати природу походження певних станів молекул і атомів, реєструвати проміжні продукти

радіаційно-хімічних перетворень речовин із дуже коротким періодом існування. Для вивчення швидкоплинних процесів радіолізу застосовують різні методи спектроскопії, зокрема абсорбційну спектроскопію, резонансну спектроскопію, спектроскопію електронного парамагнітного резонансу. Використовуючи ці методи, об'єкт дослідження опромінюють певними нормованими порціями радіації, спостерігаючи за появою нових хімічних форм.

В радіоекології, окрім радіаційно-хімічних і радіоспектроскопічних методів, використовують й інші лабораторні методи радіометрії та радіоекологічного контролю, які мають свою специфіку: 1) авторадіографічний; 2) біологічний; 3) іонізаційний; 4) напівпровідниковий; 5) сцинтиляційний. Авторадіографічний метод полягає в аналізі інформації за допомогою фотографічних зображень, одержаних у результаті дії іонізуючого випромінювання від об'єктів дослідження на різні фоточутливі матеріали. Цей метод використовують для визначення просторової локалізації джерел високої радіоактивності в межах досліджуваного об'єкта. Як фоточутливі матеріали використовують рентгенівську чи фотополімерну плівки, різні фотопластинки і особливі ядерні емульсії.

Деякі види рослин і тварин є надзвичайно чутливими до дії іонізуючого випромінювання і разом з тим вони не реагують на багаторазове повторення їхнього опромінення. Реакцію таких біологічних об'єктів на опромінення використовують як оригінальні радіобіологічні дозиметри. Іонізаційний метод ґрунтується на здатності радіоактивних частинок рухатися з великою швидкістю, спричиняючи іонізацію газів. Іонізаційні дозиметри являють собою герметичні камери, заповнені певним газом, з двома підведеними електродами, до яких під'єднано високу напругу. Як тільки у камері з'являються носії електричного заряду (іони), виникає імпульс струму, силу якого реєструють за допомогою високочутливого гальванометра. Напівпровідниковий метод здійснюється за допомогою приладів, в яких за детектор іонізуючого випромінювання служить напівпровідник, електропровідність якого змінюється під впливом радіації. Більшість напівпровідників реагують лише на нейтронне випромінювання, тому їх переважно використовують у радіометрії нейтронів.

Високочутливим щодо реєстрації іонізуючого випромінювання вважається метод, що ґрунтується на використанні сцинтиляторів – органічних чи неорганічних речовин у вигляді хімічних розчинів або кристалів, наприклад йодиду натрію, нафталіну, антрацену. У сцинтиляторах під дією іонізуючого випромінювання виникають світлові спалахи, які реєструються за допомогою фотоелектронного множника. Цей ефект застосовують у сцинтилятивних дозиметрах.

Крім розглянутих лабораторних радіометричних методів відомі й інші методи радіометрії, які виникли в результаті синтезу науково-методичних підходів у радіаційній фізиці, радіаційній хімії, радіобіології і радіаційній генетиці. Це значно розширює можливості радіоекологічних досліджень.

Під час проведення радіоекологічних досліджень застосовують різноманітні радіогеохімічні методи. Головно вони спрямовані на вивчення процесів міграції радіоактивних елементів у природному середовищі. Сучасна методика визначення рівнів забруднення радіонуклідами компонентів довкілля є досить розвиненою. В її основі покладено вимірювання радіоактивності гірських порід та відкладів, ґрунтів, джерел водопостачання і водовідведення тощо. Радіоактивність компонентів природного середовища вимірюють спеціальними радіогеохімічними дозиметрами. Ці прилади визначають потужність експозиційної дози в ампер/кг або потужність поглиненої дози в Гр/с. Серед вітчизняних розробок найпоширеніші гамма-радіометр *СРП-68-01* і альфа-радіометр *РГА-1 „Гліцінія“*. Є також прилади для визначення концентрації радону в атмосферному повітрі, поверхневих, ґрунтових і підземних водах, ґрунтах тощо.

Класичний метод вимірювання щільності забруднення радоном – еманаційний – передбачає відбір проб атмосферного повітря або газу з фіксованого об'єму води чи ґрунту з подальшим переведенням відібраної проби в іонізаційну камеру та виміром іонізаційних імпульсів за допомогою фотоелектронного множника.

Особливості міграції і акумуляції радіонуклідів в екосистемах аналогічні особливостям міграції та акумуляції інших хімічних елементів. Зважаючи на цю закономірність, для визначення рівнів геохімічного, в тому числі й радіаційного, забруднення екосистеми найкраще використовувати метод емісійного спектрального аналізу на вміст важких металів з паралельним проведенням радіоекологічного контролю досліджуваної території. Спектральний аналіз на вміст металів проводять у лабораторних умовах на основі заздалегідь відібраних проб компонентів довкілля, що не дає змоги чітко відобразити картину міграції забруднення в межах екосистеми. Вдале його поєднання з радіоекологічним контролем, який здійснюється під час польового дослідження території, дає можливість оцінити реальний стан як хімічного, так і радіоактивного забруднення. За результатами ландшафтно-геохімічних досліджень стає можливим визначення показників хімічного і радіоактивного забруднення екосистеми. Різний рівень забруднення радіонуклідами, який залежить від умов міграції речовини, дає змогу розрахувати для досліджуваних екосистем коефіцієнт міграції радіогеохімічного забруднення (K_m). Значення $K_m = 1$

відповідає середньому рівню дозових навантажень даної екосистеми. При $K_m > 1$ відбувається акумуляція хімічних і радіоактивних елементів, а при $K_m < 1$ – їхні винесення або змив.

Радіоекологічний контроль у межах екосистеми слід проводити одночасно з відбором проб для спектрального аналізу хімічних елементів. Для оцінки загального радіогеохімічного забруднення екосистеми обчислюється показник сумарної забрудненості (D) стосовно ГДК хімічних і радіоактивних елементів:

$$D = K_m \times 1/n \times \sum k_i / \text{ГДК}_i,$$

де K_m – коефіцієнт міграції радіогеохімічного забруднення;

n – кількість хімічних і радіоактивних елементів;

k_i та ГДК_i – вміст та ГДК i -того елемента в екосистемі.

Радіоактивні ізотопи, вміщені у детекторі радіометричної апаратури, використовуються для експресного визначення фізичних властивостей геологічних відкладів чи ґрунтів, особливо їхньої вологості і щільності, та як індикатори процесів руху водних мас і поживних речовин у системі „ґрунт – рослина”. Радіоізотопні методи дозволяють спостерігати зміни вологості і щільності ґрунтів чи відкладів без відбору і камерального аналізу зразків, не порушуючи природної структури та не змінюючи їх складу. Найпоширенішими є нейтронний метод аналізу вологості і метод розсіяного гамма-випромінювання з метою визначення щільності ґрунту чи відкладів. Інколи застосовують гаммаскопічний метод вимірювання вологості ґрунтового профілю. Нейтронний метод оцінки рівню вологості ґрунту чи відкладів проводять за допомогою радіоізотопного вологоміра *ВЛГР-1* або його полегшеної версії. Він ґрунтується на розсіянні та уповільненні швидких нейтронів ядрами водню як основної складової частини води. У результаті цього навколо джерела швидких нейтронів, що введене у ґрунтовий покрив, утворюється поле повільних нейтронів. З підвищенням рівня вологості густина потоку останніх збільшується, а розміри поля зменшуються. Про потужність потоку свідчить кількість повільних нейтронів, які потрапляють на детектор. Гаммаскопічний метод використовують для шарового визначення щільності шару ґрунту чи відкладів, проводять за допомогою радіоізотопного щільноміра *ППГР-1*. Головний принцип його дії ґрунтується на розсіюванні або поглинанні гамма-випромінювання шаром ґрунту чи відкладів, причому послаблення рівня радіації пропорційне щільності вимірюваного шару.

З метою аналізу рівня забруднення води радіонуклідами готують пробу води в скляних банках місткістю від 0,5 до 3 л. При цьому визначають характеристики ємності з відібраною пробкою води: товщину шару води d і середню відстань від радіонуклідів до дозиметра r . На практиці радіоактивність поверхневих вод визначається щільністю

потокa гамма-випромінювання. Радіометр ставлять в скляну ємність так, щоб край водної поверхні на 3–5 мм не досягав приладу. Не знімаючи сталеві кришки з дозиметра і встановивши перемикач для вимірювання у мкЗв/год, обчислюють середнє значення з 3–5 послідовно знятих відліків. Після цього дозиметр приймають з проби і, встановивши прилад на те саме місце, вимірюють фоновий показ приладу, значення якого віднімають від попереднього. Отриману різницю множать на 800 для банки місткістю 3 л, на 1000 (2 л), 1200 (1 л), 1500 (0,5 л). Кінцевий результат відповідатиме об'ємній активності проби в бекерелях на дм³ (Бк/дм³).

Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання D описують формулою:

$$D = K_j r^2 A,$$

де A – активність певного радіонукліда;

r – середня відстань від радіонуклідів до дозиметра;

K_j – стала, що визначає тип радіонукліда; для радію-226 вона дорівнює $8,4 \times 10^6$.

Послаблення потокa гамма-випромінювання у шарі води описують залежністю:

$$I = I_0 e^{-md},$$

де I та I_0 – інтенсивність гамма-випромінювання на вході й виході з шару води завтовшки d ;

m – коефіцієнт поглинання випромінювання.

Оскільки швидкість реєстрації n імпульсів пропорційна інтенсивності I гамма-випромінювання, під час практичних досліджень використовують залежність кількості імпульсів, що реєструються дозиметром за хвилину, від товщі води. Тоді коефіцієнт поглинання випромінювання обчислюють за формулою:

$$m = (\ln 0)^n n / d.$$

На основі проведених обчислень роблять висновок про рівень радіоактивного забруднення проби води, що є основою для проведення радіогідроекологічного аналізу і моделювання радіаційної ситуації будь-якої водної екосистеми.

Розроблена методика радіогідроекологічного моделювання ґрунтується на застосуванні комплексу модельних індексів рівня радіоактивного забруднення водних об'єктів. Узагальнений символічний запис груп показників екосистем водойм, елементи яких проаналізовані за відповідною методикою для отримання конкретних індексів рівня радіогідроекологічного стану має такий вигляд:

$$D = [(SolIC); (BM); (BP); (PE); (KA)],$$

де D – компоненти радіогідроекологічних (гідрофізико-хімічної, екотоксичної, радіаційної) груп показників: $(SolIC)$ – показники

сольового та іонного складу води; (BM) – вміст важких металів у воді; (BP) – вміст біогенних речовин у воді; (PE) – вміст радіоактивних речовин у воді; (KA) – коефіцієнт донної акумуляції.

При цьому:

$$(SolIC) = (Cl^-; SO_4^{2-}; Ca^{2+}; Mg^{2+}; Na^+; K^+; C_3),$$

де C_3 – сухий залишок;

$$(BM) = (Pb, w, f, d; Zn, w, f, d; Cu, w, f, d; Cd, w, f, d...);$$

$$(BP) = (NH_4^+; NO_3^-; NO_2^-; PO_4^{3-});$$

$$(PE) = (Cs, w, f, d; Sr, w, f, d; U, w, f, d...),$$

де w – вміст у воді, f – вміст у рибі, d – вміст у птахів.

Авторами цієї методики запропоновані п'ять якісних категорій радіогідроекологічного стану водних екосистем з відповідними для них числовими значеннями, а саме „задовільний”, „незадовільний”, „дуже незадовільний”, „критичний” і „катастрофічний”. Це дає змогу змодельовати і прогнозувати інтенсивність процесу накопичення водними екосистемами не лише радіонуклідів, а й отримати комплексну картину їхнього геохімічного та радіоактивного забруднення.

Приклад 1. Якщо у будь-якому місці зафіксовано фон (від γ -випромінювання) в 25 мкР/год. (25 мкрад/год.; 0,25 мкГр/год.; 0,25 мкЗв/год.), то за 1 год. перебування в цьому місці людина отримає еквівалентну дозу в 25 мкбер (0,25 мкЗв). За тиждень:

$$D_e = 25 \times 168 = 4200 \text{ мкбер} = 4,2 \text{ мбер} = 42 \text{ мкЗв або } 0,042 \text{ мЗв},$$

за рік:

$$D_e = 25 \times 8760 = 219000 \text{ мкбер} = 219 \text{ мбер} = 2,19 \text{ мЗв}.$$

Але якщо така ж поглинена доза буде створена α -випромінюванням (при внутрішньому опроміненні), то з урахуванням коефіцієнту якості (20) еквівалентна доза за 1 год. складе:

$$D_e = 25 \times 20 \times 1 = 500 \text{ мкР} = 500 \text{ мкбер} = 5 \text{ мкЗв},$$

тобто буде еквівалентною поглиненій дозі від рентгенівського, гамма-, бета-випромінювання в 500 мкрад (5 мкГр).

Приклад 2. Радіоактивне зараження місцевості відбулося через 1 год. після техногенної аварії. Безпосередньо після зараження населення виходить на роботу. Обчислити коефіцієнт захищеності для першої доби, якщо буде дотримано такого режиму: добираються до роботи пішки впродовж $T_1 = 1$ год. ($K_1 = 1$, $t = 1$ год.); робота в одноповерховій будівлі ($K_2 = 10$, $T_2 = 8$ год.; $t = T_1 + T_2$ год.); додому повертаються на автомобілі ($K_3 = 2$, $T_3 = 0,5$ год.; $t = T_1 + T_2 + T_3$ год.); проживають у двоповерхових будинках ($K_4 = 20$, $T_4 = 14,5$ год.).

Розв'язування: коефіцієнт захищеності обчислюємо за формулою:

$$C = 100 / (N_1/K_1 + N_2/K_2 + N_3/K_3 + N_4/K_4),$$

де N – коефіцієнт, який залежить від часу експозиції (табл.1):

Таблиця 1 - Значення часток доз (%) для відповідних проміжків часу

t, год.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0,5	37	52	61	67	71	74	77	79	81	83
1	30	43	53	60	65	68	72	75	77	80
2	20	33	42	50	57	62	66	70	73	76
4	15	26	35	42	49	55	60	64	67	72
8	12	20	28	35	40	45	50	55	59	63
12	10	18	24	30	3	41	46	51	56	60
20	7	13	19	25	30	35	40	45	49	53

K – коефіцієнт ослаблення дози радіації.

$t_1 = 1$ год.; $N_1 = 30$

$t_1 = 8+1=9$ год.; $N_2 = 77-30=47$

$t_1 = 9+0,5=9,5$ год.; $N_3 = 80-77=3; 2=1,5$

$t_1 = 24$ год.; $N_4 = 100-(80-1,5)=21,5$

$$C=100/(30/1+47/10+1,5/2+21,5/20)=2,7$$

Контрольні запитання

1. Техніко-експлуатаційні характеристики і принцип роботи з дозиметром-радіометром „Прип'ять”.
2. Методика вимірювання потужності дози гамма-випромінювання та густини потоку бета-випромінювання.
3. Методика контролю радіаційної чистоти довкілля.
4. Характеристика лабораторних радіометричних і радіоспектроскопічних методів.
5. Характеристика радіогеохімічних і радіоізотопних методів.
6. Оцінка радіогеохімічного забруднення.

Домашнє завдання

1. Потужність поглиненої дози в центрі впливу радіотерапевтичного джерела складає 58 рад/хв. У двох точках опроміненого тіла поглинена доза складає: в точці № 1 – 51%; в точці № 2 – 39% від дози в центрі впливу. Тривалість опромінення становить 5,4 хв.. Визначити поглинену дозу в точках № 1 і 2 та виразити її в системі СІ.
2. На робочому місці рівень зовнішньої проникної радіації складає 50 мбер/год. Визначити, яку дозу отримає робітник за один робочий день за умови тривалості зміни 4 год. Виразити отриману величину в системі СІ.
3. У результаті радіаційної аварії 1 854 700 осіб, які мешкають на прилеглий до радіаційного об'єкта території, отримали підвищену дозу опромінення. Для 2,7 тис. осіб індивідуальна ефективна еквівалентна доза склала від 22 до 66 мЗв, для 136 тис. осіб – від 4,4 до 22 мЗв і для

1 716 тис. осіб – від 1 до 4,4 мЗв. Розрахувати колективну ефективну еквівалентну дозу опромінення, отриману населенням, яке мешкає на даній території.

Завдання для самостійного виконання

Людина знаходиться в полі фотонного випромінювання з потужністю експозиційної дози мкР/год. За час t діб за рахунок інкорпорованих в органі (по варіанту) альфа (α) або бета (β) випромінюючих радіонуклідів поглинена в цьому органі доза складає величину D рад. Визначити в зівертах еквівалентну дозу в цьому органі і ефективну дозу, яку отримує людина за цей час.

№ варіанту	Орган	t, діб	Вид випромінювання	D, рад	Де, мкР/год
1	гонади	5	β	0,1	900
2	шлунок	4	α	0,2	800
3	легені	3	β	0,3	700
4	печінка	6	α	0,4	600
5	червоний кістковий мозок	10	β	0,5	500
6	молочна залоза	7	α	0,6	400
7	щитовидна залоза	9	β	0,7	300
8	стравохід	11	α	0,8	200
9	сечовий міхур	8	β	0,9	100
10	товста кишка	12	α	0,1	500

Практичне заняття №3

Визначення ефективної сумарної питомої активності природних радіонуклідів

Найбільшу дозу людина одержує від природних джерел радіації, які знаходяться в середовищі її перебування постійно протягом всього її життя. Особливе місце серед природних джерел займають природні джерела в будівельних матеріалах. При цьому найбільші резерви в зменшенні радіаційного впливу на людину є в обмеженні дії саме цих, так званих техногенно підсилених джерел.

Радіоактивність будівельних матеріалів створює як зовнішнє, так і внутрішнє опромінення людей. Зовнішнє опромінення безпосередньо залежить від величини радіоактивності матеріалу і створюється за рахунок опромінювання радіонуклідами ^{226}Ra , ^{232}Th та ^{40}K , які містяться в цьому матеріалі. Внутрішнє опромінення обумовлене потраплянням в організм людини через органи дихання радіоактивного газу ^{222}Rn і продуктів його розпаду. У зв'язку з цим контроль радіоактивності в будівництві здійснюється за декількома параметрами:

- ефективною питомою активністю природних радіонуклідів (ПРН) в будівельних матеріалах і в мінеральній будівельній сировині;
- потужністю поглиненої дози в повітрі (ППД) гамма-випромінювання в приміщеннях будівель і споруд;
- середньорічною еквівалентною рівноважною об'ємною активністю (ЕРОА) ізотопів ^{222}Rn і торону в повітрі приміщень.

При оцінюванні величини концентрації природних радіонуклідів в будівельних матеріалах важливе значення має визначення критерію підвищеної концентрації природних радіонуклідів в будматеріалах. Якщо величина радіоактивності менша за цей критерій, то матеріал можна використовувати без обмежень.

Концентрація природних радіонуклідів в будматеріалах, яка складає $370 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, що дорівнює середній для земної кори, створює дозу опромінювання близько $1,0 \text{ мЗв}\cdot\text{рік}^{-1}$. Проживання в будинках з такою концентрацією природних радіонуклідів у будівельних конструкціях створює дозу опромінювання людей, що приблизно дорівнює дозі від природного гамма-фону.

Ця величина концентрації прийнята вітчизняним нормативним документом (НРБУ-97) як критерій використання будматеріалу без обмежень. Матеріали з більшими концентраціями мають ряд обмежень використання в будівництві.

Радіоактивність будівельних матеріалів визначається за величиною ефективної питомої активності природних радіонуклідів ^{226}Ra , ^{232}Th і ^{40}K , розрахованою за формулою:

$$A_E = A_{\text{Ra}} + 1,31 A_{\text{Th}} + 0,085 A_{\text{K}} (\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}),$$

де 1,31 і 0,085- вагові коефіцієнти для ^{232}Th і ^{40}K по відношенню до ^{226}Ra .

Згідно Норм радіаційної безпеки України (НРБУ-97) всі будівельні матеріали за величиною ефективної питомої активності природних радіонуклідів і можливості їх використання в будівництві поділяються на чотири класи:

- I клас – ефективна питома активність ПРН складає не більше $370 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. Такі будівельні матеріали можуть використовуватись для всіх видів будівництва без обмежень;
- II клас - ефективна питома активність ПРН складає $370 - 740 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. Такі будівельні матеріали можуть використовуватись для дорожнього і промислового будівництва в межах населених пунктів;
- III клас - ефективна питома активність ПРН складає $740 - 1350 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. Такі будівельні матеріали можуть використовуватись в межах населених пунктів для будівництва підземних споруд, а також поза населеними пунктами для будівництва доріг, гребель та інше;

- IV клас - ефективна питома активність ПРН перевищує $1350 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. На використання таких будівельних матеріалів у кожному конкретному випадку потрібен дозвіл Міністерства охорони здоров'я України.

Вміст природних радіонуклідів у будівельних матеріалах відрізняється великою різноманітністю. Середні питомі активності природних радіонуклідів у різних матеріалах залежать від родовищ, з яких видобувається мінеральна сировина. Так, у ряді країн є території, де внаслідок геологічних особливостей реєструються підвищені рівні природної радіоактивності в мінеральній сировині (Бразилія, Чехія та ін.).

Що стосується України, то результати досліджень, проведених Київським НДІ загальної і комунальної гігієни ім. А. Н. Марзєєва (1987), (табл. 1) свідчать про те, що середня величина ефективної питомої активності A_E будівельних матеріалів України не перевищує нормативів, встановлених НРБУ-97. В той же час, слід враховувати, що ряд регіонів України мають великі родовища нерудних матеріалів, розташованих на Українському кристалічному масиві, які мають високий вміст природних радіонуклідів, що вимагає постійного радіаційного контролю.

Таблиця 1 – Вміст природних радіонуклідів в будматеріалах

Вид матеріалу	Питома активність ($\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$)			$A_E (\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1})$
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	
Щебінь	36,6	79,3	971	223
Гранітний відсів	43,0	118,2	1171	297,3
Гравій керамзитовий	37,0	28,0	658	130
Бетон	25,0	36,0	380	106
Вапно	58,0	44,0	139	127
Цегла	44,0	51,0	704	171
Глина	41,0	78,0	574	204
Пісок	12,0	33,0	165	68
Плитка керамічна	89,0	102	680	280
В середньому	49,0	53,0	496	162

Вплив радіації на організм людини за рахунок будматеріалів складається з зовнішнього та внутрішнього опромінення. Зовнішнє опромінення в приміщеннях створюється за рахунок гамма-випромінюючих природних радіонуклідів, що вміщуються в будівельних матеріалах. При цьому чим більше вміст цих радіонуклідів, тим вищі рівні гамма-випромінювання.

Згідно чинних нормативів (НРБУ-97) в існуючих будівлях та спорудах з постійним перебуванням людей потужність поглиненої дози

(ППД) гамма-випромінювання в повітрі приміщень не повинна перевищувати 122 пГр.сек^{-1} (50 мкР.год^{-1}). При введенні будівельних об'єктів в експлуатацію, де передбачено постійне перебування людей, ППД гамма-випромінювання в повітрі не повинна перевищувати 73 пГр.сек^{-1} (30 мкР.год^{-1}). Внутрішнє опромінювання людей, що мешкають в будівлях, як було зазначено вище, визначається ^{222}Rn і продуктами його розпаду. ^{222}Rn , що є продуктом розпаду ^{226}Ra , дифундує із будівельних конструкцій в повітря житлових і виробничих приміщень і разом з продуктами його розпаду при вдиханні потрапляє в легені, опромінюючи легеневу тканину. Окрім цього радон дифундує з ґрунту, що знаходиться під будівлями.

На вміст радону в повітрі приміщень впливає ряд чинників, зокрема місце розміщення будівлі, пора року, метеоумови та ін. Крім того мають значення конструктивні особливості будівель – вид будматеріалу, наявність вентиляції, швидкість повітрообміну, поверховість, якість оздоблювання приміщень. Встановлено, що на перших поверхах будівель в приміщеннях без наявності вентиляції вміст радону у декілька разів більший, ніж на верхніх поверхах. Нормами радіаційної безпеки України встановлені нормативи вмісту ЕРОА ^{222}Rn і торону в зоні дихання в приміщеннях. У випадку, коли будівля або споруда вводиться в експлуатацію після закінчення будівництва або реконструкції, норматив вмісту середньорічної ЕРОА ^{222}Rn в повітрі приміщень складає $50 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$, а для торону $-3 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$. Для існуючих будівель і споруд рівень вмісту середньорічної ЕРОА ^{222}Rn в повітрі не повинна перевищувати $100 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$, а торону $-6 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$.

Для оцінки стану радіоактивності будівельних матеріалів і доз опромінювання населення санітарно-епідеміологічна служба повинна постійно проводити контроль на всіх стадіях запобіжного санітарного нагляду, а також при виготовленні будівельних матеріалів на підприємствах будіндустрії. Так, згідно з ДБН В.2.2-9-99 «Громадські будинки та споруди. Основні положення» при розробці проектів будівництва і реконструкції об'єктів проектні організації зобов'язані використовувати будівельні матеріали, які за своїми радіаційними параметрами дозволяються в будівництві споруд, що проектується.

При потребі необхідно передбачати проектування автономних систем вентиляції підвальних приміщень, а також ретельну герметизацію перекриття між першим поверхом та підвалом. Будівельні організації повинні дотримуватись проектних вимог радіаційної безпеки будівельних матеріалів і мати документи, видані постачальниками, що підтверджують клас будівельних матеріалів згідно існуючої класифікації. Підприємства та організації, що здійснюють виробництво будівельних матеріалів та мінеральної сировини, а також підприємства,

відходи яких використовуються для виготовлення будівельних матеріалів, повинні постійно проводити їх радіаційний контроль. Контролю підлягають:

- сировина і будматеріали: піски і глини всіх видів, гравій, крейда, гіпс, сланці, щебінь всіх видів, відсів гранітний;
- відходи: шлаки, золи, шлами, порожня порода та інші;
- будівельні залізобетонні вироби, конструкції, цегла;
- оздоблювальні матеріали і вироби: керамічні, гранітні, мармурові та гіпсокартонні плити.

Щорічно підприємство складає і затверджує з територіальною СЕС номенклатуру сировини і (або) матеріалів, що підлягають радіаційному контролю. Перед введенням будівельних об'єктів в експлуатацію здійснюється радіаційний контроль в приміщеннях. Радіаційному контролю підлягають приміщення, які розраховані на постійне перебування там людей (житлові кімнати, кухні, соціально-побутові приміщення, робочі кімнати у виробничих будівлях і ін.). Радіаційний контроль включає виміри потужності поглиненої в повітрі дози гамма- випромінювання та виміри вмісту ^{222}Rn і торону в повітрі приміщень. Вимірювання проводяться приладами, що пройшли державну повірку і метрологічну атестацію в установленому порядку.

Контроль еквівалентної рівноважної об'ємної активності радону (ЕРОА) в повітрі приміщень може проводитися двома методами:

- вимірювання інтегральних значень вмісту ^{222}Rn та торону методом пасивної трекової радонометрії;
- вимірювання миттєвих значень об'ємної активності ^{222}Rn та торону радіометром радону з подальшим розрахунком на ЕРОА.

У житлових приміщеннях вимірювання проводяться при закритих вікнах, входних дверях і включеному опалюванні на перших поверхах в кожному під'їзді будинку. При вимірюваннях з використанням трекових радонометрів приміщення повинні бути заздалегідь витримані у вказаному вище режимі не менше 7 діб. У виробничих приміщеннях вимірювання проводяться в усіх приміщеннях, де є постійні робочі місця. Радонометр розміщується в центрі приміщення. Час експонування інтегральних радонометрів повинен бути не менше 7-10 діб. Для більш точної оцінки вмісту ^{222}Rn в повітрі в існуючих приміщеннях час експозиції повинен дорівнювати одному місяцю. При вимірах миттєвих значень об'ємної активності ^{222}Rn та торону розрахунки ЕРОА проводять з використанням коефіцієнта рівноваги між радоном та продуктами його розпаду, який дорівнює 0,4. При виявленні перевищень нормативів вмісту ^{222}Rn в повітрі приміщень необхідно проводити низку заходів щодо його зниження. Оскільки об'ємна активність радону в повітрі житлових приміщень залежить від багатьох

причин, його зниження можна досягти за допомогою різних заходів. Деякі з цих заходів можна вжити тільки стосовно новобудов. Наприклад, при проектуванні будинків і споруд необхідно використовувати матеріали, в яких відсутня аномально висока питома активність ^{226}Ra (дерево, цегла, залізобетон).

Для вже збудованих споруд є такі ефективні заходи протирадіаційного захисту від радону, що дозволяють понизити його концентрацію у 10-15 разів:

- герметизація щілин у підлозі та стінах;
- вентиляція повітря в підвалах та приміщеннях;
- оздоблювання стін пластичними матеріалами, такими як поліамід, поліхлорвінілхлорид, поліетилен, сучасними шпалерами із штучним покриттям, шаром фарби на епоксидній основі або трьома шарами масляної фарби;
- постійне провітрювання не тільки житлових та виробничих приміщень, а також ванно-душових комплексів і кухонь, в яких використовується газове опалення.

При здачі об'єктів в експлуатацію, у разі виявлень об'ємної активності радону понад $50 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$, але менше $100 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ рекомендується проведення природної вентиляції в приміщеннях (провітрювання), посилення вентиляції повітря під підлогою. Протирадоніві заходи обов'язково проводяться у разі перевищення об'ємної активності радону більше ніж $100 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ в дитячих, санаторно-курортних, лікувально-оздоровчих і громадських установах. У житлових приміщеннях протирадоніві заходи здійснюються тільки за узгодженням власника житла. У разі відсутності очікуваного ефекту ухвалюється рішення про скорочення тривалості знаходження людей в цих приміщеннях або перепрофілювання їх використання.

При знаходженні у досліджуваних об'єктах радіонуклідів цезію, їх визначення відбувається відповідно "Методиці експресного визначення по гамма-випромінюванню питомої та об'ємної активності радіонуклідів цезію у воді, ґрунті, продуктах харчування, продукції тваринництва, рослинництва, сировині і матеріалах за допомогою гамма-радіометра". Діапазони вимірювань ПА радіонуклідів і $A_{\text{еф}}$, представлені у табл.1.

Матеріали та обладнання: гамма-радіометр РУГ-91М, комплектність якого відповідає умовам ТО; набір посудин Марінеллі об'ємом заповнення 0, 5 л з кришками; ваги настільні циферблатні або лабораторні; клей ПВА; лабораторна дробарка; контрольне сито з круглими отворами діаметром 2 мм; сушильна шафа; калій хлористий ЧДА.

Таблиця 1 - Діапазони вимірюваної питомої масової активності (ПА) радіонуклідів (при густині зразків – 1000 кг/м^3)

Час вимірювань, хв.	Діапазони вимірюваної ПА, Бк/кг				
	$^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	$A_{\text{еф}}$
60	3,7-10000	35-10000	3,7-10000	3,7-10000	5-10000
20	5-10000	60-10000	5-10000	5-10000	10-10000
10	7-10000	180-10000	7-10000	7-10000	15-10000
2	15-10000	200-10000	15-10000	15-10000	30-10000

Час одиничного вимірювання - від 120 до 1200 секунд. Основна відносна похибка вимірювання ПА радіонуклідів радію-226, торію-232, калію-40 і сумарної ефективної питомої активності $A_{\text{еф}}$ в довірчому інтервалі 0,95 представлена у табл. 2

Таблиця 2- Границі допустимої основної похибки вимірювання ПА радіонуклідів $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$, ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th і $A_{\text{еф}}$ (при довірчій імовірності 0,95)

Час вимірювання, хв.	Діапазони вимірюваної ПА, Бк/кг					Границя допустимої основної відносної похибки, %
	$^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	$A_{\text{еф}}$	
60	3,7-10	35-140	3,7-10	3,7-10	5-15	50
	10-60	140-700	10-60	10-60	15-100	25
	60-10000	700-10000	60-10000	60-10000	100-10000	10
20	5-20	60-240	5-20	5-20	10-40	50
	20-100	240-1200	20-100	20-100	40-200	25
	100-10000	1200-10000	100-10000	100-10000	200-10000	10
10	7-30	100-400	7-30	7-30	15-60	50
	30-150	400-1500	30-150	30-150	60-300	25
	150-10000	1500-10000	150-10000	150-10000	300-10000	10
2	15-60	200-800	15-60	15-60	30-120	50
	60-300	800-4000	60-300	60-300	120-600	25
	300-10000	4000-10000	300-10000	300-10000	600-10000	10

Умови вимірювань: виконання вимірювань на гамма-радіометрах здійснюється у закритих опалюваних приміщеннях, при температурі оточуючого повітря від +10°C до +35°C і відносній вологості повітря 75 % при температурі +30 °C. Допустима величина потужності експозиційної дози природного гамма-фону, виміряна дозиметром, не повинна перевищувати 50 мкР/год..

Перед відбором проб (на місці знаходження сировини, будівельних матеріалів) рекомендується перевірити однорідність підлеглої контролю продукції шляхом експрес-оцінки рівня гамма-випромінювання (наприклад, потужності дози або потоку гамма-випромінювання) за допомогою переносного радіометра або дозиметра типу ДРГ-01Т, ДБГ-01Н. При цьому необхідно дотримуватися постійної відстані (2-3 см) між детектором та досліджуваною продукцією. Для цього при використанні приладу з виносним блоком детектування пропонується використовувати фіксатор відстані детектора від контрольованого об'єкту (стержень заданої довжини) або розташовувати блок детектування у безпосередній близькості від його поверхні. У останньому випадку необхідно прийняти заходи (наприклад, за допомогою поліетиленового чохла) по захисту детектора від випадкового забруднення.

Продукція вважається однорідною за рівнем забруднення, якщо результати вимірювань у різних точках залягання сировини, будівельного матеріалу відрізняються не більш ніж у два рази. У випадку встановлення факту неоднорідності продукції її слід розділити на декілька однорідних груп, близьких за рівнями виміряних значень (тобто ті, що відрізняються не більш ніж у два рази). Проба повинна бути представницькою для даної партії сировини, будівельного матеріалу, тобто повністю відображати її властивості у даний момент. Для цього в десяти різних ділянках партії одного виду (групи) відбирають проби вагою 2 кг кожна, перемішують на піддоні за допомогою лопати і методом квартування виділяють пробу об'ємом не менш ніж 1дм³. Частота відбору проб з кожної ділянки повинна забезпечувати одержання відомостей про динаміку рівнів питомої сумарної активності даного матеріалу.

Гамма-зйомка на території ділянок виконується в масштабі 1:1000 по сітці 10 ×10м. Вимірювання проводяться по попередньо наміченим на робочій схемі профілям і точкам фіксованих замірів. Крім того, додатковому обстеженню підлягають окремі об'єкти між профілями, вірогідність знайдення радіоактивного забруднення на яких підвищена (ями, канами, купи сміття, золошлаки). В фіксованих точках вимірювання виконуються дозиметром ДБГ-06Т на висоті 1,0 м від досліджуваної поверхні. Оскільки вказані дозиметри мають шкали

відградуйовані в одиницях 2мкР/г і мкЗв/г, то для переведення величин в одиниці Міжнародної системи одиниць СІ „мкГр/г” використовуються співвідношення ДБН В.1.4-2.01-97. Між фіксованими точками виконується прослуховування території радіометром СРП-88Н. При прослуховуванні переміщується детектор приладу перпендикулярно лінії руху на висоті 10-20 см над поверхнею. Цим досягається охоплення досліджуваної смуги завширшки 1,5-2,0м.

Вимірювання гамма-фону також проводяться в місцях відбору проб, в будинках, квартирах. Детальному радіометричному обстеженню підлягають частини фундаментів споруд і асфальтові підмурки навколо них. Гамма-вимірювання поверхні фундаментів і підмурків виконуються по двом профілям. Один профіль проходить по центру фундаменту, а інший по центру підмурків. Фіксовані вимірювання по профілям паралельно з процесом прослуховування виконуються через 2-5 метрів.

Гамма-вимірювання в фіксованих точках на поверхні фундаментів і підмурків виконуються дозиметром ДБГ-06Т, прослуховування поверхонь фундаментів і підмурків виконуються радіометром СРП-88Н. Паралельно з обстеженням поверхонь фундаментів і підмурків виконуються гамма-зйомки ґрунтового покриття за межами підмурків. Профілі вимірювань повинні розташовуватися на відстані 1,0 від підмурка і від поверхні фундаменту.

Відбір проб ґрунтів, мінеральної будівельної сировини і матеріалів відбувається як на ділянках проведення гамма-зйомок, так і на прилеглих територіях, в тому числі в місцях з відносно підвищеним фоном гамма-випромінювання. Проби відбираються шарами 0,0-0,25м, 0,25-0,5м із свердловин і із куп будівельного сміття, матеріалів і золошлакових відходів не менше ніж в 3 місцях. Проби кожного горизонту вкладаються в окремі поліетиленові пакети. В кожен пакет вкладається етикетка з номером проби і горизонту відбору. Всі пакети з пробками вміщуються в загальний мішок, куди вкладається заповнений паспорт проби з вказуванням дати і місця відбору проби.

Відібрані проби об'ємом не менше 1 дм³ подрібнюють до розміру 1-2 мм, просіюють через сито з круглими отворами діаметром 2 мм, пакують у поліетиленові двійні пакети з паспортом, який розміщують для збереження між пакетами, і направляють в лабораторію для аналізу. Відібрану для аналізу пробу з розміром частинок не більше 2 мм висушують до постійної маси, відбирають матеріал, який аналізується, у мірну склянку 0,5 дм³ (0,5 л), насипають у попередньо зважену (з похибкою ±0,002 кг) посудину Марієллі об'ємом 0,5 л, закривають кришкою, герметизують клеєм ПВА і маркують. Зважують заповнену пробую посудину Марієллі з похибкою ±0,002 кг. При цьому маса

проби визначається як різниця мас заповненої і порожньої посудини Марінеллі. Заповнену пробую посудину Марінеллі герметизують і тримають у кімнатних умовах не менше 14 діб для встановлення рівноваги продуктів розпаду радію-226. У гамма-радіометрі РУГ-91М усі необхідні розрахунки виконуються автоматично.

Перед визначенням активності радіонуклідів проводять вимірювання фону, для чого у блок захисту встановлюють заповнену дистильованою водою посудину Марінеллі і закривають кришку блоку захисту. По закінченні часу вимірювань (1200-7800 с) на цифровому індикаторі висвітлюється рівень фону (імп./с). Виміряне значення фону залишається у пам'яті на протязі усього часу роботи приладу або до повторного вимірювання фону. Після відключення і повторного включення приладу необхідно знову проводити вимірювання фону, а також через 3-4 години безперервної роботи приладу. Для індикації питомої активності радіонуклідів радію-226, торію-232, калію-40 необхідно натиснути відповідну кнопку "⁴⁰K", "²²⁶Ra", "²³²Th", "¹³⁷Cs" у групі "Activity". Індикація ПА вибраного ізотопу підтверджується включенням відповідного йому світлодіоду. Обраний час вимірювання ПА та A_{еф} будівельних матеріалів (20 хв.) забезпечує похибку вимірювання РУГ-91М, достатню для надійної класифікації будівельних матеріалів по класам їх використання. При необхідності отримання даних про ПА і A_{еф} ізотопів радію-226, торію-232 та калію-40 з меншою основною відносною похибкою, час вимірювання може бути збільшено до 1 години. Результати вимірювань (Бк/кг) представити у вигляді:

$$A^{137}\text{Cs}=A_{\text{Cs}}+\delta A_{\text{Cs}}$$

$$A^{40}\text{K}=A_{\text{K}}+\delta A_{\text{K}}$$

$$A^{226}\text{Ra}=A_{\text{Ra}}+\delta A_{\text{Ra}}$$

$$A^{232}\text{Th}=A_{\text{Th}}+\delta A_{\text{Th}}$$

$$A_{\Sigma\text{еф}}=A_{\text{еф}}+\delta A_{\text{еф}},$$

де A_{Cs}, A_K, A_{Ra}, A_{Th}, A_{еф} - питомі активності відповідних радіонуклідів і питома сумарна ефективна активність;

δ - допустима основна відносна похибка вимірювання ПА радіонуклідів ¹³⁷Cs/¹³⁴Cs, ⁴⁰K, ²²⁶Ra, ²³²Th і A_{еф} (при довірчій імовірності 0, 95) в залежності від величини ПА відповідно і вибраного часу вимірювання.

У випадках, якщо величина ПА будь якого з радіонуклідів або питома сумарна ефективна активність з урахуванням допустимої основної відносно похибки вимірювання перевищують допустимі рівні для класу матеріалу або сировини, наприклад:

$$A^{232}\text{Th}=145\pm 43; \quad A_{\Sigma\text{еф}}=245\pm 36 \text{ Бк/кг}$$

необхідно збільшити час вимірювання для зменшення похибки або передати пробу для гамма-спектрометричного аналізу.

Результати вимірювання ПА і A_{еф} радіонуклідів радію-226, торію-232 та калію-40 на гамма-радіометрі рекомендується оформити по формі:

№ проби	Радій (±) Бк/кг	Торій (±) Бк/кг	Калій (±) Бк/кг	A _{еф} (±) Бк/кг	Клас використання	Тип будматеріалів	Місце відбору проби

Приклад 1. Дати санітарно-гігієнічну оцінку можливості використання гранітного щебеня в будівництві, виходячи з наступних даних: вміст радію-226 у щебені – 98,6 Бк/кг, торію-232 – 150 Бк/кг, калію-40 – 1206 Бк/кг.

Розв'язування: Ефективну сумарну питому активність природних радіонуклідів у щебені розраховують за формулою:

$$A_{\text{еф}} = C_{\text{Ra}} + 1,31 C_{\text{Th}} + 0,085 C_{\text{K}}.$$

$$A_{\text{еф}} = 98,6 + 1,31 \times 150 + 0,085 \times 1206 = 397,61 \text{ Бк/кг}$$

Розрахована ефективна сумарна питома активність A_{еф} щебеню складає 397,61 Бк/кг. Тому згідно з будівельними нормами він відноситься за радіаційною якістю до другого класу будівельних матеріалів і може бути використаний у промисловому й дорожньому будівництві на об'єктах з обмеженим часом перебування людей.

Приклад 2. Внаслідок аварії на ЧАЕС на території Швеції з'явилися ділянки, де щільність радіоактивного забруднення ґрунту ¹³⁷Cs становить 90 кБк/м². Визначте, до якої зони, за українським законодавством, ці території можна віднести.

Розв'язування:

$$90 \frac{\text{кБк}}{\text{м}^2} = \frac{90 \cdot 10^3 \cdot 2,7 \cdot 10^{-11} \text{ Ки}}{(10^{-3} \text{ км})^2} = 243 \cdot 10^{-2} \frac{\text{Ки}}{\text{км}^2} = 2,43 \frac{\text{Ки}}{\text{км}^2}$$

За українським законодавством дані ділянки можна віднести до I зони – (зона посиленого радіаційного контролю), щільність забруднення 1-5 Кі/км²

Приклад 3. Визначити початкову активність A_0 радіоактивного препарату ^{204}Tl масою 0,2 кг, а також його активність A через 150 днів. Період піврозпаду ^{204}Tl взяти таким, що дорівнює 4 доби.

Розв'язування: Початкова активність A_0 дорівнює

$$A_0 = \lambda \cdot N_0,$$

де λ - стала розпаду, $\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}}$

N_0 - початкове число радіоактивних атомів.

Початкова кількість радіоактивних атомів визначається за формулою

$$N_0 = N_A \cdot \frac{m}{M},$$

де N_A - число Авогадро;

M - молярна маса.

$$A_0 = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} \cdot \frac{m}{M} \cdot N_A,$$

де $T_{1/2}$ - період піврозпаду,

$$T_{1/2} = 4 \text{ доби} = 4 \text{ доби} \cdot 24 \text{ години} \cdot 3600 \text{ с} = 345600 \text{ с} = 3,5 \cdot 10^5 \text{ с};$$

$$m - \text{маса радіоактивного препарату, } m = 0,2 \text{ кг} = 0,2 \cdot 10^3 \text{ г};$$

$$M - \text{молярна маса, } M = 204 \text{ г/моль};$$

$$N_A = 6,02 \cdot 10^{23} \text{ моль}^{-1}.$$

Таким чином:

$$A_0 = \frac{0,693}{3,5 \cdot 10^5} \cdot \frac{0,2 \cdot 10^3}{204} \cdot 6,02 \cdot 10^{23} = 1,2 \cdot 10^{18} \text{ Бк.}$$

$$\text{Активність через час } t \text{ дорівнює: } A = A_0 \cdot e^{-\lambda t},$$

$$\text{де } t = 150 \text{ діб} = 150 \text{ діб} \cdot 24 \text{ години} \cdot 3600 \text{ с} = 12960000 \text{ с} = 12,96 \cdot 10^6 \text{ с.}$$

$$A = 1,2 \cdot 10^{18} \cdot 2,72^{-\frac{0,693}{3,5 \cdot 10^5} \cdot 12,96 \cdot 10^6} = 6,1 \cdot 10^6 \text{ Бк.}$$

Тобто активність радіоактивного препарату талію-204 за 150 днів зменшиться на 3 порядки порівняно з початковою активністю і становитиме $6,1 \cdot 10^6$ Бк.

Контрольні питання

1. У чому небезпека опромінення радоном?
2. Який метод реєстрації іонізуючих випромінювань заснований на вимірюванні кількості молекул чи іонів, які утворюються при поглинанні енергії речовиною?
3. Яка періодичність проведення індивідуального дозиметричного контролю опромінення персоналу?
4. Які встановлені допустимі значення ефективності питомої активності природних радіонуклідів у будівельних матеріалах?
5. Що включає в себе комплекс протирадонових заходів?

Задачі для самостійного розв'язку

1. Активність фосфору-32 на даний час становить 5 мКі. Визначити активність ізотопу через тиждень ($T_{1/2} = 14,3$ дні).
2. Для якого з нуклідів: літію-8, фосфору-32, урану-235, що мають різний період піврозпаду відповідно 0,89 с., 14,3 дні, $7,1 \cdot 10^8$ років, кількість розпадів за одиницю часу буде найбільшою.

Практичне заняття №4

Основні дозиметричні величини

Для характеристики радіоактивних випромінювань і їх впливу на об'єкт, що опромінюється, вводяться дозиметричні величини. Основними з них є експозиційна доза (така, що опромінює) і поглинена доза. Доза є енергетичною характеристикою, що показує здатність випромінювання змінювати структуру опромінюваного об'єкта.

Експозиційна доза X — величина, що чисельно дорівнює відношенню сумарного заряду dQ всіх іонів одного знака, що утворилися під дією фотонного випромінювання (гамма- і рентгенівське випромінювання) в елементарному об'ємі сухого повітря, до маси цього об'єму dm :

$$X = \frac{dQ}{dm}.$$

Одиниця експозиційної дози в системі СІ — кулон на кілограм (Кл/кг). Широко використовується і внесистемна одиниця — рентген (Р). Один рентген — це така доза рентгенівського або гамма-випромінювання, при якій в 1 см³ сухого атмосферного повітря за нормальних умов (температура 0°C, тиск 101,3 кПа) виникає 2,08 мільярда пар іонів.

Співвідношення між цими одиницями виражається так: 1 Р = $2,58 \cdot 10^{-4}$ Кл/кг; 1 Кл/кг = 3876 Р. На утворення 1 пари іонів у повітрі витрачається в середньому 34 еВ енергії, отже, при дозі в 1 Р енергія складе:

$$E = 2,08 \cdot 10^9 \cdot 34 = 7,07 \cdot 10^{10} \text{ еВ.}$$

Більш об'єктивним показником дії радіації є поглинена доза. Поглинена доза D - енергія випромінювання, що передалася одиниці маси речовини:

$$D = \frac{dE}{dm},$$

де d - енергія, передана випромінюванням речовині масою dm.

Одиниця поглиненої дози в системі СІ - грей (Гр). Один грей - це така доза, при якій у речовині масою 1 кг поглинається енергія радіоактивних випромінювань у 1 Дж: 1 Гр = 1 Дж/кг. Внесистемною одиницею поглиненої дози є рад (скорочення від перших літер «радіаційна абсорбційна доза»). Співвідношення між цими одиницями таке: 1 рад = 10^{-2} Гр, 1 Гр = 100 рад.

Експозиційній дозі в 1 Р відповідає поглинена доза, що приблизно дорівнює 0,01 Гр (1 рад). Це справедливо для таких поглиначів, як вода, м'язова тканина. У той самий час кісткова тканина відрізняється більшими значеннями поглинутої дози. Тобто взаємозв'язок між цими одиницями залежить від енергетичного спектру випромінювання та від речовини, що поглинає це випромінювання. Стосовно гамма-випромінювання при поглинанні у повітрі 1 рад = 1,14 Р.

Для оцінки можливої шкоди здоров'ю людини від хронічної дії іонізуючого випромінювання (тривалий час малими дозами) вводиться еквівалентна доза. Еквівалентна доза H - добуток поглиненої дози на коефіцієнт якості випромінювання K:

$$H = K \cdot D.$$

При опроміненні змішаним випромінюванням еквівалентна доза визначається як сума добутоків поглинених доз D_i від окремих видів випромінювань на відповідні цим випромінюванням коефіцієнти якості K_i :

$$H = \sum_i K_i \cdot D_i.$$

Значення коефіцієнтів якості випромінювань наведені в табл. 1. Одиниця еквівалентної дози в системі СІ — зіверт (Зв). Один зіверт – це така еквівалентна доза, що здійснює такий самий біологічний ефект, як і поглинена доза в 1 Гр рентгенівського або γ -випромінювання. Внесистемна одиниця еквівалентної дози – бер (скорочено від перших літер «біологічний еквівалент рентгена»). Одиниці вимірювання еквівалентної дози пов'язані співвідношенням: 1 Зв = 100 бер.

Дози опромінення різних ділянок тіла або органів можуть бути неоднаковими, особливо при внутрішньому опроміненні. Це пояснюється тим, що різні органи мають свою чутливість до опромінення. Для оцінки нерівномірного опромінювання тіла користуються поняттям ефективної еквівалентної дози.

Таблиця 1 - Коефіцієнти якості випромінювання K

Вид випромінювання	K, Зв/Гр
Рентгенівське і гамма-випромінювання	1
Бета-випромінювання	1
Альфа-випромінювання	20
Протони з енергією більше 2 MeV	5
Нейтрони з енергією менше 10 keV	5
з енергією 10-100 keV	10
з енергією 0,1 - 2 MeV	20
з енергією 2 - 20 MeV	10
з енергією більше 20 MeV	5

Ефективна еквівалентна доза $H_{\text{еф}}$ – сума добутоків еквівалентних доз H_i , отриманих окремими органами людини на відповідні цим органам коефіцієнти радіаційного ризику ω_i :

$$H_{\text{еф}} = \sum_i H_i \cdot \omega_i.$$

Ефективна еквівалентна доза вимірюється в тих самих одиницях, що й еквівалентна. При вимірюванні гамма-випромінювання використовується така одиниця, як потужність дози. Потужність дози випромінювання (рівень радіації) - відношення збільшення дози dD іонізуючого випромінювання до інтервалу часу dt, за який це збільшення відбулося:

$$P = \frac{dD}{dt}.$$

Потужність дози, по суті, являє собою швидкість нагромадження дози. Іншими словами, вона показує, яку дозу може отримати людина, перебуваючи на зараженій території за одиницю часу. Відповідно:

- потужність експозиційної дози:

$$P_{\text{експ.}} = \frac{dX}{dt};$$

- потужність поглиненої дози:

$$P_{\text{погл.}} = \frac{dD}{dt}.$$

Значення коефіцієнтів радіаційного ризику ω_i наведені в таблиці 2.

Таблиця 2 - Коефіцієнти радіаційного ризику ω_i

Орган або тканина	Коефіцієнт ω_i
Гонади	0,2
Червоний кістковий мозок	0,12
Легені	0,12
Товстий кишечник	0,12
Шлунок	0,12
Молочні залози	0,05
Сечовий міхур	0,05
Печінка	0,05
Стравохід	0,05
Шитовидна залоза	0,05
Кісткова тканина	0,01
Шкіра	0,01
Інші органи	0,05
Організм у цілому	1

За допомогою приладів (дозиметрів) можна виміряти експозиційну дозу, а також за певних умов — поглинену дозу. Усі інші дози приладами не вимірюються, а можуть бути тільки розраховані або оцінені за відомими радіометричними величинами або експозиційною дозою. Для цього необхідно знати перехідні коефіцієнти. Для зовнішнього γ -опромінення це такі коефіцієнти:

1 Бк/м² приводить до еквівалентної дози 0,022 мкЗв/рік,

1 Кі/км² приводить до еквівалентної дози 0,8 мЗв/рік,

1 мкР/годину приводить до еквівалентної дози 0,05 мЗв/рік.

Одиниця вимірювання потужності експозиційної дози в системі СІ - ампер на кілограм (А/кг, або Кл/(кг с)). Широко вживаються внесистемні одиниці: мР/годину, мкР/годину. Одиниця вимірювання потужності поглиненої дози випромінювання — греї за секунду (Гр/с). Одиниця вимірювання потужності еквівалентної дози - зіверт за секунду (Зв/с). Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання можна визначити так:

$$P_{\gamma} = \frac{K_{\gamma} \cdot A}{R^2},$$

де K_{γ} - іонізаційна γ -стала, яка характеризує даний радіонуклід, Р·см²/год·мКі (табл. 3);

A – активність даного радіонукліда, мКі;

R – відстань до джерела випромінювання.

Таблиця 3 – Значення іонізаційної гамма-сталої для деяких радіонуклідів

Радіонуклід	Період піврозпаду	Іонізаційна γ -стала, Р·см ² /год·мКі
⁶⁰ Co	5,271 року	12,853
¹³⁷ Cs	30 років	3,242
²²⁶ Ra	1600 років	9,031

Приклад 1. Оцінити еквівалентну дозу за рахунок зовнішнього γ -опромінення за місяць перебування на території з рівнем поверхневої активності ¹³⁷Cs 30 Кі/км².

Розв'язування: Перехідний коефіцієнт від рівня поверхневої активності до еквівалентної дози за рахунок зовнішнього γ -опромінення – 0,8 мЗв/рік на 1 Кі/км². Отже, при рівні поверхневої активності 30 Кі/км² еквівалентна доза за рік складе: Н = 0,8·30 = 24 мЗв. Доза за місяць буде в 12 разів меншою: 24/12 = 2 мЗв.

Приклад 2. Визначити можливу дозу опромінення за добу перебування людини на дачній ділянці з урахуванням природного фону, якщо потужність гамма-випромінювання в помешканні становить 35 мкР/год., а надворі – 50 мкР/год. Час перебування в приміщенні – 10 годин/добу.

Розв'язування: Нагромаджену дозу можна визначити із співвідношення:

$$P = \frac{dD}{dt}, \text{ тобто } P = \frac{D}{t}. \text{ Звідси } D = P \cdot t,$$

де P – потужність дози, Р/год;

t – час перебування під дією випромінювання.

Отже, добова доза $D_{\text{доб}}$ зовнішнього опромінення з урахуванням природного фону становитиме:

$$D_{\text{доб}} = 35 \cdot 10 + 50 \cdot 14 = 1050 \text{ мкР} = 1,05 \text{ мР}.$$

Гранично допустима доза становить 0,05 мР/добу (або 18 Р/рік), тому отримана доза є небезпечною.

Приклад 3. Визначити, яку потужність дози створює джерело випромінювання ¹³⁷Cs, що має активність A=1 Кі, на відстані R = 1 м від джерела. Іонізаційна γ -стала для ¹³⁷Cs становить 3,242 Р·см²/год·мКі.

Розв'язування: Розрахунки проводимо за формулою $P_{\gamma} = \frac{K_{\gamma} \cdot A}{R^2}$,

звівши всі одиниці вимірювання у відповідності одна до одної:

$$P_{\gamma} = \frac{K_{\gamma} \cdot A}{R^2} = \frac{3,242 \cdot 10^3}{10^4} = 0,324 \text{ Р/год}.$$

Гранично допустима доза становить 0,05 мР/добу (або 18 Р/рік), тому отримана доза є небезпечною.

Задачі для самостійного розв'язку

1. Яка максимальна кількість радіостронцію має потрапити в організм, щоб було перевищено дозу в 1 мГр/рік.
2. Якою буде поглинена доза в організмі людини впродовж 10 років, якщо через органи дихання потрапило 10 мкг ^{239}Pu ($T_{1/2}=2,4 \times 10^4$ років).

Контрольні питання

1. Які допустимі рівні потужності поглиненої дози в приміщеннях?
2. Який ліміт еквівалентної дози зовнішнього опромінення шкіри для осіб категорії В (мЗв/рік)?
3. Який фактор натеper є основним при формуванні річної ефективної еквівалентної дози опромінення населення?

Домашнє завдання

1. Знайти γ -дозу від джерела ^{134}Cs , що дає активність 50 мкКі на відстані 20 см впродовж 1 год.
2. Знайти β -дозу в кістках людини вагою 70 кг, якій введено 1 мкКі ^{45}Ca .

Практичне заняття №5

Природні радіоактивні елементи і ізотопи в навколишньому середовищі

Вміст радіонуклідів у земній корі варіює у дуже широких межах, що визначається, головним чином, їх вмістом у земних породах. Осадкові породи – глини, вапняки, вугілля, як правило, слаборадіоактивні. Виверженні гірські породи – граніти, базальти містять значно більші кількості радіоактивних елементів. Відомі і радіоактивні водні джерела. Природні радіонукліди ділять також на легкі та важкі. У групу важких природних радіонуклідів виділяють у зв'язку з високою радіотоксичністю нукліди радіоактивних родин – радіоактивні елементи і ізотопи атомною масою більше 200. Решта віднесена до легких природних радіонуклідів. Вміст найбільш значимих з них у ґрунтах: урану – $2,6\text{--}4 \times 10^{-4}\%$, торію – $5\text{--}12 \times 10^{-4}\%$, рослиах: ^{232}Th – $4 \times 10^{-3}\%$, ^{238}U – $2,4\text{--}6,0 \times 10^{-3}\%$; тваринах: ^{238}U – $4,9\text{--}1,2 \times 10^{-2}\%$, ^{232}Th – $4 \times 10^{-3}\%$, Бк/кг

Природні джерела іонізуючих випромінювань утворюють на Землі відносно постійне радіаційне поле. Це і є так званий природний радіаційний фон – рівень іонізуючого випромінювання на поверхні Землі, у приземному шарі атмосфери та інших об'єктах навколишнього середовища, який формується за рахунок випромінювання природних

радіонуклідів та космічного випромінювання. Це та природна радіаційна обстановка, у котрій, меншою мірою останні мільйони років, існувало й розвивалося усе живе на нашій планеті. У різних регіонах Землі потужність природного радіаційного фону (ПРФ) в основному варіює в межах від 0,05 до 0,15 мкЗв.год $^{-1}$, складаючи у середньому 0,1 мкЗв.год $^{-1}$, тобто приблизно 10 мкР/год. Внесок у нього космічного випромінювання, який залежить від широти місцевості, на рівні моря більш-менш постійний – 0,01–0,03 мкЗв.год $^{-1}$. Решта, яка визначається випромінюванням природних радіонуклідів, варіює у більш широких межах, так як залежить від їх вмісту у поверхневих шарах земної кори.

Природні радіонуклідні аномалії – це місця скупчення природних радіонуклідів (звичайно урану, торію та продуктів їх розпаду), де рівень радіаційного фону у багато разів перевищує звичайний. На Землі найбільш відомими радіонуклідними аномаліями є м. Рамсер, що в Ірані (радіаційний фон досягає 5–10 мкЗв.год $^{-1}$, штат Керала в Індії (до 1 мкЗв.год $^{-1}$), міста Гуарапуава та Посус-ди-Кандас в Бразилії (1–2 мкЗв.год $^{-1}$). На території колишнього СРСР провінцій з такою високою радіоактивністю немає, але є місця, де радіаційний фон досягає 0,5–0,6 мкЗв.год $^{-1}$. Це – район озера Іссик-Куль у Киргизії, район біля міста Навої в Узбекистані, біля міста Шевченко у Казахстані, деякі регіони на Південному Уралі, район міста Ухта в Росії. В Україні чітко виражених природних радіонуклідних аномалій немає. Але у її східній частині вздовж Дніпра проходить Український кристалічний щит, який займає майже третину території країни, – вулканічна порода, насичена природними радіоактивними елементами – ураном та продуктами його розпаду. Там, де ведеться видобуток урану та звичайні гранітні розробки такі аномалії виникли. Найбільш відома з них знаходиться у районі міста Жовті Води Дніпропетровської області, деякі місця у Кіровоградській, Житомирській, Донецькій областях.

У теперішній час радіаційний фон у більшості регіонів на території України за межами прямого впливу аварії на Чорнобильській АЕС коливається в основному в межах 0,10–0,18 мкЗв.год $^{-1}$ (до аварії він складав 0,05–0,10 мкЗв.год $^{-1}$, або 5–10 мкР/год.). Збільшення потужності радіаційного фактору зумовлене надходженням у навколишнє середовище довгоживучих штучних радіонуклідів і у даній ситуації треба оперувати поняттям не природний радіаційний фон, а просто радіаційний фон.

Усі актиноїди є радіоактивними. Найстабільніші ізотопи мають торій та уран, зокрема періоди напіврозпаду нуклідів ^{232}Th , ^{235}U та ^{238}U відповідно становлять $1,39 \cdot 10^{10}$, $7,1 \cdot 10^8$ і $4,5 \cdot 10^9$ років. Торій та уран містяться в земній корі, їхні молярні частки дорівнюють відповідно $6 \cdot 10^{-5}$ і $2 \cdot 10^{-5} \%$. Головними мінералами цих елементів є торит ThSiO_4 та

ураніт U_3O_8 (або $UO_2 \cdot 2UO_3$). Торій є складовою частиною мінералу монациту. Уран входить до складу багатьох мінералів: карнотиту $KUO_2VO_4 \cdot nH_2O$, настурану $UO_{2,0-2,6}$ та ін. При цьому руди урану зазвичай містять не більше як 0,5 % корисного мінералу. Протактиній є незначною домішкою в уранових рудах, молярна частка цього елемента в земній корі становить лише $8 \cdot 10^{-12}$ %. Усі інші актиноїди в природі практично не трапляються, вони добуті штучно за ядерними реакціями. Трансуранові актиноїди були добуті завдяки ядерним реакціям.

Природний уран являє собою суміш трьох радіоактивних ізотопів: ^{234}U (0,006%), ^{235}U (0,7%) і ^{238}U (99,3%). Основне α -випромінювання з енергіями, відповідно, 4,84, 4,47 і 4,27 МеВ. Вихід супроводжувачого β - і γ -випромінювання відносно невеликий. Тому зовнішнє опромінення ураном особливої небезпеки не являє. Він стає небезпечним при внутрішньому попаданні в організм. Перехід урану з ґрунту в рослини незначний – коефіцієнти накопичення (K_n) для різних видів варіюють в межах 10^{-4} – 10^{-3} . Надходження урану в організм людини можливе при його видобутку на рудниках і збагаченні на відповідних підприємствах. При надходженні урану в організмі з продуктами харчування його транспорт і засвоєння залежать від розчинності його сполук. Розчинні сполуки швидко всмоктуються у кров і разносяться по організму. Швидко він і виводиться з калом і сечею. У дорослої людини затримується лише близько 1% елемента, що надійшов, у дітей – дещо більше. Основні місця його накопичення – нирки, печінка, кістки. Періоди піввиведення (ТП/В) з цих органів для людини складають, відповідно, 16–32, 100–200 і 450 діб. Нирки найбільш піддаються його як радіаційній, так і хімічній дії. При надходженні через органи дихання (наприклад, з пилом уранової руди) затримується в легенях, що призводить до їх радіаційного ураження. За такого інгаляційного надходження ТП/В з легень складає 118–150 діб. Сполуки урану самі по собі токсичні. Тому у ранні періоди дії переважає хімічна токсичність елемента, а радіаційний фактор проявляється, як правило, пізніше. При тривалому надходженні сполук урану може розвинути хронічна форма променевої хвороби. Основний ізоотп ^{238}U , а також ^{235}U є родоначальниками радіоактивних родин. В процесі їх розпаду виникає низка радіоактивних ізотопів важких елементів, зокрема і таких, що визначають певний внесок у загальну дозу опромінення живих організмів – полонію і радону.

Торій на 100% представлений ізоотпом ^{232}Th , хоча і виявлені сліди природних ізотопів з масовими числами 227, 228, 230, 231, 234. Як і уран, ^{232}Th переважно α -випромінювач з середньою енергією частинок 4,07 МеВ і $T_{1/2}$ 1,41.1010 років. Торій може надходити в організм тільки при роботі з ним і в основному через органи дихання у вигляді аерозольних частинок чи газоподібних продуктів. Накопичується

переважно в легенях, менше у печінці, нирках, селезінці, кістках. ^{232}Th також є родоначальником радіоактивної родини, в тому числі виникнення ізотопів радію, радону, полонію та інших. Відомі природні ізотопи радію з масовими числами 222, 224, 226 і 228. Всі вони радіоактивні. Найбільш довгоживучим є ізоотп ^{226}Ra з $T_{1/2}$ 1620 років. Прожарена сіль радію є чистим α -випромінювачем з енергією 4,86 МеВ. При накопиченні у ній продуктів розпаду вона стає джерелом β - і γ -випромінювання. Рівноважна сіль радію є потужним джерелом γ -випромінювання і до створення штучних γ -випромінюючих ізотопів була практично єдиним джерелом, яке використовувалося у радіаційній терапії. В організм людини 90% радію надходить з їжею. Це остеотропний елемент і він переважно відкладається у кістках, з яких виводиться повільно через шлунково-кишковий тракт з ТП/В близько 17 років. Цілком логічним є те, що характерним для ураження радієм є патологія кісткового мозку. При хронічному ураженні радієм можуть розвиватися злоякісні новоутворення, серед яких найбільш частими є остеосаркоми.

Найбільш важлива роль як дозоутворювачу належить ^{210}Po – практично чистому α -випромінювачу з енергією 5,29 МеВ і $T_{1/2}$ 138,4 діб. В організм людини полоній в основному надходить з їжею. Куріння підвищує надходження полонію в організм людини у багато разів за рахунок того, що за температури згоряння тютюну радіонуклід переходить у летючий стан і надходить через легені. З димом від пачки цигарок людина за рахунок α -опромінення отримує дозу, яка у 4 рази перевищує допустиму і в 7–10 разів ту, що одержує некуряща людина. При надходженні з їжею найбільша кількість полонію відкладається у нирках, крові, лімфатичних вузлах, шкіряних покривах (волоссяні фолікули). При аеральному надходженні елемент накопичується і в легенях. Відносячись до групи елементів, так званих каталітичних отрут, маючи дуже велику радіоактивність (у темноті можна бачити його світло-блакитне світіння), ^{210}Po є одним з найбільш токсичних радіонуклідів і відносно невеликі його кількості (декілька кБк на грам маси тіла) при одноразовому внутрішньочеревному і навіть підшкірному введенні викликають гостру променеву хворобу тварин з наступною загибеллю. Хронічне надходження ізоотпу в організм може призводити до різноманітних непухлинних і пухлинних радіаційних патологій, зокрема раку легень. Полоній відноситься до найменш розповсюджених елементів. Вміст його у земній корі не перевищує $10^{-15}\%$ і він мало вивчений.

Відомі чотири природних ізоотпи радону: ^{218}Rn , ^{219}Rn (актинон), ^{220}Rn (торон) і ^{222}Rn . Два останніх з $T_{1/2}$, відповідно, 54,5 с і 3,83 діб є основними, що формують природну радіоактивність атмосферного

повітря і до половини дози опромінення людини природними джерелами іонізуючої радіації. При цьому внесок в дозу ^{222}Rn у 20 разів більший за ^{220}Rn . Природний радон утворюється в радіоактивних рудах і постійно надходить в атмосферу і гідросферу. Відносно багато його містять деякі мінерали, що використовуються у якості будівельних матеріалів – в першу чергу вулканічні породи граніт і пемза, деякі глиноземи, відходи фосфорних руд, доменні шлаки та деякі інші що використовувались при виготовленні бетону, будівельних блоків. Було виявлено, що у будівлях з цих матеріалів кількість радону може у сотні і навіть тисячі разів перевищувати середню його концентрацію у зовнішньому повітрі. Природно, що найбільша кількість радону спостерігається у приземному шарі і тому основним шляхом надходження до організму людини є аеральний. Він легко розчиняється у крові і відносно рівномірно розподіляється по всьому тілу. При надходженні з їжею (споживання радонової води) переважно накопичується у ШКТ, жировій тканині і мозку. Виведення радону з організму, незалежно від шляху надходження, переважно здійснюється через легені і досить швидко. До 90% його кількості, що надійшла, виділяється з організму вже протягом години.

Група радіонуклідів позародинних, або таких, що не утворюють родин включає ізотопи хімічних елементів, котрі звичайно вважаються не радіоактивними, так як відносна кількість радіоактивних ізоотопів у них складає, як правило, дуже незначну частку. До них у першу чергу відносяться ізотопи калію – ^{40}K , кальцію – ^{48}Ca , рубідію – ^{87}Rb , цирконію – ^{96}Zr , лантану – ^{138}La , самарію – ^{147}Sm , лютецію – ^{176}Lu . В усіх викопних органічних та органо-мінеральних породах, що містять вуглець, присутній радіоактивний ізоотоп ^{14}C . Але звичайно його відносять до радіонуклідів космогенного походження. Основний внесок у природну радіоактивність з ізоотопів цієї групи вносить ^{40}K , кількість котрого у суміші ізоотопів калію складає лише 0,012% (^{39}K і ^{41}K – 93,22 і 6,77%, відповідно).

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

Основні дозоутворюючі радіонукліди представлені нижче. Природний калій складається з трьох ізоотопів: двох стабільних – ^{39}K (93,08%) і ^{41}K (6,91%) і радіоактивного ^{40}K (0,01%) з $T_{1/2}$ $1,32 \times 10^9$ років, який є β - і γ -випромінювачем з енергіями, відповідно, 1,325 і 1,459 MeV. ^{40}K надходить до організму з їжею і водою. Він практично повністю

всмоктується в ШКТ і рівномірно розподіляється в органах і тканинах. Половина його відкладається у м'язах. $T_{п/в}$ з м'язів, селезінки, печінки, мозку людини у середньому складає 58 діб, коливаючись від 40 діб для м'язів до 80 діб для печінки. Для скелета ця величина складає 140 діб. За деякими даними на частку ^{40}K відноситься до половини дози внутрішнього опромінення живих організмів, в т.ч. людини.

Природний рубідій складається з двох ізоотопів: стабільного ^{85}Rb (72,15%) і радіоактивного ^{87}Rb (27,85%) з $T_{1/2}$ $6,15 \times 10^{10}$ років, який, як і калій, є β - і γ -випромінювачем з енергіями, відповідно, 0,275 і 0,394 MeV, тобто значно м'якшим за ^{40}K . Біологічна роль рубідію як елемента не відома. Будучи хімічним аналогом калію, він надходить до організму разом з ним, рівномірно розподіляючись по органам і тканинам, вносячи певну частку до додаткового їх опромінення.

Природний кальцій складається з п'яти стабільних ізоотопів з масовими числами 40, 42-44, 46, серед яких основним за вмістом є ^{40}Ca (96,94%), і одного радіоактивного ^{48}Ca (0,187%). Цей ізоотоп – м'який, тобто низько енергетичний, β -випромінювач з енергією лише 0,077 MeV і величезним $T_{1/2}$ у 10^{16} років. Він настільки слабкий випромінювач, що до останніх років його відносили до стабільних ізоотопів. Проте, враховуючи біологічну роль кальцію, особливо у хребетних, внесок його у дозу опромінення не можна відкидати. Основний шлях надходження кальцію в організм – з їжею і водою. Основний орган депонування – скелет, у якому накопичується 40–70% радіоактивного кальцію. Решта відкладається у м'язах і печінці. З віком засвоюваність кальцію знижується. $T_{п/в}$ з м'яких тканин складає 58 діб, зі скелету – 7000 діб.

Приклад 1. Оцінити дозове навантаження ^{239}Pu на легені при тривалому навантаженні нукліду, що створює переважаючу частину загальної дози. $A=25$ Бк, $T_6=500$ діб.

Розв'язування: За рівнянням :

$$D_t = A \times 8,64 \times 10^4 \times 0,1 \times 1,6 \times 10^{-10} \int \exp(-0,693t/T_6) dt,$$

де A -частка активності, яка тривалий час затримується в легенях, Бк;

$8,64 \times 10^4$ – кількість секунд у добі;

0,1 – енергія, яка передається тканинам легень при кожному акті розпаду всієї кількості ^{239}Pu (з урахуванням коефіцієнту якості), MeV/(г×розп.);

$1,6 \times 10^{-10}$ – коефіцієнт переходу від MeV/г до Зв.

Приведене рівняння можна записати:

$$D_t = A \times T_6 \times 1,38 \times 10^{-6} (1 - \exp(-0,693 t / T_6)) / 0,693;$$

$D_{(365)} = 25 \times 500 \times 1,38 \times 10^{-6} (1 - \exp(-0,693 \times 365 / 500)) / 0,693 = 9,9 \times 10^{-3}$ Зв/рік, що становить 7 % від гранично допустимої дози.

В альвеолярній частині легень міститься тривалоутримуваний компонент з біологічним періодом піввиведення рівним 500 діб, а

тимчасова залежність утримання активності в носовому і трахеобронхіальному відділах респіраторного тракту такого компонента немає. Тому для підвищення точності оцінки тривалого навантаження нукліду на легені потрібно використовувати результати аналізів виділення через КШТ, зібрані після 100 діб з моменту надходження ізотопу.

Вміст активності в легенях описується рівнянням:

$$A_t = A \times \exp(-0,693t/T_6)$$

Через 100 діб в легенях залишиться:

$$A_{(100)} = 25 \times \exp(-0,693 \times 100/500) = 22 \text{ Бк/легені}$$

Приклад 2. Оцінити дозове навантаження ^{239}Pu , якщо 45% від загальної кількості ізотопу відкладається в кістках і стільки ж у печінці. Виведенням нукліду з цих органів можна знехтувати, оскільки T_6 для кісток і печінки відповідно дорівнюють 100 і 40 років. На поверхні кісткової тканини виділяється енергія $2,1 \times 10^{-1} \text{ MeB/(г} \times \text{розп.)}$, для печінки – $5,8 \times 10^{-2} \text{ MeB/(г} \times \text{розп.)}$. Початковий вміст плутонію в крові 41 Бк.

Розв'язування: Згідно формулам:

$$D_{\text{пов.кісток}} = 1,3 \times 10^{-6} Q_e (1,13t - 0,12((t+0,5)^{1,06} - 0,48))$$

$$D_{\text{печінка}} = 3,6 \times 10^{-7} Q_e (1,13t - 0,12((t+0,5)^{1,06} - 0,48)),$$

де Q_e - початковий вміст плутонію в крові, Бк;

t - тривалість опромінення, доба.

$$D_{\text{пов.кісток}(365)} = 1,3 \times 10^{-6} \times 41 (1,13 \times 365 - 0,12((365+0,5)^{1,06} - 0,48)) = 0,019 \text{ Зв, що становить 6\% ГДД.}$$

$$D_{\text{печінка}} = 3,6 \times 10^{-7} \times 41 (1,13 \times 365 - 0,12((365+0,5)^{1,06} - 0,48)) = 510 - 3 \text{ Зв, що становить 3\% ГДД.}$$

Приклад 3. Людина мала контакт з розчинними сполуками урану впродовж 10 років. Вміст урану в кістках, обчислений до моменту припинення контакту з ураном, дорівнює $2,2 \times 10^3$ Бк. Обчислити дозу опромінення органу переважного депонування (кісткової тканини).

Розв'язування:

$$D_{\text{кістки}} = 9,2 \times 10^{-7} q(t-400),$$

де q — вміст урану в органі переважного депонування, Бк;

t — час контакту, доба.

$$D_{\text{кістки}} = 9,2 \times 10^{-7} \times 2,2 \times 10^3 (3650 - 400) = 6,6 \text{ Зв,}$$

що більше ГДД на 3 Зв.

Контрольні питання

1. Схарактеризувати природні джерела радіоактивних ізотопів і речовин.
2. Назвати радіоактивні ізотопи, що утворюють родини, та їх похідні.
3. Назвати радіоактивні ізотопи, що не утворюють родин.
4. Дати характеристику основних дозоутворюючих природних радіонуклідів.

5. Назвати компоненти природного радіаційного фону.

6. Що таке природні радіонуклідні аномалії?

Задачі для самостійного виконання

1. Період піврозпаду торію-232, що випромінює α -частинку, рівний $1,4 \times 10^{10}$ років. Обчислити середнє число α -частинок, що випромінює 1 г ізотопу за 1 с.

2. Людина мала контакт з нерозчинними сполуками урану впродовж 10 років. Вміст урану в легенях, обчислений до моменту припинення контакту з ураном, дорівнює $1,1 \times 10^3$ Бк. Обчислити дозу внутрішнього опромінення легень за формулою: $D_{\text{кістки}} = 1,2 \times 10^{-6} q(t-5300)$. ГДД=0,15 Зв.

3. Людина мала контакт з нерозчинними сполуками урану впродовж 5 років. Вміст урану в легенях щорічно: $1,1 \times 10^3$; $7,4 \times 10^2$; $5,6 \times 10^2$; $7,4 \times 10^2$ і $3,7 \times 10^2$ Бк. Визначити загальну дозу опромінення легень за формулами:

$$D_1 = 1,3 \times 10^{-4} q_1$$

$$D_2 = 1,3 \times 10^{-4} q_1 + 1,3 \times 10^{-4} q_2$$

$$D_3 = 10^{-4} q_2 + 1,3 \times 10^{-4} q_3$$

$$D_4 = 10^{-4} q_3 + 1,3 \times 10^{-4} q_4$$

$$D_n = 1,3 \times 10^{-4} q_{n-1} + 1,3 \times 10^{-4} q_n$$

де q_n — вміст урану в легенях, Бк.

Домашнє завдання

1. Ізотопи ^{235}U і ^{238}U мають періоди піврозпаду $7,1 \times 10^8$ і $4,5 \times 10^9$ років відповідно. В наш час уран містить 99,28% ^{238}U і 0,72% ^{235}U . Обчислити природний вміст кожного ізотопу урану в епоху утворення Землі (4,5 млрд. років тому).

2. Період піврозпаду радію-226 складає 1620 років. Скільки α -частинок випромінюється за 1 с з 1 г чистого ізотопу $^{226}_{88}\text{Ra}$?

Практичне заняття №6

Мінеральні добрива як одне із джерел радіоактивного забруднення ґрунтів. Засоби зниження надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини

Роль мінеральних та органічних добрив як постачальників головних поживних речовин в умовах радіаційного забруднення не змінюється. Проте вони можуть набувати нових функцій, які пов'язані з їх фізико-хімічними й хімічними властивостями. Добрива можуть стимулювати поглинання рослинами радіоактивних речовин. Але при кваліфікованому їх застосуванні в певних формах, кількостях і

співвідношеннях можна набагато зменшити надходження радіонуклідів у рослини.

Поглинання і сорбція радіонуклідів ґрунтом залежить від вмісту в ньому відповідних стабільних нуклідів – чим вище вміст стабільних ізотопів, тим менше радіоактивних закріплюється в ґрунті і більше надходить у рослини. Цей ефект пояснюється простим розбавленням радіонуклідів в ґрунті за рахунок стабільних і зменшенням частки радіоактивних в загальному закріпленні елемента.

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

У сільському господарстві як добрива використовують сирі калійні подрібнені мінерали (сильвініт, каїніт) та концентровані продукти, виготовлені з калійних руд (сильвіну, сильвініту, карналіту, каїніту, глауконіту). В Україні (Львівська та Івано-Франківська області) розташовані Прикарпатські родовища калійних солей. Серед мінералів у цих покладах переважають лангбейніт, каїніт, полігаліт, шеніт, сильвініт.

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

Міграція ^{40}K у ґрунті, надходження в рослини і наступний рух ланками біологічного ланцюжка повністю визначається поведінкою його стабільних носіїв – ^{39}K і ^{41}K і залежить від багатьох властивостей ґрунтів: карбонатності, реакції середовища, вмісту різних катіонів, і в першу чергу натрію, концентрації аніонів та інших. Але при всякому зменшенні надходження ^{40}K спостерігається і зниження надходження калію в цілому. Він же є одним із основних біогенних елементів. У тілі людини знаходиться за масою $0,35$ % калію. Ізотоп калію-40 присутній в природному калію в кількості $0,019\%$. Отже, людина містить його в кількості $0,03$ г.

Для 88% атомів ^{40}K характерний β^- - розпад (в масі тіла людини вагою 70 кг утворюється 10^6 β^- -частинок за хвилину). Для 12% атомів характерний Е-захват з випромінюванням характеристичних рентгенівських променів. В результаті утворюються ядра ^{40}Ar в збудженому стані, із якого вони переходять в основний шляхом випромінювання γ -квантів з енергією $1,459$ Мев. 1 г природного калію за 1 с випромінює 30 β^- -частинок і 3 γ -квантів.

З підвищенням нерадіоактивного калію у ґрунті зменшується надходження радіоцезію в рослини. Тому внесення калійних добрив, особливо під рослини, які потребують підвищеної кількості калію, може бути одним із головних заходів зменшення вмісту ^{137}Cs в продукції рослинництва у $3\text{--}6$ разів. Це пояснюється антагонізмом калію і цезію під час їх надходження у рослини.

Вміст загального фосфору у ґрунті в орному шарі коливається від $1,3$ (в дерново-підзолистих) до $5,4$ т/га (в чорноземах). Основна маса фосфору міститься у ґрунті у формі мінеральних і органічних сполук, недоступних для рослин. У дерново-підзолистих ґрунтах мінеральних сполук фосфору більше, ніж органічних, у чорноземах і торфових – навпаки. Органічні сполуки фосфору представлені переважно нуклепротеїдами, фітином, фосфоліпідами, фосфопротеїдами. У гумусі фосфор знаходиться у складі гумінових і фульвокислот. Фосфор органічних сполук доступний рослинам після гідролітичного розкладання їх ферментами з групи фосфатоз. Мінеральні фосфати знаходяться у ґрунті у вигляді солей кальцію, заліза, амонію, тобто склад їх значною мірою визначається складом катіонів у ґрунтового вбирному комплексі. Наприклад, фосфорити кальцію переважають у нейтральних і лужних ґрунтах, а фосфорити алюмінію і заліза – в кислих ґрунтах.

Основна роль у живленні рослин фосфором належить його мінеральним сполукам, які представлені у ґрунті апатитами, фосфоритами, вторинними мінералами їх розкладання і солями фосфорних кислот. Уже розвідані на суходолі доступні для розробки світові запаси P_4O_{10} складають 60 млрд.т. Але багаті фосфатами родовища нечисленні. Їх інтенсивна розробка і поступове виснаження ставлять питання про пошук нових джерел фосфору, зокрема морських родовищ, і створення дешевих способів переробки фосфорних руд в добрива. Мінеральні сполуки фосфору ґрунту перебувають у постійній взаємодії і динамічній рівновазі. Їх можна поділити на три групи: сполуки фосфору, що перебувають у ґрунтовому розчині; сполуки, адсорбовані ґрунтовими колоїдами або осажені; важкорозчинні фосфати первинних і вторинних мінералів мінерального кістяку ґрунту. Фактор інтенсивності – це основний кількісний показник для фракції фосфатів, який характеризує їх рухомість у ґрунті. Кількісно він виражається величиною концентрації фосфат-іонів у розчинних водних і сольових витяжках (ступінь рухомості фосфатів у ґрунті); енергією, необхідною для переходу фосфатів із ґрунту в розчин (фосфатний потенціал); коефіцієнтом використання фосфору рослинами. У результаті адсорбції аніонів фосфорної кислоти частина фосфатів вбирається колоїдами ґрунту. Ця фракція характеризує загальний запас рухомих фосфатів

(фосфатна ємність) та представлена мінеральними і органічними формами, які є резервом тривалого живлення рослин фосфором.

У природних сполуках фосфору трапляється тільки один його нуклід ^{31}P . Але для виробництва фосфорних добрив використовують фосфорні руди осадового і магматичного походження. В осадових родовищах фосфорних руд типова концентрація ^{238}U знаходиться в радіоактивній рівновазі з продуктами розпаду. Концентрація ^{232}Th і ^{40}K в осадових фосфорних породах значно нижча в порівнянні зі звичайним вмістом цих ізотопів у ґрунті. Є у фосфорній сировині, яка використовується для виробництва фосфорних добрив, і Ra-226 та Th-232 (табл. 1 та 2; в чисельнику – середні значення, в знаменнику – коливання вмісту ізотопів)

Таблиця 1 - Концентрація Ra-226 і Th-228 в фосфорній сировині, Бк/кг

Місце розробки фосфатів	Ra-226	Th-228
Кольські апатити	6,8	2,6
	5,9-7,2	2,2-2,3
Фосфорити Каратау	1,5	16,3
	1,1-1,8	12,6-21,8
Кінгісеп	1,0	16,3
	0,8-1,3	16,0-17,0
Чорна Шорія	3,3	49,2
Естонія	5,2	118
Сейсьбінське родовище	0,7	41,4
Актюбінське родовище	3,0	39,2

Таблиця 2- Концентрація природних радіонуклідів в фосфорних добривах, Бк/кг

Добрива	Th-228	Ra-226
Фосфорне борошно	17,4(3,7-67)	400
Суперфосфат простий	37(9-59)	67(7-520)
Суперфосфат подвійний	52(6-74)	155(7-630)
Амофос	24(7-580)	22(4-115)
Нітроамофоска	19(7-33)	70(7-170)
Нітрофос	10(7-13)	6909620-780)
Нітрофоска	22915-23)	7(4-110
Знефторений фосфат	91	15
Суперфосфат борний	52	6
Магній-амоній фосфат	16(13-20)	78(11-140)
Фосфатошлак	10(9,6-11)	31
Діамофос	16	-

В табл. 3 приведені дані про кількість мінеральних добрив, що надійшли в Україну за період 1980-1989 роки і 1992-1993 роки. Перед дужками вказана середня величина, а в дужках мінімальне і максимальне значення.

Таблиця 3 - Поставки мінеральних добрив в Україну

Поставка мінеральних добрив, тис. т	Рік							
	1980	1885	1986	1987	1988	1989	1992	1993
Фосфорні	816	1258	1193	1238	1302	1383	-	-
Фосфоритне борошно	116	101	100	106	115	82	-	-
Калійні	1005	1511	1393	1500	1516	1439	-	-
Азотні	1775	2184	2283	2259	2242	1885	-	-
Всього	3713	5037	4971	5105	5177	4789	3200	2495

Біля 25% від загальної кількості мінодобрив складають фосфорні. Середня питома активність урану в них - 400 Бк/кг, а внесена за рік активність урану дорівнює $4,8 \cdot 10^{11}$ Бк. З калійними добривами вноситься $1,6 \cdot 10^{13}$ Бк/рік.

Солі фосфорних кислот можуть утворювати із стронцієм, як і з іншими важкими металами, нерозчинні сполуки. Тому при внесенні у ґрунт фосфорних добрив може значно знизитись перехід ^{90}Sr з ґрунту у рослини. Найефективнішими є добрива, які містять фосфати кальцію та калію. Внесення у ґрунт тризаміщеного фосфату калію у кілька разів зменшує вміст у рослинах як радіоцезію, так і радіостронцію. Фосфати амонію, натрію, магнію тощо впливають здебільшого тільки на вміст ^{90}Sr . Фосфорні добрива в формі суперфосфату на деяких ґрунтових відмінах можуть посилювати нагромадження радіоцезію у рослинах. Азотно-фосфорні добрива підсилюють надходження цього ізотопу на всіх типах ґрунтів. Найінтенсивніше збільшення активності (у 4 рази) має місце на чорноземах.

Вміст Нітрогену на Землі становить 0,025 % (мол.) або 0,01 % (мас.). Найбільша його частина (близько 99,8%) зосереджена в атмосфері у вигляді простої речовини N_2 , маса якої становить $4 \cdot 10^{15}$ т (над 1 га земної поверхні – 80 тис. тонн вільного азоту). Природний Нітроген складається з двох стабільних нуклідів: ^{14}N (99,635%) і ^{15}N (0,365%). З мінералів технічне значення мають нітрати натрію, калію, кальцію (чилійська селітра NaNO_3 , індійська селітра KNO_3 , норвезька селітра $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$). На забруднених радіоактивними речовинами ґрунтах

азотні добрива сприяють нагромадженню радіостронцію і радіоцезію у рослинах.

Радіоактивні речовини надходять у довкілля у вигляді нерозчинних і важкорозчинних частинок. З часом при контакті з киснем повітря і водою вони переходять у розчинні форми. Цьому особливо сприяє кисла реакція середовища. З кислих ґрунтів у рослини надходить більше радіонуклідів, ніж із слабкокислих і нейтральних. Щоб зарадити цій проблемі ґрунти вапнують.

Основним компонентом вапняних матеріалів є кальцій-хімічний аналог стронцію. Тому саме надходження останнього знижується більшою мірою, ніж радіоактивного цезію. Вапнування застосовують на підзолистих, дерново-підзолистих та деяких торф'яних ґрунтах, значно менше – на сірих лісових ґрунтах і чорноземах. Найефективнішими джерелами кальцію є вапняки, вапнякові туфи, мергелі крейда, доломіти.

Різно зменшується нагромадження радіонуклідів при спільному внесенні в дерново-підзолисті ґрунти органічних і вапняних добрив. Цей захід слід розглядати як один з найбільш ефективних серед усіх агрохімічних заходів, спрямованих на зменшення надходження радіонуклідів з ґрунту в рослини і водночас на збільшення врожаю сільськогосподарських культур.

Спостереження за поведінкою радіонуклідів глобальних опадів в природних умовах показали, що потрапивши на поверхню ґрунту, радіоактивні речовини залучаються до процесів вертикальної міграції. Міграція у вертикальному напрямку в глибину ґрунту з часом приводить до зниження потужності дози випромінювання над поверхнею ґрунту, зменшення інтенсивності видування і вимивання радіонуклідів поверхневими водами; зміни обсягу надходження радіонуклідів в рослини в результаті перерозподілу їх відносно корневих систем.

Інтенсивність вертикальної міграції визначається механічними і фізико-механічними властивостями ґрунту та хімічною природою радіонуклідів. Переміщення радіоактивних речовин по профілю ґрунту спричиняється механічним перенесенням часток радіоактивних опадів або частинок ґрунту, на яких сорбуються радіонукліди, а також переміщенням вільних іонів або комплексів їх з органічною речовиною внаслідок дифузії і конвекційного переносу зі струменем води та утворенням газоподібних сполук.

Процеси переносу радіонуклідів в результаті дифузії із гравітаційним струменем води описуються диференціальним рівнянням:

$$\frac{dC}{dt} = V_d \frac{d}{dx} \frac{dc}{dt} - V \frac{dC}{dx} - \lambda C$$

де C – концентрація нукліду в ґрунті;

λ – стала розподілу ізотопу;

x – відстань по нормалі до площини розподілу шарів;

V_d – швидкість дифузії;

V – швидкість направленої вниз руху, обумовленої дією фільтрації (кольматації).

Дифузія – процес переносу речовини із однієї частини системи в іншу в результаті неупорядкованого руху молекул. Дифузійне переміщення проходить в напрямку градієнту концентрації, який вимірюють зміною концентрації між двома точками, які знаходяться одна від одної на відстані 1 см. Якщо зміна концентрації не підлягає лінійному закону, реальний градієнт виражається похибкою dC/dx .

Рух іонів за рахунок дифузії описується рівнянням Фіка:

$$dC/dt = (d^2C/dx^2)D,$$

де t – тривалість дифузії, с;

D – коефіцієнт дифузії, $\text{см}^2/\text{с}$.

Коефіцієнти дифузії в ґрунті розглядають як ступінь опору, який спричиняє ґрунт переміщенню радіонуклідів: чим він більший, тим менше абсолютне значення D . Оскільки розв'язок рівняння другого порядку складний, значення D знаходять за графіком, аналізуючи залежність $C=f(x)$. Графік зміни концентрації в напрямку градієнту має вигляд прямої в масштабі $\lg C-x^2$. Значення D визначають за формулою:

$$D = \frac{0,1086}{\lg \alpha \cdot t}$$

де α – кут нахилу прямої $\lg C = F(x^2)$ до вісі x ;

t – час, протягом якого встановлюється даний градієнт концентрації.

Приблизно значення D можна визначити, вимірюючи концентрації в точках x_1 і x_2 , які встановилися за час t_2 :

$$D = \frac{b}{\lg E \cdot 4t}$$

$$\text{де } b = x_2 - x_1; \quad E = \frac{C(x_2)}{C(x_1)}$$

Цей метод використовують для визначення D в природних умовах, коли радіонукліди осаджуються на поверхню ґрунту і накопичуються в тонкому поверхневому шарі. Теоретично дифузія не залежить від типу ґрунту і його хімічних властивостей. Фактично вміст мінералів і колоїдів, густина, вологість ґрунту впливають на величину D .

Роль дифузії у вертикальному переміщенні радіонуклідів відчутна в ґрунтах: з малою швидкістю фільтрації, сильно гумусних; з малою швидкістю спадаючого і зростаючого струменів води, болотних.

Значення коефіцієнтів дифузії іонів в ґрунтах представлені нижче:

Радіонуклід	D, см ² · с ⁻¹
Sr-90	(0,6-5,4)·10 ⁻⁷
Cs-137	(0,1-1,5)·10 ⁻⁷
I-131,125	(1,4-2,5)·10 ⁻⁷

Швидкість конвекційного переносу характеризується коефіцієнтом V(см·с⁻¹), який визначається через першу похідну. Значення V залежить від кількості і складу розчину, який промиває ґрунт; від фізико-хімічних властивостей ґрунту (рН, ємності поглинання, механічного складу). Швидкість конвекційного переносу аніонів в декілька разів більша, ніж аніонів і різко зростає у міру підвищення концентрації солей в розчині. Конвекційний перенос сприяє видаленню із верхнього коренезаселеного шару ґрунту основної маси радіонукліду. Зміну концентрації радіонукліду з глибиною виражають рівнянням:

$$C(xt) = k_a \cdot \frac{A_0}{V\partial t} \exp\left(H \ln \frac{x}{V\partial t} - \frac{x}{V\partial t} - \lambda \cdot t\right)$$

де k₀ – нормативний показник ;

H – відношення швидкості конвекційного переносу до швидкості дифузійного переміщення ;

A₀ – активність, що внесена на одиницю поверхні ґрунту, Бк/см²;

x – глибина профілю, см;

t – тривалість процесу, с.

Значення швидкості конвекційного і дифузійного перенесення Sr-90 в різних ґрунтах представлена нижче:

Тип ґрунту	V _д , см/рік	D × 10 ⁻⁸ , см/с	V + V _д , см/рік
Чорноземи вилужені	0,14	0,17	0,47
Сірий лісовий	0,15	0,20	0,50
Дерново – підзолистий	0,16	0,23	0,54

Розподіл Sr-90 і Cs-137 по вертикальному профілю піщаного підзолистого ґрунту наступний:

Глибина ґрунту, см	Концентрація радіонукліду в ґрунті, мБк/кг	
	Sr-90	Cs-137
0-5	1,5 × 10 ⁻⁶	1,5 × 10 ⁻⁸
5-10	1,5 × 10 ⁻⁸	1 × 10 ⁻¹⁰
10-20	1,5 × 10 ⁻⁹	1,1 × 10 ⁻¹¹
20-30	0,8 × 10 ⁻¹⁰	-

В радіоекологічній практиці для вивчення поведінки радіонуклідів, в системі ґрунт-розчин використовують коефіцієнт розподілу (K_d), який визначають відношенням кількості нукліду, сорбованого 1 г ґрунту, до вмісту його в 1 мл розчину:

$$Kd = \frac{C_0 - C_1}{C_1} \cdot \frac{V}{m},$$

де C₀, C₁ – концентрація радіонукліду в початковому і рівномасовому розчинах відповідно, г/мл;

V – об'єм розчину, мл;

m – наважка ґрунту, г;

Значення коефіцієнту розподілу наведені нижче:

Ґрунти	K _d		Поглинання радіонуклідів, %	
	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137
Дерново-підзолистий	40	200	44	80
Дерново-слабко-підзолистий-середньосуглинистий	300	-	86	-
Сірозем середньо суглинистий	170	1500	77	97
Чорнозем південний важко суглинистий	430	10000	90	99,5

Зменшення густини забруднення ґрунту в результаті переходу газоподібних сполук радіонуклідів в атмосферу виражається експоненціальною двокомпонентною залежністю:

$$\delta(t) = \delta(t_0) \cdot [a_1 \exp(-\lambda y_1 t) + a_2 \exp(-\lambda y_2 t)]$$

Швидкість випаровування радіонукліду характеризується сталою переходу його з ґрунту в атмосферу (λ, с⁻¹), яка чисельно дорівнює потоку радіонукліду (E, Бк/(м²·с) з поверхні, яка має густину забруднення (δ, Бк/м):

$$\lambda_y = \frac{E}{\delta}$$

З урахуванням експоненціального характеру випаровування радіонуклідів з ґрунту сталу переходу можна представити формулою:

$$\lambda_y = \frac{\ln a^2}{T_y}$$

де а-частка радіонукліду, який випаровується з швидкістю T_y;

T_y – період напіввипаровування – час, протягом якого із ґрунту в атмосферу переходить половина початкової кількості радіонукліду.

Для випадку безперервних радіоактивних опадів інтенсивністю (Бк·м⁻²·доба⁻¹) кумулятивний запас газоподібного радіонукліду в ґрунті за період t без врахування фізичного розпаду визначають за формулою:

$$\delta(t) = \frac{a_1 d}{\lambda y_1} [1 - \exp(-\lambda y_1 t)] - \frac{a_2 d}{\lambda y_2} [1 - \exp(-\lambda y_2 t)]$$

Параметри, які характеризують випаровування радіонукліду з ґрунту:

Поверхня	Форма радіонукліду	T _{y1} , доба	a ₁	T _{y2} , доба	a ₂
Сніжний покрив	J ⁻	0,8	0,9	3,5	0,1
Чорнозем вилужений, рілля	J ⁻	25	0,6	500	0,4
Чорнозем вилужений, лука	J ⁻	6	0,3	500	0,7
Алювіально-піщана, лука	J ⁻	1,1	0,6	70	0,4
Сніжний покрив	J ₂	0,6	0,8	10	0,2

В якості комплексної оцінки доступності радіонукліду для засвоєння даною рослиною із ґрунту використовують коефіцієнт біологічного поглинання:

$$A = A_x x^{-n},$$

де x – концентрація радіонукліду в ґрунті, мг/кг;

A_x – питомий коефіцієнт біологічного поглинання на 1 мг/кг ґрунту;

n – ступінь хімічної токсичності радіонукліду.

Приклад 1. Обчислити чисту вагу (Q) (тобто без носія) радіоактивного ізотопу ³²P, період піврозпаду якого 14,3 дні.

Розв'язування: Якщо T_{1/2} вимірюється в днях, то Q обчислюється за формулою:

$$Q = 7,7 \times 10^{-9} A T_{1/2},$$

де A-масове число ізотопу;

T_{1/2}- період піврозпаду.

$$Q = 7,7 \times 10^{-9} \times 32 \times 14,3 = 3,52 \times 10^{-6} = 3,52 \text{ мкг}$$

Приклад 2. Скільки атомів ⁴⁰K щосекунди повинні розпастися, щоб утворити одне ядро, якщо константа радіоактивного розпаду для нього 1,7×10⁻¹⁷ с⁻¹?

Розв'язування: 1/λ=1/(1,7×10⁻¹⁷)=6×10¹⁶ с. Отже, за 1 с із 6×10¹⁶ атомів ізотопу ⁴⁰K розпадеться одне ядро.

Приклад 3. Обчислити дозу (в радах), віддану 10 мкКі Р-32 при повному його розпаді (виведення=0). E_β=0,695 Мев, T_{1/2}=14,2 дні.

Розв'язування: Якщо енергія вимірюється в радах, то D обчислюється за формулою:

$$D = 7,7 \times 10^{-9} C E_{\beta} T_{1/2},$$

де C-активність ізотопу;

E_β – енергія β-частинки.

$$D = 73,5 \times 10^{-9} \times 310 \times 0,695 \times 14,2 = 7254 \text{ рад}$$

Контрольні питання

1. На яких типах ґрунтів спостерігаються найвищі коефіцієнти переходу радіонуклідів в рослини?
2. На ґрунтах з яким механічним складом відбувається найміцніша фіксація радіоцезію?
3. На якому типі ґрунтів спостерігається найбільша ефективність від внесення органічних добрив для запобігання надходження радіонуклідів в рослини?
4. На ґрунтах з яким рівнем родючості ефективність добрив як засобу зменшення надходження радіонуклідів в рослини максимальна?
5. Яка доступність для рослин радіонуклідів, зв'язаних з дерниною, порівняно з радіонуклідами, адсорбованими ґрунтом?
6. Які ви знаєте агрохімічні заходи зменшення надходження радіоактивних речовин з ґрунту в рослини?
7. Як впливає вапнування на перехід радіоактивних речовин з ґрунту в рослини?
8. Як впливають окремі мінеральні добрива на надходження радіонуклідів з ґрунту в рослини?

Завдання для самостійного виконання

1. При опроміненні дейтронами ядер ⁴⁰₁₉K утворюється збуджене ядро, що випромінює протон. Який кінцевий ізоотп утворюється в результаті цієї реакції?
2. Обчислити чисту вагу (Q) (тобто без носія) радіоактивного ізотопу ⁴⁵Ca, період піврозпаду якого 152 дні.
3. Обчислити β-дозу ⁴⁵Ca активністю 1 мкКі при повному розпаді. E_β=0,1 Мев, T_{1/2}=180 днів.
4. Калій-40 розпадається до аргону-40 з періодом піврозпаду 1,27×10⁹ років. Визначити вік калієвмісного мінералу, для якого масове відношення ⁴⁰Ar до ⁴⁰K рівне 3,6.
5. Природний Кальцій складається з 6 ізоотпів з масовими числами 40; 42-44; 46; 48. Які типи радіоактивного розпаду найбільш ймовірні для найлегшого і найважчого радіоактивного ізотопу кальцію?
6. За останні роки науковці синтезували близько 1600 нуклідів, не відомих в природі. Ця цифра могла б бути більшою, за наявності прискорювачів іонів високої енергії. Завершити і урівняти реакції бомбардування ядер важкими іонами:
⁴⁸₂₀Ca + ²⁴⁸₉₆Cm → ...; ⁴⁸₂₀Ca + ²³⁸₉₂U → ⁷⁰₂₀Ca + 4¹₀n + 2...

Домашнє завдання

1. Зміна концентрації радіонуклідів представлена графіком на рис.

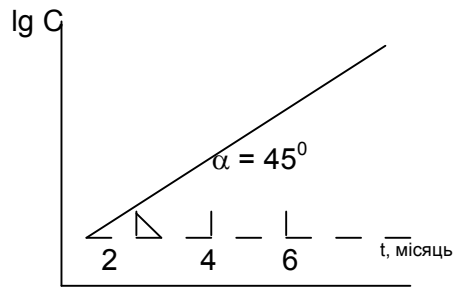


Рис. 1

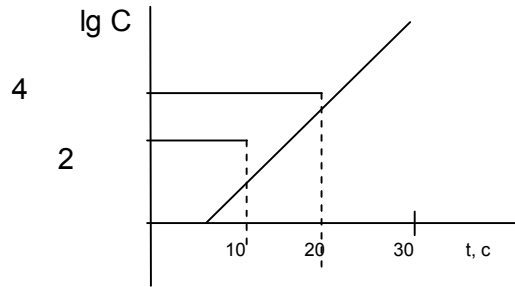


Рис. 2

- Визначити значення коефіцієнту дифузії, який встановився через 2 місяці після радіоактивного забруднення ґрунту.
- Розрахувати коефіцієнт дифузії, скориставшись графіком рис. 2.
- Порівняйте міграційну властивість радіонуклідів в ґрунті.
- З якого типу ґрунту найінтенсивніше буде видалятися Sr-90 шляхом конвекційного переносу.
- Взяли наважку ґрунту в 2 г і розчинили її в 100 мл H_2O . Визначити коефіцієнт розподілу Sr-90 в дерново-підзолистому ґрунті, якщо концентрація радіонукліду в ґрунтовому розчині дорівнює 0,1 г/мл.
- Розрахуйте сталу переходу молекулярного радіоактивного йоду з снігового покриву в повітря.
- Розрахувати концентрацію Sr-90 на глибині 10 см сірого лісового ґрунту в травні, якщо на поверхні ґрунту зафіксована активність в $18,5 \times 10^6$ Бк/см².
- Визначити коефіцієнт біологічного поглинання урану кукурудзою ($A_x = 54$) і бобами ($A_x = 5,6$), якщо вміст радіонукліду у ґрунті 50 мг/кг. Ступінь токсичності урану 0,75.

Практичне заняття №7

Прогнозування забруднення продукції рослинництва

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

^{90}Sr поводить себе подібно до кальцію, а ^{137}Cs – до калію. Було виявлено, що максимальна концентрація ^{90}Sr завжди спостерігається у

тих видів рослин, які багаті на кальцій – у відомих кальцефілів рослин родини бобових, деяких представників родин розоцвітих, жовтцевих, а найбільша кількість ^{137}Cs – в рослинах багатих на калій – калієфілів картоплі, буряків, капусти, кукурудзи, вівса, льону, соняшнику та інших.

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

Найбільш активно радіоактивні речовини поглинаються листям (листове поглинання) та квітками (флоральне поглинання). Виділяють також поглинання з дернини поверхневим корінням. Але воно властиве тільки для тих видів рослин, які мають таке коріння. Листове поглинання радіоактивних речовин характерне практично для всіх видів рослин за винятком, можливо, деяких видів ксерофітів – рослин, покритих товстою кутикулізованою оболонкою, з незначною кількістю продихів та видозміненим у колючки листям. Для багатьох видів важливим є також флоральне поглинання радіоактивних речовин. Його питомий внесок визначається розміром квітки, її формою, місцем розташування квітки в суцвітті, на рослині. Зрозуміло, що великі квітки розоцвітих, суцвіття хлібних злаків, які розміщені на відкритих частинах рослин, вбирають більше радіоактивних речовин, ніж рослини, що мають невеликі квітки, які розташовані поодинокі. У випадках флорального поглинання може відбуватися суто механічний захват великих радіоактивних частинок квітками з наступним їх включенням до плоду. Саме така ситуація склалася в Україні з плодово-ягідними культурами навесні 1986 р., коли розпал аварії на Чорнобильській АЕС співпав з періодом масового цвітіння садів. В результаті фрукти і ягоди урожаю того року на значній території північній частині України містили рівні радіонуклідів, що перевищували допустимі санітарно-гігієнічні нормативи.

Обов'язковою умовою для проникнення радіонуклідів всередину рослини є наявність вологи. Змочуваність листя різних видів рослин залежить від дуже багатьох факторів: форми листя, опушення, товщини кутикули, наявності в ній жирів, віку листя, нарешті води в самому листі. Чим довше відбувається контакт вологи з поверхнею листя, тим більше радіоактивних речовин надходить до нього. Тривалість зволоження залежить від температури, вологості, руху повітря, тобто факторів, які впливають на швидкість випаровування. Через молоді листя радіонукліди проникають швидше, ніж через старіші. Товста кутикула та підвищений вміст у ній жирів становлять перепону для їх надходження.

Радіонукліди, як і звичайні елементи живлення, надходять всередину листя шляхом поглинання та обміну з кутикулою та стінками клітин. Певну роль можуть відігравати продири, хоча питомий внесок їх у цей процес поки що не оцінений. Частина поглинутих радіоактивних речовин може залишатися в регіоні їх проникнення в рослину, а частина, що включається в транспортні системи, може пересуватися і нагромаджуватися в усіх органах, в тому числі і господарсько-корисних, які формують урожай. Їх частка залежить від хімічних властивостей радіонуклідів, фізіологічної ролі елемента, специфіки виду рослини, її фізіологічного стану. Більш інтенсивно пересуваються по рослині радіонукліди цезію, йоду; значно повільніше – стронцію, церію, рутенію, цирконію, барію. Зокрема ^{137}Cs , потрапляючи на листя та інші частини рослини, як і калій, швидко пересувається до інших органів і здатний у досить значних кількостях нагромаджуватися як в зерні злаків і зернобобових, так і у бульбах картоплі і коренеплодах. Із загальної кількості ^{137}Cs , яка надходить в кукурудзу через листя, біля чверті накопичується у насінні.

Належачи до категорії найважливіших елементів живлення, калій має надзвичайно високу здатність щодо пересування по рослині. Подібно калієві поводять себе і його хімічні аналоги – не тільки цезій, але й рубідій, натрій, літій. Роль кальцію в організмі рослин більш скромна, він бере участь у значно меншій кількості обмінних реакцій. Тому і стронцій разом з ним надходить і нагромаджується в рослинах у значно менших кількостях. Позакореневе надходження радіоактивних речовин в рослини може відбуватися протягом усього періоду вегетації, внаслідок чого воно залежить від ступеня наявності листя у рослин, пов'язаного з фазою їх розвитку в період випадання радіоактивних опадів.

На позакореневе надходження радіонуклідів з радіоактивних частинок, що осіли на поверхні рослин, великий вплив мають погодні умови - частинки можуть змиватись під час дощу, здуватися вітром. Утримання радіоактивних речовин на рослинах в подібній ситуації головним чином визначається формою окремих органів, їх механічними властивостями. Внаслідок вітрового підняття і переносу радіоактивного пилу з поверхні землі, а також під час дощу і штучного зрошення дощуванням стає можливим вторинне забруднення надземних частин рослин радіонуклідами. Це необхідно враховувати при розробці заходів зі зменшення їх надходження до рослин.

При аварії на Чорнобильській АЕС основна маса радіонуклідів випала протягом перших 2–3 тижнів кінця квітня–початку травня і прямому позакореновому забрудненню були піддані в основному озимі види, природні та сіяні багаторічні трави, плодові культури. Для решти

рослин основним джерелом радіонуклідного забруднення стало саме вторинне аеральне забруднення за рахунок підйому ґрунтових частинок з вітром та з бризками дощу. Внесок забруднення рослин через корені ще був незначним.

В цілому рівень забруднення рослин радіонуклідами у випадку прямого попадання на надземні частини визначається кількістю свіжих радіоактивних опадів. У той же час їх проникнення через кореневу систему залежить від загальної кількості опадів, що випали на поверхню ґрунту. І якщо з часом позакореневе надходження в рослину радіоактивних речовин зменшується, то проникнення їх з ґрунту через корені може навіть зростати.

Ґрунт є сильним поглиначем різних елементів і речовин, в тому числі і радіоактивних. Особливо високу здатність до поглинання має поверхневий, багатий на перегній горизонт, в якому міститься основна частина ґрунтового вбирного комплексу. Саме тому природні угіддя затримують основну масу радіоактивних речовин у поверхневому 5–10-сантиметровому шарі ґрунту, в той час як на ораних землях такі речовини більш чи менш рівномірно розосереджуються по всьому профілю горизонту, що обробляється. Їх залучення до біологічного кругообігу речовин зумовлені, з одного боку, міцністю зв'язку з частинками ґрунту, і з другого – здатністю поглинатися корінням.

Щодо здатності коренів рослин поглинати радіоактивні речовини, то вона визначається багатьма факторами водночас: специфікою виду, розвитком кореневої системи, фазою розвитку рослин, їх фізіологічним станом, вологістю ґрунту, наявністю у ньому елементів живлення тощо. Зв'язування радіонуклідів ґрунтом та рослинами, фіксація біля поверхні ґрунту у зоні розміщення основної маси коріння, затримує їх вимивання і перенесення до ґрунтових вод.

Механізм засвоєння радіонуклідів коренями рослин теж не відрізняється від поглинання звичайних елементів мінерального живлення. У зв'язку з тим, що більшість радіоактивних продуктів поділу як хімічні елементи не відіграють будь-якої ролі у перебігу фізіолого-біохімічних процесів і потрапляють в рослини у дуже незначних кількостях, при розгляді закономірностей щодо їх транспорту тканинами рослин можливим впливом іонізуючого випромінювання на метаболізм, а також участю їх в процесах обміну речовин можна знехтувати. Поглинання радіонуклідів коренями, рух їх по рослині і розподіл по окремих органах в значній мірі зумовлені їх хімічними властивостями. Ізотопи цезію і стронцію, які мають багато подібного, відповідно, до калію і кальцію, надходять до рослин з ґрунту у великих кількостях.

Радіонукліди ^{60}Co , ^{91}Y , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{141,144}\text{Ce}$, ^{147}Pm , актиноїди нагромаджуються у кількостях на декілька порядків менших. Великі

значення K_n має сірка, яка є досить важливим для живих організмів макроелементом, близькі до неї значення можуть досягати деякі мікроелементи (залізо, марганець, цинк), котрі також відіграють значну роль у метаболізмі. При цьому ^{137}Cs і ^{90}Sr легко і швидко пересуваються по рослині, в той час як більшість ізотопів нагромаджується переважно у коренях і далі практично не пересувається.

Розподіл радіонуклідів у надземних частинах рослин відбувається також по-різному. Близько половини їх кількості, що потрапила до рослини, нагромаджується у стеблі. Значно менше радіоактивності надходить до листя, ще менше – до колосся і лише кілька відсотків – до зерна. Отже, можна виявити закономірну залежність – чим далі по транспортному ланцюжку від коріння знаходиться орган, тим менше, як правило, радіонуклідів він нагромаджує. У випадку з зерновими та зернобобовими видами рослин, основною продукцією котрих є зерно, ця залежність дуже відрадна. Але коли продуктивними органами є листя, а особливо підземні частини рослин – коренеплоди, цибулини, бульби доводиться мати справу з більш забрудненою продукцією.

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

Вивчення закономірностей поведінки радіонуклідів у системі ґрунт-рослина, зв'язків між їх вмістом в ґрунті та накопичення рослинами, особливостей і хімічних властивостей окремих з них, а також можливих шляхів транспорту по рослині мають велике практичне значення при прогнозуванні нагромадження їх урожаєм сільськогосподарських культур, а також розробки заходів по запобіганню їх надходження в рослини.

Для оцінки впливу глобальних опадів на забруднення рослин доцільним є використання середньомісячної густини опадів протягом вегетаційного періоду:

$$K_b = RP10^3/n,$$

де K_b – повітряний коефіцієнт, Бк/кгсух.маси/Бк/км² місяць;

R – частка опадів, які затримуються рослинністю, від кумулятивних на одиницю площі з початку вегетації, Бк;

n – час експозиції, місяць;

P – запас біомаси на одиницю площі, кг/км².

Величини “повітряного” коефіцієнту пропорційності (10^{-9}) і тривалість експозиції (10^{-3}) представлені нижче:

Продукція	Sr-89,90	Ru-103,106	I-131	Cs-137	Ce-141,144
Сіно	4000	5300	1900	3800	67000
Зерно злакових	420	660	140	46	-
Листові овочі	300	300	300	300	7000
Коренеплоди	20	20	20	20	-
Картопля	25	25	25	25	-
Ягоди	25	170	-	60	-

Продукція	Sr-89,90	Zr-95	Ru-103,106	Cs-137	Ba-140	Ce-141,144
Забруднення в період інтенсивного розвитку біомаси						
Пшениця (зерно)	2,6	2,6	0,19	1,0	0,44	0,22
Картопля	0,6	6,7	0,23	0,17	0,07	0,41
Кукурудза на силос	3,4	-	-	-	-	-
Буряк	1,6	-	-	0,09	-	-
Огірки	0,2	-	-	0,3	-	0,7
Капуста	1,1	-	-	0,7	-	1,5
Забруднення в період дозрівання						
Пшениця (зерно)	40	10	4,3	19	2,0	5,4
Картопля	0,08	0,09	0,12	0,06	0,006	0,11
Кукурудза на силос	24	-	-	-	-	-
Буряк	1,2	-	-	3,9	-	0,3
Огірки	1,7	-	-	6,8	-	0,3
Капуста	0,9	-	-	4,2	-	0,4

Для оцінки і прогнозування аерального забруднення рослин радіонуклідами користуються значенням коефіцієнту первинного накопичення (K_n), питомого коефіцієнту первинного накопичення (K_{np}), листового концентраційного фактору (a) і повітряного коефіцієнту пропорційності (K_{bn}). Коефіцієнт первинного накопичення радіонуклідів показує, яка частка опадів затримується рослинами:

$$K_n = A_p/A_0,$$

де A_p – кількість радіонукліду, затримана рослинами на одиниці площі, Бк · м⁻²;

A_0 – густина опадів, Бк · м⁻².

Враховуючи, що:

$$A_p = C \cdot P,$$

де C – концентрація радіонукліду в біомасі, Бк · кг⁻¹;
 P – кількість біомаси на одиниці площі, кг · м⁻²,
 можна записати:

$$K_n = CP/A_0,$$

Повітряний коефіцієнт пропорційності є відношенням вмісту радіонукліду в одиниці маси до густини опадів:

$$K_n = C/A_0$$

Якщо вміст радіонукліду у навколишньому середовищі значно менший, ніж у біологічному об'єкті ($KK > 1$), то такі організми називаються накопичувачами. Коли концентрація радіонукліду у навколишньому середовищі і організмі майже однакова ($KK = 1$), то біологічний об'єкт є розсіювачем. Коли вміст радіонукліду у середовищі перевищує такий у організмі, то такий біологічний об'єкт називають очищувачем ($KK < 1$).

У радіобіології для характеристики міграції радіонуклідів використовують такі похідні коефіцієнту концентрування, як коефіцієнт накопичення (K_n) та коефіцієнт переходу (K_p):

K_n = Концентрація РН в організмі (Бк/кг)/ Концентрація РН у ґрунті (Бк/кг);

K_p = Концентрація РН в організмі (Бк/кг)/ Концентрація РН у ґрунті (Бк/кг)/ Щільність радіоактивного забруднення ґрунту (Бк/м²),

де K_n – безрозмірний;

K_p має розмірність м² кг⁻¹.

В результаті техногенної діяльності людей на забрудненій території, а також за рахунок підняття радіоактивного пилу під дією вітру і дощу відбувається вторинне аеральне забруднення рослин радіонуклідами, які раніше випали на поверхню ґрунту. Максимальна висота, на яку можуть піднятися частинки за рахунок розбризкування дощем, дорівнює 40 см, тобто вторинне забруднення низькорослих видів рослин (трави пасовищ, овочі) буде набагато більшим, ніж зернових. Руйнування ґрунту при випасанні худоби, автомобільному русі, будь-якій господарській діяльності прискорюють ерозію ґрунту, підйом радіонуклідів у повітря і вторинне аеральне забруднення рослин. Останнє описують швидкістю відкладання – відношенням кількості активності на одиницю площі підстилаючої поверхні, до її концентрації в повітрі за одиницю часу. Вона залежить від умов атмосферної турбулентності, розмірів аерозольних частинок, адсорбційних властивостей рослин. Процес вторинного накопичення радіонуклідів характеризують коефіцієнтом ресуспензії:

$$K_t = C_n/C_3,$$

де K_t – коефіцієнт ресуспензії, м⁻¹

C_n – концентрація вторинного аерозолю в повітрі, Бк/м³;

C_3 – поверхневе накопичення, Бк/м²,

і коефіцієнтом аерозольного забруднення:

$$R = N/V_g \int (\theta) d\theta,$$

де R – коефіцієнт аерозольного забруднення рослин, м²/кг :

Радіонуклід	Природне різнотрав'я	Пшениця	
		Солома	Зерно
Sr-90	1,1	0,47	0,06
Cs-137	1,5	0,42	0,15
Середнє	1,3	0,44	0,1

N – кількість радіоактивної домішки, яка накопичується в одиниці фітомаси рослинності за період вегетації t , Бк/кг;

V_g – швидкість осідання аерозолю, м/с;

θ – концентрація аерозольної домішки в повітрі, Бк/м³.

Концентрацію аерозольної домішки в повітрі розраховують за формулою:

$$\theta = aA/V,$$

де a – коефіцієнт вітрового захоплення, с⁻¹;

A – густина забруднення радіонуклідами поверхневого шару ґрунту, Бк/м²;

V – швидкість зростаючого потоку.

Кількість радіоактивної домішки в рослинності від некореневого надходження визначається рівнянням:

$$N = RV_g t = RaAtV_g/V,$$

Знаючи врожайність рослин на одиниці площі (f), можна розрахувати густину забруднення рослинного покриву (B):

$$B = fN = RaAftV_g/V$$

Розглянуті вище закономірності затримання радіоактивних речовин на рослинах і втрата їх з часом дозволяють визначити очікувані рівні забруднення урожаю при заданій густині опадів:

для разових: $C_t = 2,7^{-\lambda_{\text{еф}} t} A_0 K_n / P$

для хронічних: $C_t = 2,7^{-\lambda_{\text{еф}} t} d K_n / P$

де $\lambda_{\text{еф}}$ – ефективна стала втрат;

d – інтенсивність опадів Бк/м²;

C_t – концентрація радіонукліду в урожаї, Бк/кг.

Приклад 1. Визначити вміст Cs 137 в зерні вівса, придатність його до використання та можливі заходи по зниженню надходження

радіонукліду в рослини на дерново-підзолистих ґрунтах зі ступенем забруднення 1350 Бк/кг. Питома маса ґрунту $1,3 \text{ г/см}^3$, товщина забрудненого шару 25 см, вміст калію 2 мг/100 г.

Рішення: 1. Обчислюємо масу забрудненого шару ґрунту на 1 м^2 для чого перемножуємо показники площі ґрунту, товщини шару і об'ємної маси:

$$100 \text{ см} \times 100 \text{ см} \times 25 \text{ см} \times 1,3 \text{ г/см}^3 = 325000 \text{ г} = 325 \text{ кг}$$

2. Знаходимо вміст Cs 137 на 1 м^2 , для чого забруднення 1 кг множимо на визначену масу ґрунту:

$$1350 \text{ Бк/кг} \times 325 \text{ кг} = 438750 \text{ Бк/м}^2 = 438,8 \text{ кБк/м}^2$$

3. Визначаємо забруднення території в Ки/км^2 , для чого ділимо отримане забруднення на забруднення при 1 Ки ($1 \text{ Ки/км}^2 = 37 \text{ кБк/м}^2$):

$$438,8 \text{ кБк/м}^2 : 37 \text{ кБк/м}^2 = 11,85 \text{ Ки/км}^2$$

4. Знаходимо коефіцієнт переходу Cs 137 в зерно вівса на дерново-підзолистих ґрунтах при вмісті калію 2 мг/100 г. Він становить 57 Бк/кг при щільності забруднення 1 Ки/км^2

5. Визначаємо забруднення зерна вівса, для чого отримане забруднення території $5,48 \text{ Ки/км}^2$ множимо на знайдений коефіцієнт для 1 Ки:

$$11,85 \times 57 \text{ Бк/кг} = 675,5 \text{ Бк/кг}.$$

6. Визначаємо придатність отриманої продукції, для чого знаходимо допустимий рівень забруднення за ^{137}Cs згідно ДР-2006. Для продовольчого зерна він складає 50 Бк/кг.

Отже, перший висновок: продукція непридатна для використання, так як її забруднення за Cs 137 перевищує допустимий рівень у 13,5 рази ($675,5 \text{ Бк/кг} : 50 \text{ Бк/кг} = 13,5$).

Визначаємо можливість використання угіддя для вирощування вівса чи іншої продукції, яка б відповідала вимогам ДР-2006.

7. Визначаємо необхідний коефіцієнт переходу для отримання придатної продукції, для чого коефіцієнт переходу 57 (Бк/кг)/ Ки/км^2 ділимо на 13,5: $57 : 13,5 = 4,2$.

8. Знаходимо в колонці для вівса таке або менше за нього значення коефіцієнту переходу при відповідному вмісті калію в ґрунті. Найменший коефіцієнт для вівса становить 5,7 навіть при максимальній кількості - 20 мг на 100 г калію.

Таким чином, другий висновок: отримати придатне зерно вівса для хліба і хлібопродуктів у даній ситуації неможливо. Одним з варіантів подальшого вирішення може бути підбір культури, близької за господарським значенням, але з меншим коефіцієнтом переходу ^{137}Cs . Такою культурою може бути ячмінь.

9. Знаходимо коефіцієнт переходу Cs 137 в зерно ячменю на дерново-підзолистих ґрунтах при вмісті калію 2 мг на 100 г. Він становить 10 Бк/кг при 1 Ки/км^2 .

10. Визначаємо можливе забруднення зерна ячменю, для чого отримане забруднення території по Cs 137 $11,85 \text{ Ки/км}^2$ множимо на коефіцієнт переходу для 1 Ки/км^2 - 10 Бк/кг: $11,85 \times 10 = 118,5 \text{ Бк/кг}$.

Отже, третій висновок: зерно ячменю теж непридатне для використання як продовольче, так як перевищує рівень забруднення за Cs 137 у 2,4 рази ($118,5 \text{ Бк/кг} : 50 \text{ Бк/кг} = 2,4$).

11. Визначаємо необхідний коефіцієнт переходу для отримання придатного зерна, для чого коефіцієнт 10 (Бк/кг)/ Ки/км^2 ділимо на 2,4:

$$10 : 2,4 = 4,2.$$

12. Знаходимо, при якому вмісті калію на дерново-підзолистих ґрунтах коефіцієнт переходу Cs 137 в зерно ячменю буде становити 4,2 Бк/кг або менше. При вмісті калію 5 мг на 100 г коефіцієнт буде становити 4,1.

13. Визначаємо дефіцит калію в ґрунті, для чого від необхідних 5 мг віднімаємо 2 мг наявного в ґрунті калію за умовами задачі:

$$5 - 2 = 3 \text{ мг}.$$

Відомо, що для підвищення вмісту калію на 1 мг у 100 г в орному шарі ґрунту необхідно внести 30 кг калійних добрив по діючій речовині.

14. Визначаємо необхідну кількість внесення калійних добрив по діючій речовині:

$$30 \text{ кг} \times 3 = 90 \text{ кг}$$

15. Визначаємо прогнозоване забруднення зерна ячменю після внесення калійних добрив, для чого очікуваний коефіцієнт переходу 4,1 Бк/кг для 1 Ки/км^2 множимо на забруднення території - $11,85 \text{ Ки/км}^2$:

$$4,1 \times 11,85 = 48,58 \text{ Бк/кг}$$

Кінцевий висновок: на даній території можна отримати придатне зерно ячменю після внесення 90 кг калійних добрив по діючій речовині; при цьому його забруднення по Cs-137 буде в 1,03 рази нижче за допустимий рівень ($50 : 48,58 = 1,03$).

Приклад 2. На пасовищі зі щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs 1 Ки/км^2 протягом 3 днів випасали корову. За цей час вона з'їла 30 кг трави. Визначити, яка кількість радіонуклідів потрапляла у організм тварини щодобово, якщо відомо, що коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту у рослини становив $0,0005 \text{ кг}^{-1} \cdot \text{м}^2$. Всі розрахунки провести у системі СІ.

Розв'язування: 1. Перерахуємо величину щільності забруднення ґрунту у одиниці СІ:

$$1 \frac{\text{Ки}}{\text{км}^2} = \frac{1 \cdot 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк}}{(1000 \text{ м})^2} = 3,7 \cdot 10^{-4} \frac{\text{Бк}}{\text{м}^2} = 37 \frac{\text{кБк}}{\text{м}^2}$$

2. Визначимо, виходячи зі значення коефіцієнту переходу, яка частина радіонуклідів надійде з ґрунту у 1 кг трави (питома активність

трави):

$$ПА = (0,0005 \frac{м^2}{кг}) \times (3,7 \cdot 10^4 \frac{Бк}{м^2}) = 5 \cdot 10^{-4} \times 3,7 \cdot 10^4 \left(\frac{м^2 \times Бк}{кг \times м^2} \right) = 18,5 \frac{Бк}{кг}$$

3. Визначимо сумарне забруднення раціону (вміст радіонуклідів у 30 кг трави):

$$СЗ = 18,5 \frac{Бк}{кг} \times 30 кг = 555 Бк$$

4. Визначимо, яка кількість радіонуклідів потрапляла у організм тварини щодобово (добове забруднення):

$$ДЗ = 555 \frac{Бк}{3 доби} = 185 \frac{Бк}{доби}$$

Отже, щодобово в організм тварини потрапляло 185 Бк ¹³⁷Cs.

Приклад 3. На пасовищі з питомою активністю забруднення ґрунту ¹³⁷Cs 500 Бк/кг протягом 3 днів випасали корову. За цей час вона з’їла 30 кг трави. Визначити, яка кількість радіонуклідів потрапляла у організм тварини щодобово, якщо відомо, що коефіцієнт накопичення ¹³⁷Cs рослинами з ґрунту становив 5. Всі розрахунки провести у системі СІ.

Розв’язування: 1. Визначимо, виходячи зі значення коефіцієнту накопичення, яка частина радіонуклідів надійде з ґрунту у 1 кг трави (питома активність трави):

$$ПА = 5 \times 500 \frac{Бк}{кг} = 2500 \frac{Бк}{кг}$$

2. Визначимо сумарне забруднення раціону (вміст радіонуклідів у 30 кг трави):

$$СЗ = 2500 \frac{Бк}{кг} \times 30 кг = 75000 Бк$$

3. Визначимо добове забруднення раціону:

$$ДЗ = 75000 Бк / 3 доби = 25000 Бк/добу$$

Таким чином, в організм тварини з кормом за добу надходило ¹³⁷Cs 25000 Бк або 250 кБк.

Приклад 4. Корові згодували 30 кг сіна, яке мало питому активність ¹³⁷Cs 400 Бк/кг. Всі інші компоненти раціону мали сумарну активність, яка дорівнювала $2 \cdot 10^{-9}$ Кі. Визначте, чи можна вживати молоко від цієї корови, коли відомо, що ДР-97 для молока становлять 100 Бк/л, а коефіцієнт переходу радіонуклідів з добового раціону у 1 л молока дорівнює 1%.

Розв’язування: 1. Розрахуємо, скільки радіонуклідів надійшло в організм тварини з сіном:

$$СА = 400 \frac{Бк}{кг} \times 30 кг = 12000 Бк$$

2. Перерахуємо сумарну активність інших компонентів раціону у одиниці системи СІ, враховуючи, що 1 Кі – це $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк:

$$СА' = 2 \cdot 10^{-9} \times 3,7 \cdot 10^{10} = 74 (Бк)$$

3. Визначимо сумарну активність радіонуклідів, які надходили у організм тварини протягом доби:

$$СА_{раціону} = СА + СА' = 12000 Бк + 74 Бк = 12074 Бк$$

4. З цієї кількості радіонуклідів у 1 літр молока переходить 1%, тобто 120,74 Бк/л, що на 20,74 Бк/л більше за допустимий рівень вмісту цього радіонукліду у даному продукті харчування. Молоко вживати не можна.

Контрольні запитання

1. Яке значення у міграції радіонуклідів трофічними ланцюгами в екосистемах має їх екологічна функція (продуценти, консументи, редуценти)?
2. Охарактеризуйте значення трофності та вологості ґрунту для міграції радіонуклідів у екосистемах.
3. Яке значення має щільність радіоактивного забруднення ґрунту для ведення сільського господарства?
4. Назвіть критичні у радіоекологічному відношенні галузі сільськогосподарського виробництва.
5. Шляхи надходження радіонуклідів у рослини.
6. Особливості позакореневого надходження радіонуклідів в рослини.
7. Фактори, що впливають на перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини.
8. Специфіка видів рослин щодо нагромадження окремих радіонуклідів.

Варіанти ситуаційних задач для самостійного розв’язування

Скориставшись даними таблиць, виконати усі можливі розрахунки за вище записаними формулами:

№ варіанту	Назва культури	Забруднення ґрунту, Бк/кг	Обємна маса 1 см ³ , г	Товщина забрудненого шару, см	Вміст К, мг/100 г
1	Горох	750	1,3	22	5
2	Кукурудза	900	1,3	23	6
3	Овес	798	1,2	24	3
4	Ячмінь	600	1,3	25	4
5	Озиме жито	560	1,3	24	7
6	Озима пшениця	912	1,2	22	5
7	Томати	705	1,4	24	2
8	Цибуля ріпчаста	602	1,3	27	9
9	Капуста	627	1,2	25	5
10	Морква	531	1,3	25	4
11	Столовий буряк	544	1,4	24	5
12	Гарбуз	574	1,3	22	2
13	Картопля	727	1,3	22	5
14	Соя	495	1,4	24	6

Середньобаторічні значення $K_p^{137}\text{Cs}$ для різних культур в залежності від вмісту обмінного калію в ґрунті, (Бк/кг)/(Ки/км²)*

Назва культури							
Вміст К, мг/100 г	Ґрунт дерново-підзолистий						
	горох	кукурудза	овес	ячмінь	пшениця	соя	морква
2	94	8,3	57	10	11	86	12
3	49	4,4	30	5,4	5,8	45	6,3
4	47	4,1	29	5,1	5,5	43	6,0
5	37	3,3	26	4,1	4,4	34	4,8
6	26	2,7	23	2,9	3,1	24	3,4
7	21	2,3	16	2,2	2,4	19	2,7

Назва культури							
Вміст К, мг/100 г	Ґрунт дерново-підзолистий						
	жито	цибуля	томати	капуста	буряк	гарбуз	картопля
2	20	3,1	7,4	16	32	5,6	16
3	11	1,6	3,9	8,4	17	2,9	8,3
4	10	1,5	3,7	7,9	16	2,8	7,9
5	8,1	1,2	3,0	6,3	13	2,2	6,3
6	5,7	0,85	2,1	4,4	8,8	1,6	4,4
7	4,4	0,67	1,6	3,5	6,9	1,2	3,5

Практичне заняття №8

Прогнозування вмісту радіонуклідів в продукції тваринництва

Більше 95% радіонуклідів надходить до організму продуктивних сільськогосподарських тварин з кормом, основу якого складають рослини. З водою надходить зовсім незначна їх частка. Отже, основне завдання тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях полягає у забезпеченні тварин „чистими” кормами. На жаль, це не завжди можливе, і тому система прийомів зменшення переходу радіонуклідів в продукцію тваринництва складається з декількох прийомів: покращення кормової бази; складання раціонів; включення до раціонів добавок і препаратів, що перешкоджають переходу радіонуклідів в продукцію тваринництва і деяких організаційних заходів.

Вміст радіонуклідів у раціоні сільськогосподарських тварин і, відповідно, перехід в продукцію тваринництва залежать від низки факторів їх відгодівлі та утримання. Нагромадження радіонуклідів кормовими рослинами, як і іншими, у першу чергу визначається їх біологічними особливостями і типом ґрунту, на якому вони вирощуються. Але у значній мірі воно залежить і від характеру розподілу радіонуклідів у ґрунті. На угіддях, що оброблюються, радіонукліди рівномірно розосереджується в орному горизонті. А на цілих землях природних луків, пасовищ і сіножатей вони

зосереджуються в основному (до 90%) у верхньому 4–6-сантиметровому шарі дернини, внаслідок чого їх питома радіоактивність при однаковій загальній щільності забруднення території може у багато разів перевищувати радіоактивність ґрунту орних угідь. Така акумуляція радіонуклідів у зоні активного коренезаселення створює умови для підвищеного їх переходу в рослини.

Великий вплив на забруднення продукції тваринництва радіонуклідами має стан пасовищ і луків. При випасанні худоби на бідних природних пасовищах при вибитому і слабозвиненому травостої рівень забруднення молока і м'яса може бути у декілька разів вищим, ніж на луках з добрим травостоєм. Це пов'язане з мимовільним захватом і поїданням тваринами радіоактивних частинок ґрунту і дернини. Встановлено, що корова на таких луках протягом пасовищного періоду заковтує до 200 кг ґрунту, а вівця – до 50 кг. Це стає суттєвим джерелом надходження радіонуклідів до організму тварин, особливо навесні та восени, коли у періоди дощів частка надходження їх з ґрунтом може зростати. Тому на природних пасовищах і луках рекомендується проведення заходів, які б, з одного боку, сприяли покращенню травостою, а з другого – зменшували надходження в нього радіонуклідів. Насамперед, це поверхнєве та докорінне поліпшення кормових угідь. Поверхнєве поліпшення застосовують як правило, на піщаних ґрунтах, у випадках, коли угіддя не можна переорювати через загрозу ерозії, або коли у травостої збереглося до 50% цінних бобових та злакових трав. Воно передбачає поверхнєве внесення вапна, азотних та підвищених доз фосфорно-калійних добрив. Цей захід разом зі зростанням продуктивності луків і пасовищ у 2–4 рази зменшує перехід в рослини радіонуклідів.

В інших випадках належить проводити докорінне поліпшення природних кормових угідь. Воно включає оранку або глибоку культивуацію угідь дисковими боронами з руйнуванням і перегортанням старої дернини, проведення вапнування кислих ґрунтів, внесення повного мінерального добрива з підвищеними, відповідно, у 1,5 і 2 рази дозами фосфорних і калійних добрив. Цей захід дає змогу зменшити перехід радіонуклідів у трави в залежності від умов і повноти здійснення прийомів в 2–10 разів. Важливе значення при корінному поліпшенні кормових угідь надається формуванню травостою. Ранні злакові суміші характеризуються відносно меншими рівнями накопичення радіонуклідів, ніж пізні. Але за високої інтенсивності випасання худоби використання пізніх злакових трав виявляється ефективнішим, особливо в сумішці з бобовими. Для підвищення вмісту кормового білку бажано здійснювати підси́ви конюшини червоної у сумішці з ранніми злаковими травами і конюшини білої – з пізніми.

Щодо вирощування кормових рослин у сівозмінах, то для одержання продукції високої якості там треба дотримуватися всіх заходів, розглянутих у попередньому розділі.

Важлива роль у зниженні переходу радіонуклідів з кормів в продукцію тваринництва належить раціону. Шляхом зміни раціону можна у 2–5 разів знизити вміст ^{90}Sr та ^{137}Cs у молоці, м'ясі, яйцях, субпродуктах. Немає необхідності підкреслювати, що в основі складання раціонів повинен бути постійний контроль за станом забруднення кормів радіоактивними речовинами. Крім того, слід враховувати здатність різних видів рослин до нагромадження окремих радіонуклідів. Велику увагу необхідно також приділяти значенням коефіцієнтів переходу (K_n) окремих радіонуклідів у різні продукти. Так, K_n ^{90}Sr та ^{137}Cs в молоко і м'ясо корів, в раціоні яких переважають зелені трави, в 1,5–2 рази вище, ніж у тварин, основу харчування яких складають зерно та грубі корми. Сінний тип годівлі великої рогатої худоби в більшій мірі сприяє надходженню ^{90}Sr та ^{137}Cs у м'ясо і молоко, ніж змішаний раціон, до складу якого входять зерно та грубі корми, сіно, або силосно-концентратний раціон. Більш висока концентрація ^{90}Sr спостерігається у кістяку телят і ягнят від корів та овець, які утримуються протягом періоду вагітності на сінному раціоні. У ягнят, народжених від овець, що утримувались на змішаному та концентратному раціонах, відкладення радіонукліду у кістяку було в 4–4,5 рази нижче. Таким чином, найбільш несприятливі умови ведення тваринництва на угіддях, забруднених радіоактивними речовинами, створюються при екстенсивному типі годівлі тварин кормами з природних луків.

Для забезпечення виробництва молока і м'яса згідно з діючими нормативами встановлюють межі допустимого вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs в раціонах худоби різного виду, віку і рівня продуктивності, гранично допустимі рівні (ГДР) радіонуклідного забруднення окремих кормів, ГДР забруднення ґрунтів, де можливе виробництво кормових культур. Границя допустимого вмісту радіонукліду в раціоні (ГДВ) визначається за співвідношенням:

$$\text{ГДВ} = \text{ДР} \times 100 \text{ КК},$$

де ДР – допустимий рівень вмісту радіонукліду у харчовому продукті (молоко, м'ясо), Бк/л (кг);

КК – коефіцієнт концентрації радіонукліду у тканині (молоко, м'ясо) чи органі в процентах від надходження з добовим раціоном.

Важливу роль у запобіганні переходу в організм сільськогосподарських тварин радіонуклідів відіграє оптимізація мінерального живлення. Найбільше практичне значення у цьому відношенні, як і при розробці систем мінерального живлення рослин,

являє кальцієве і калійне живлення. Кальцій в організмі хребетних тварин грає особливу роль, складаючи основу скелета, а у ссавців – ще й головний мінеральний компонент молока. При дефіциті в організмі кальцію його місце можуть посідати хімічні аналоги – в першу чергу елементи другої групи періодичної системи, серед котрих знаходиться і стронцій. Саме тому порушення кальцієвого живлення може призводити до збільшення накопичення в організмі тварин ^{90}Sr .

У той же час збагачення раціону кормами, які містять кальцій, наприклад, бобовими травами, додавання мінерального підкорму у вигляді вуглекислих, а особливо фосфорнокислих, солей кальцію являє собою дешевий і доступний спосіб обмеження переходу ^{90}Sr із шлунково-кишкового тракту в тканини – тобто в продукцію тваринництва.

Значна роль у зменшенні надходження радіонуклідів в організм тварин, а також у підвищенні їх стійкості до іонізуючих випромінювань належить мікроелементам. Особливо це стосується ґрунтів і, відповідно, кормів, бідних не тільки за вмістом основних макроелементів, але й більшості біологічно важливих мікроелементів, таких як йод, фтор, цинк, кобальт, марганець, мідь, селен та інших. Збагачення раціону тварин солями цих елементів може стати важливим заходом в системі ведення тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях. Проте, застосування прийомів, спрямованих на зменшення надходження радіонуклідів в рослини, зокрема вапнування угідь, збільшення доз фосфорних добрив призводить до зв'язування багатьох мікроелементів в ґрунті і зменшенню їх кількості у рослинах, а, відповідно, і в раціоні тварин. Це може стати причиною ряду захворювань тварин, відомих під загальною назвою гіпомікроелементозів. Тому слід періодично на основі даних про вміст мікроелементів в кормах, воді, молоці, крові, м'ясі уточнювати необхідні дози їх солей у раціонах тварин.

Відомі речовини, які здатні знижувати перехід радіонуклідів з кормів до тканин тварин. До них належить велика група різних за хімічною будовою сполук, котрі при додаванні у раціон зв'язують радіонукліди у шлунково-кишковому тракті, зменшуючи їх всмоктування. Вони одержали назву ентеросорбентів. Таку дію мають альгірати – солі альгінових кислот, які виділяють з деяких видів бурих водоростей. Додавання альгіратів і навіть самих водоростей до раціону тварин знижує відкладання ^{90}Sr у тканинах у 1,5–2 рази. Схожий ефект мають пектинові речовини, яких багато містять коренеплоди і особливо буряки, в тому числі й кормові, гарбуз, плоди кісточкових ті сім'ячкових фруктових порід.

Надзвичайно високою ефективністю щодо обмеження всмоктування ^{137}Cs у шлунково-кишковому тракті тварин – не тільки

ссавців, але й птиці, відзначається фероцин – сполука, більш відома під назвою берлінської лазурі, та його похідні – фероціаніди заліза, кобальту, нікелю. Фероцин вибірково утворює з цим радіонуклідом нерозчинні сполуки, які не проникають через стінки шлунку та кишок і виводяться з організму з продуктами обміну. Фероцин вводять тваринам у вигляді порошку з кормом, з різними наповнювачами, у складі кормосумішей, брикетів-лизунців з мінеральними елементами. Широке розповсюдження у скотарстві знайшли спеціальні великі воскові пілюлі з фероцином – болюси. Кожній корові на початку пасовищного періоду безпосередньо у рубець через рот за допомогою простого пристосування – болюсоін'єктора вводиться 2–3 болюси. При їх терті фероцин поступово вивільнюється, змішується з кормом, який сорбує радіонуклід, не даючи йому всисатися у кров. Болюси утримуються у рубці 2–3 місяці, після чого вводяться нові.

Як ефективні ентеросорбенти використовуються і цеоліти у вигляді простого розмеленого мінералу (кліноптилоліт) і модифікованого шляхом спеціальної обробки (хумоліт), котрі додаються до концентрованих кормів у кількостях до 10%. У молоці це забезпечує зниження вмісту ^{137}Cs в 1,5–3 рази, у м'ясі різних тварин – в 1,5–9 разів. Речовини, що зменшують накопичення радіонуклідів в організмі, блокуючи їх включення в тканини шляхом конкурентної взаємодії, сорбції, утворення комплексних сполук чи за допомогою інших механізмів одержали назву радіоблокаторів. Їх треба відрізнити від радіодекорпорантів – речовин, що прискорюють виведення радіонуклідів з організму. Останні у тваринництві практично не застосовуються в зв'язку з дороговизною.

Один за найрадикальніших заходів – перепрофілювання господарств. Так, у господарствах, розташованих на малородючих заболочених ґрунтах з великими значеннями K_n і K_p радіонуклідів в рослини і високою щільністю забруднення навіть з застосуванням захисних прийомів досить важко одержати молоко, яке відповідало б нормативним вимогам. Або витрати на реалізацію цих прийомів стають не вигідними. У такому випадку доцільніше перепрофілювати молочне скотарство на м'ясне. На територіях, де внаслідок дуже сильного радіонуклідного забруднення неможливе утримання продуктивних тварин, але допустима трудова діяльність, доцільно займатися розведенням та вирощуванням коней. Для коней можна використовувати кормові ресурси забруднених територій практично без обмежень. Без обмежень можна вести звірівництво. Проте для одержання хутра з допустимим вмістом радіонуклідів в заключний період вирощування тварин необхідно переводити на чисті корми. Також без обмежень можна вести бджільництво, так як квітка, як

остання ланка на міграційному шляху радіонуклідів з кореня, є найменш забруднений орган рослини. До того ж, K_p більшості радіонуклідів у мед, як основну продукцію бджільництва, низькі.

Зважаючи на те, що періоди піввиведення радіонуклідів для сільськогосподарських тварин-ссавців суттєво не відрізняються від таких значень для людини, важливим заходом по зменшенню їх кількості в організмі, зокрема радіоцезію у м'ясі жуйних, для яких він складає лише 20–30 діб, треба вважати переведення тварин на декілька тижнів перед забоєм на максимально „чисті” корми. За нестачі кормів з низьким вмістом радіонуклідів у цей період краще додавати у раціон сорбенти. Але навіть без їх додавання через 2–3 місяця годівлі чистими кормами кількість ^{137}Cs , як правило, зменшується у 6–10 разів. У сполученні ж з сорбентами ефективність прийому зростає.

Безперечно, при здійсненні заходів, спрямованих на зниження накопичення радіонуклідів як в продукції рослинництва, так і тваринництва слід враховувати не тільки їх ефективність, але й економічну доцільність. Навряд чи є сенс зосереджувати увагу на дорогих спеціальних заходах, якими б ефективними вони не були, але які на сьогоднішній день не можуть виправдати одного з основних принципів концепції радіаційної безпеки „ризик-вигода”. Цією концепцією слід керуватися завжди при спробах використання забруднених угідь для одержання „чистої” сільськогосподарської продукції. Проведення заходів з запобігання надходження та нагромадження радіонуклідів у сільськогосподарських рослинах і тканинах сільськогосподарських продуктивних тварин в певних умовах може виявитись малоефективним, в зв'язку з чим вміст їх в одержаній продукції може перевищувати допустимі рівні. Проте це не означає, що така продукція повинна бути знищена. За деяких технологічних переробок, які передбачають її розподіл на декілька компонентів, може виявитись, що переважна частина радіонуклідів зосереджується тільки у деяких з них. Нерідко таким компонентом стає не основний, а супутній продукт переробки. Необхідно також мати на увазі, що радіонукліди надходять у рослини, переходять у організм тварин і транспортуються по тканинах переважно у формі розчинених у воді речовин. Тому зосереджуються вони переважно у водяній частині продукції і переходять під час переробки до водного розчину. Внаслідок цього будь-яка технологічна переробка продукції, яка передбачає відокремлення води шляхом віджимання, фільтрування, центрифугування та інших засобів, але не висушування і концентрування, буде приводити до її дезактивації.

Прогноз вмісту радіонуклідів в продуктах тваринництва ($A_{\text{прог}}$) здійснюють за формулою:

$$A_{\text{прог}} = K_n A_{\text{рац}} / 100,$$

де $A_{\text{рац}}$ - вміст радіонуклідів в добовому раціоні, Бк;

K_n - коефіцієнт переходу радіонукліду з раціону в 1 кг продукту, %.

$$A_{\text{прог}} = K_n H,$$

де $A_{\text{корму}}$ – вміст радіонукліду в кормі, Бк/кг;

K_n – коефіцієнт переходу радіонукліду з ґрунту в кормові культури;

H – щільність забруднення території радіонуклідами, кБк/м², або Кі/км².

Приклад 1. Визначити вміст ¹³⁷Cs в молоці та м'ясі ВРХ (питома активність дерново-підзолистого ґрунту 600 Бк/кг, період утримання – літній пасовищний, сектор – громадський). Зробити висновки та дати рекомендації.

Розв'язування: Визначаємо щільність забруднення території (H) радіонуклідами в одиницях системи СІ (кБк/м²). Для цього необхідно вміст Cs 137 або Sr 90 (Бк/кг ґрунту) помножити на масу 1 м² орного шару, яка залежить від питомої маси ґрунту та глибини оранки. Для розрахунку використовують опосередковані показники маси орного шару ґрунтів: дерново-підзолистих – 270 кг; сірих лісових – 260 кг; чорноземних – 300 кг; торф'яно-болотних – 190 кг. Глибину оранки в середньому приймають за 20 см.

$$H = 600 \text{ Бк/кг} \cdot 270 \text{ кг/м}^2 = 162000 \text{ Бк/м}^2 = 162 \text{ кБк/м}^2$$

Визначаємо забрудненість території в одиницях Кі/км². Ділимо 162 кБк/м² на 37 (1 Кі/км² = 37 кБк/м²):

$$162 \text{ кБк/м}^2 : 37 = 4,4 \text{ Кі/км}^2$$

Якщо в умовах задачі щільність забруднення визначена в одиницях Кі/км², необхідно зробити перерахунок в одиниці системи СІ – кБк/м², тобто помножити щільність забруднення в Кі/км² на 37.

Складаємо раціон для літнього періоду утримання тварин, який є типовим для даної ґрунтово-кліматичної зони. Орієнтовне добове споживання сухих кормів домашніми тваринами:

Вид тварин	Споживання сухих кормів (кг/добу)		Споживання води (л/добу)
	Середнє	Діапазон	
Молочні корови	16.1	10-25	50-100
М'ясна худоба (500 кг)	7.2	5-10	20-60
Телята (160 кг)	1.9	1.5-3.5	5-15
Молочні кози	1.3	1.0-3.5	5-10
Молочні вівці	1.3	1.0-2.5	5-8
М'ясні вівці (50 кг)	1.1	0.5-3.0	6-10
Свині (110 кг)	2.4	2.0-3.0	6-10
Кури несучки	0.1	0.07-0.15	0.1-0.3
Бройлери	0.07	0.05-0.15	0.1-0.3

Визначаємо вміст радіонуклідів в кожному окремому виді корму, для цього дані, які наведені нижче множимо на визначену щільність забруднення території радіонуклідами в одиницях кБк/м², а дані з таблиці 43 множимо на щільність забруднення території в одиницях Кі/км².

Культури	Тип ґрунту, рН сольової витяжки			
	Торф'яно-болотні, 4.0-5.0	Дерново-підзолисті 4.5-5.5	Сірі лісові 5.6-6.5	Чорноземні 6.6-7.5
Сіно природних трав	15.0	4.1	1.8	0.15
Сіно сіяних трав	4.5	2.9	1.4	0.1
Трави з природних пасовищ	4.9	1.0	1.5	0.05
Трави з окультурених пасовищ	1.6	0.7	0.4	0.03
Люцерна	-	0.8	0.2	0.06
Конюшина	1.9	1.6	0.3	0.1
Віко-вівсяна суміш	-	0.7	0.3	0.11
Люпин	-	12.9	6.4	1.1
Ріпак озимий	-	0.46	0.08	0.01
Ячмінь озимий	0.28	0.12	0.04	< 0.01
Буряк кормовий	0.9	0.4	0.18	0.07
Кукурудза на силос	0.35	0.15	0.09	0.01
Картопля	0.35	0.14	0.08	0.02

Порівнюємо отримані нами дані з допустимими рівнями вмісту Cs-137 в молоці та м'ясі. Робимо висновки та даємо конкретні рекомендації щодо зменшення вмісту радіонуклідів в кінцевому продукті.

Культури	Тип ґрунтів					
	Дерново-підзолисті		Сірі лісові		Чорноземні	
	зерно	солома	зерно	солома	зерно	солома
Кукурудза	3.3	20.0	0.56	3.4	0.1	0.6
Пшениця озима	4.4	14.0	0.75	2.3	0.13	1.4
Ячмінь	4.1	9.0	0.7	1.5	0.12	0.3
Пшениця яра	5.6	11.0	0.9	2.0	0.2	0.75
Овес	23.0	36.0	3.9	7.1	0.69	1.1
Соя	34.0	34.0	5.8	5.7	1.0	1.0
Горох	37.0	51.0	6.4	8.7	1.1	1.5
Люпин	240.0	129.0	41.0	22.0	7.3	3.9

Результати розрахунків оформляємо у вигляді таблиці:

Корм	Маса, кг	Концентрація ^{137}Cs в 1 кг корму, Бк/кг	Вміст у раціоні ^{137}Cs	Очікувані концентрації ^{137}Cs	
			Бк/раціон	Молоко, Бк/л	М'ясо, Бк/кг
Трави з окультурених пасовищ	50	$0,7 \times 162 = 113$	$113 \times 50 = 5650$	56,5	226
Концентрати (дерть ячмінна)	5	$4,1 \times 4,4 = 18$	$18 \times 5 = 90$	0,9	3,6
Всього			5740	57,4	229,6

Визначаємо очікувану концентрацію радіонуклідів в кінцевому продукті:

Вид продукції	Радіонукліди	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Молоко корів	1	0,13
Молоко кіз	6	0,6
Яловичина	4	0,04
Конина	8	0,08
Свинина	15	0,1
Баранина	15	0,1
Куряче м'ясо	45	0,2
Яйця	3,5	3,2

Висновок: вміст Cs 137 в молоці корів відповідає вимогам ДР-97. Вміст Cs 137 в м'ясі перевищує допустимі рівні у 1,15 рази. Для зменшення переходу радіонукліду в молоко та м'ясо необхідно ввести в раціон ентеросорбенти (цеолітове борошно марки А або хумоліт), які знижують концентрацію Cs 137 в молоці та м'ясі в 2,5-3,5 рази. Після введення в раціон ентеросорбентів таке молоко може використовуватись також для виготовлення спеціалізованих продуктів дитячого харчування.

Вважають, що для тварин найбільш актуальною є оцінка доз внутрішнього опромінення за умов хронічного надходження радіонуклідів із кормом, як це, наприклад, може мати місце в районах радіоактивного забруднення. Розрахунок дози проводять за однією із формул:

$$P_{\text{в}} = 2,13 \varepsilon_{\text{с}} q/m \text{ рад/год};$$

$$P_{\text{в}} = 51,2 \varepsilon_{\text{с}} q/m \text{ рад/доба};$$

$$P_{\text{в}} = 1,86 \cdot 10^4 \varepsilon_{\text{с}} q/m \text{ рад/рік},$$

де $P_{\text{в}}$ – це потужність поглинутої дози в органах, в яких відкладається радіонуклід (рад/год; рад/доба; рад/рік);

q – активність радіонукліду з огляду на орган чи тканину, мкКі;

$\varepsilon_{\text{с}}$ – середня енергія β -частинок, МеВ/розп.;

m – маса органу чи тканини, г.

Приклад 2. Встановлено, що в яєчнику корів ($m=15$ г) міститься (q) 0,0015 мкКі ^{137}Cs (т. ч. $1 \cdot 10^{-7}$ Кі/кг органу). Визначити $P_{\text{в}}$ (рад/год).

Розв'язування: Відомо, що $\varepsilon_{\text{с}}$ для $^{137}\text{Cs} = 0,195$ МеВ. $P_{\text{в}}$ дорівнює 2,13; $\varepsilon_{\text{с}} q/m = 2,13 \cdot 0,195 \cdot 0,0015/15 = 0,000041$ рад/год = 0,041 мрад/год = 41 мкрад/год (0,195 рад/год).

Отже, в реальних умовах 1990 р. дозове навантаження від β -випромінювання інкорпорованого ^{137}Cs лише в 2,5 рази перевищує дозу опромінювання від природного радіоактивного фону (доза від γ -випромінювання інкорпорованого ^{137}Cs мала і не береться до уваги).

Для прогнозування початкової концентрації радіонуклідів в організмі тварин використовують емпіричні параметри: коефіцієнт концентрації (КК), коефіцієнт накопичення (КН) і кратність накопичення (F). КК – концентрація радіонукліду в органі, виражена в процентах від кількості радіонукліду, який надійшов в організм. КН – відношення концентрацій нукліду в органі і раціоні, виражених в однакових одиницях (Бк/кг або Гр/кг). F можна визначити за формулою:

$$F = \text{CN}/Q,$$

де C – концентрація нукліду, Бк/кг;

M – маса органу, кг;

Q – кількість нукліду, який надходить до організму за добу, Бк.

Кратність накопичення використовують для розрахунку коефіцієнту розподілу радіонукліду в органах сільськогосподарських тварин (f_2):

$$f_2 = \frac{F \cdot 0.693}{T \cdot f_1},$$

де T – період, протягом якого досягається максимальна концентрація радіонукліду в органі тварин, год.

Початкову концентрацію (C_0) в органі або тканині масою M після надходження певної кількості радіонукліду можна визначити за формулою:

$$C_0 = Q f_1 f_2 / M.$$

Найважливішою характеристикою організму, яка визначає рівень забруднення органів і тканин і дози їх опромінення, являється коефіцієнт всмоктування (f_1):

$$f_1 = Q_k / Q_0,$$

де Q_k – кількість радіонукліду, яка перейшла в кров, Бк/кг;

Q_0 – кількість радіонукліду, яка надійшла в організм, Бк/кг.

Коефіцієнт f_1 залежить не тільки від тривалості опромінення, але і від ритму організму, ступеню заповнення шлунку. Ця величина

обернено пропорційна масі тварини і її віку. Величини коефіцієнтів всмоктування радіонуклідів у кишковий тракт тварин представлені нижче:

Радіонуклід	Велика рогата худоба	Вівці	Кози	Свині	Кури
³ H	92,3	-	-	-	95
⁴⁵ Ca	11,0	35,2	20	-	50-60
⁵⁴ Mn	0,5-1,0	45,5	-	7-20	20-44
⁵⁹ Fe	4,2	-	-	16,5-21,4	71,5
⁶⁰ Co	2,4	3,5	4,7	2,8	35,2
⁶⁵ Zn	11,0	10,3	-	51,4	64
⁸⁵⁻⁹⁰ Sr	6,4-15,5	6,6-10	3,4-13,8	13,5	50-80
⁹⁵ Zr	0,08	-	-	-	-
¹⁰⁶ Ru	2,3	0,15	0,14	1,1	-
¹³¹ I	100	100	-	33-76	75-80
¹³⁷ Cs	50-75	56,5	68,3	100	67
¹⁴⁰ Ba	5	-	-	-	-
¹⁴⁴ Ce	0,06	0,03-0,05	-	0,6	-
²¹⁰ Pb	0,01	-	-	-	-
²³⁹ Pu	-	-	-	0,0013	-

Для прогнозування і нормування надходження радіонуклідів до організму тварини розраховують зміну концентрації нукліду в органі або тканині за рівнянням:

$$C_t = C_0 \exp [-(\lambda_b + \lambda_f)t] = C_0 \exp (-\lambda_{\text{еф}} \cdot t),$$

де C_0 , C_t – початкова максимальна концентрація радіонукліду до моменту t^0 ;

t – час від моменту проникнення нукліду;

λ_b , λ_f – константи швидкості виведення і розпаду;

$\lambda_{\text{еф}}$ – ефективна константа швидкості зниження концентрації.

Для практичних цілей зручніше користуватися поняттям періоду напіввиведення радіонукліду із органів (T_b). Це час за який із органу, тканини або організму в цілому виводиться половина кількості радіонукліду.

Зниження концентрації в організмі при біологічному виведенні і фізичному розпаді буде характеризуватися ефективним періодом піввиведення ($T_{\text{еф}}$):

$$T_{\text{еф}} = (T_b T_f) / (T_b + T_f).$$

Середньорічне надходження радіонуклідів в молоко розраховують за формулою:

$$q_m = K_m \cdot \delta_n,$$

де K_m – коефіцієнт переходу радіонукліду в молоко, Бк · л⁻¹ / ГБк · км².

Середньорічне значення надходження радіоактивних речовин з молоком до організму людини визначають за рівнянням:

$$Q = 120 q_r$$

де q_r – надходження радіонукліду до організму людини з молоком, Бк · доба.

Нижче представлені значення кратності накопичення основних довгоіснуючих радіонуклідів в організмі тварин при постійному їх надходженні:

Радіонуклід	Тканина, орган	Велика рогата худоба	Вівці	Кози	Свині
Sr-90	скелет	$\frac{74-108}{270-590}$	35,7/120	30/120	33/48
	м'язи	$\frac{0,03-0,08}{135}$	$\frac{0,02-0,05}{120-1080}$	$\frac{0,03-0,04}{45-54}$	0,05/48
Ru-106	скелет	-	0,03/120	-	-
	м'язи	-	0,02/120	-	-
Cs-137	скелет	0,92/60	0,4/32	0,7/64	0,17/80
	м'язи	22,8/150	17,2/120	15/130	0,58/80
Ce-144	скелет	-	0,06/1140	-	0,73/30
	м'язи	-	-	-	0,91/30

Приклад 3. На радіометричний аналіз надійшла проба м'яса. Обчислити значення активності поверхневого шару м'яса товщиною 10 мм.

Розв'язування: Приготували препарати: № 1 – із внутрішньої частини проби, № 2 – із поверхневого шару. Препарати досліджували на пристрої ДП-100-М з лічильником МСТ-17. При вимірюванні препарату №1 протягом 1 хвилини набрали 530 імпульсів при фоні 20 імп./хв.. За відомими формулами розраховали N_0 :

$$N_0 = 530 - 20 = 510 \text{ імп./хв.}$$

$$\text{Тоді } A_{06} = 60 \cdot 510 - 30600 \text{ розпадів/ (хв.г).}$$

При вимірюванні препарату №2 швидкість рахунку дорівнювала:

$$N_{\text{пов}} = 40020 - 20 = 40000 \text{ імп./хв.}$$

Значення активності поверхневого шару м'яса товщиною 10 мм розраховали за формулою:

$$A_{\text{пов}} = K_2 \cdot (N_{\text{пов}} \cdot N_0) + A_{06} = 2 \cdot (40000 \cdot 500) + 30600 = 109580 \text{ розпадів/(хв.г).}$$

Отже, м'ясо забруднене по всьому об'єму з питомою (бета) активністю, рівною 30600 розпадів/хв. і крім того забруднене на поверхні так, що зовнішній шар шматка товщиною в 10 мм має питому (бета) активність 109580 розпадів/хв.

Задачі для самостійного розв'язку

1. Знайти невідомі величини і заповнити таблицю.

Тварини	Органічна тканина, частина яйця	Маса	Концентрація урану, мкг/кг маси	Коефіцієнт концентрації	Кратність накопичення	Кількість нукліду, що надійшла в орган
Свині	Скелет	6,5	43	0,26	?	?
	Серце	0,29	33	?	?	6,6
	Нирки	0,27	23	0,12	?	?
	Кров	8,80	19	?	?	2,28
	М'язи	45,0	10	0,06	?	?
	Легені	0,95	?	0,04	0,05	?
	Печінка	1,60	?	0,03	0,04	?
Кури	Скелет	0,16	160	1,2	?	?
Яйця курей	Жовток	0,019	18	1,5	?	?
	Білок	0,026	7,4	0,6	?	?

2. Виконати необхідні розрахунки і заповнити таблицю:

Радіонуклід	T, год.	f ₁	F	F ₂
³ H	12		0,87	
⁵⁹ Fe	24		21,7	
⁶⁰ Co	12		8,3	
^{89,90} Sr	40			
¹³⁷ Cs	20			
¹³¹ I	6		23	
⁴⁰ Ba	24		54	

3. Виконати необхідні розрахунки і заповнити таблицю:

Радіонуклід	t, год.	C ₀ , Бк/л молока	T ₆	T _{еф}	T _ф	Λ _{еф}	C _t , Бк/л
¹³¹ I	12	1,3	1,1	1,0		0,045	
⁹⁹ Mb	24	0,9	5,9	3,4		0,028	
⁸⁹ Sr	60	0,032	2,1	2,9		0,033	
¹⁴⁰ Ba	24	0,005	1,0	0,9		0,025	
¹³⁷ Cs	24	0,84	1,7	1,7		0,030	

Контрольні питання

1. Який з шляхів надходження радіонуклідів в організм сільськогосподарських тварин в основному формує забруднення продуктів тваринництва?
2. Який з радіонуклідів найкраще всмоктується із кишково-шлункового тракту сільськогосподарських тварин?
3. Як залежить швидкість виведення радіонуклідів з організму від віку тварин?
4. Для чого доцільно використовувати більш „брудні” корми у разі радіонуклідного забруднення кормової бази?
5. Яким шляхом виділяються з організму радіонукліди, що потрапили в кров?

6. Які з радіонуклідів найінтенсивніше переходять в молочні жири, молочні білки?

7. В якій із тканин тваринного організму найінтенсивніше накопичується радіостронцій і радіоцезій?

8. Які види сільськогосподарських тварин мають найвищу радіостійкість і радіочутливість?

9. Яка поглинута доза при гострому опроміненні є достатньою для 100 % летальності всіх видів ссавців?

10. Який найчистіший продукт можна отримати із забрудненого радіонуклідами молока?

11. На яких типах ґрунтів утримання молочної худоби можливе без проведення додаткових заходів щодо зменшення вмісту радіонуклідів в продукції тваринництва?

12. Які допустимі рівні радіостронцію для м'яса та м'ясопродуктів згідно ДР-2006?

Варіанти ситуаційних задач для самостійного розв'язування

За даними таблиці виконати за вище записаними формулами усі можливі розрахунки

№	Вид тварин	Продукція	Тип ґрунту*	Щільність забруднення, кБк/м ²		Питома активність ґрунту, Бк/кг		Період утримання
				¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	ВРХ	молоко, м'ясо	1	185	-	-	-	Пасовищний
2	ВРХ	молоко, м'ясо	1	-	7,4	-	-	Літній стійловий
3	ВРХ	молоко, м'ясо	2	259	-	-	-	Пасовищний
4	ВРХ	молоко, м'ясо	1	-	-	760	-	Зимовий стійловий
5	Свині	м'ясо	1	185	-	-	-	Зимовий
6	Вівці	м'ясо	1	-	-	800	-	Зимовий стійловий
7	ВРХ	молоко, м'ясо	2	-	-	900	-	Зимовий стійловий
8	Кури	м'ясо, яйця	1	370	-	-	-	Літній
9	ВРХ	молоко, м'ясо	1	-	-	390	-	Пасовищний
10	Кури	м'ясо	1	111	-	-	-	Літній
11	Свині	м'ясо	3	200	-	-	-	Зимовий
12	Вівці	м'ясо	1	-	-	900	-	Літній
13	Свині	м'ясо	1	-	-	450	-	Літній
14	Вівці	м'ясо	1	-	-	600	-	Зимовий
15	Свині	м'ясо	2	-	-	590	-	Зимовий

* 1-дерново-підзолистий, 2- сірий лісовий, 3- торф'яно - болотний

Прогнозування можливого радіонуклідного забруднення продукції лісового господарства

Маючи надзвичайно велику поверхню деревного, чагарникового та трав'яного покриву, лісові та садово-паркові екосистеми з одного боку відіграють важливу роль у захисті навколишнього середовища від забруднення радіонуклідами, а з другого – є акумуляторами радіоактивних речовин. Наявність на шляху забруднених горизонтальних повітряних потоків лісних масивів і навіть окремих дерев приводить до своєрідної фільтрації летючих радіоактивних частинок та їх осіданню на листі, гілках, корі стовбурів. Затримуючи радіоактивні речовини, лісові насадження виконують буферну роль, перешкоджаючи масовому подальшому розносу радіонуклідів. В наступні періоди при осіданні радіоактивних частинок під полог лісу, їх змиву з поверхні дерев атмосферними опадами, листопадів, більш як 90% радіоактивності зосереджується у лісовій підстилці, котра, акумулюючи, адсорбуючи та хімічно зв'язуючи радіонукліди, продовжує виконувати, знову ж таки, з одного боку захисну роль лісу, а з іншого – осередку зосередження високих кількостей радіоактивності.

У лісових екосистемах, ґрунт яких вкритий потужною лісовою підстилкою і трав'яною рослинністю, практично відсутній поверхневий стік і, внаслідок розвинутої кореневої системи багаторічних дерев, значно загальмовано горизонтальне переміщення ґрунтових вод. Радіонукліди, що проникають у глибину ґрунту внаслідок вертикальної міграції, через корені знову надходять в рослини і з листопадом повертаються до ґрунту. Внаслідок такої специфіки кругообігу у лісових і садово-паркових біоценозах радіонукліди можуть утримуватися в їх межах протягом багатьох десятиріч. З великих зімкнених деревних насаджень, особливо розташованих на рівнинах, практично виключений значимий виніс радіонуклідів. Саме тому накопичення радіонуклідів лісом може стати джерелом забруднення усієї флори і фауни лісу і, відповідно, можливого їх надходження до організму людини.

Приклад 1. Визначити вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в свіжих маслах та придатність їх до вживання. Гриби заготовлені на території Лісостепової зони Київської області. Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs становить 37 кБк/м^2 , ^{90}Sr – 30 кБк/м^2 .

Розв'язування:

$$P_a = \Sigma_3 K_n,$$

де P_a – питома активність сировини, Бк/кг;

Σ_3 – щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs та ^{90}Sr , кБк/м²;

K_n – коефіцієнт переходу.

Визначаємо вміст ^{137}Cs в маслах:

$$\Sigma_3 = 37 \text{ кБк/м}^2; K_n = 4,1; P_a = 37 \times 4,1 = 151,7 \text{ Бк/кг}$$

Допустимий рівень забруднення свіжих дикоростучих грибів за ^{137}Cs становить 500 Бк/кг.

Визначаємо вміст ^{90}Sr в маслах:

$$\Sigma_3 = 30 \text{ кБк/м}^2; K_n = 13,7; P_a = 30 \times 13,7 = 411,0 \text{ Бк/кг}$$

Допустимий рівень забруднення свіжих дикоростучих грибів за ^{90}Sr становить 50 Бк/кг.

Висновок: Забруднення маслюків за ^{137}Cs становить 151,7 Бк/кг, що нижче за допустимі рівні у 3,29 рази ($500 : 151,7 = 3,29$), а за ^{90}Sr становить 411 Бк/кг, що перевищує допустимі рівні у 8,22 рази ($411 : 50 = 8,22$). Ці гриби вживати в їжу не можна.

Приклад 2. Коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту у плодове тіло грибів залежить від виду. Розрахуйте, чи можна збирати польські гриби у лісі, де щільність радіоактивного забруднення ґрунту цим радіонуклідом становила 15 Ки/км^2 , а ДР-97 для грибів дорівнює 500 Бк/кг, а коефіцієнт переходу радіонукліда з ґрунту у плодове тіло грибів складає $0,05 \text{ (кг}^{-1} \cdot \text{м}^2)$.

Розв'язування: 1. Перерахуємо величину щільності радіоактивного забруднення ґрунту у одиницях системи СІ:

$$15 \text{ Ки/км}^2 = \frac{15 \cdot 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк}}{(1000 \text{ м})^2} = 55,5 \cdot 10^4 \text{ Бк/м}^2 = 555 \text{ кБк/м}^2$$

2. Виходячи зі щільності забруднення ґрунту і коефіцієнту переходу ^{137}Cs з ґрунту у плодове тіло грибів, розрахуємо питому активність у

$$P_a = 55500 \text{ Бк/м}^2 \times 0,05 \text{ м}^2 / \text{кг} = 2775 \text{ Бк/кг}$$

грибах:

Питома активність польських грибів, зібраних на ділянках зі щільністю радіоактивного забруднення грибів 15 Ки/км^2 дорівнює 2775 Бк/кг, що перевищує допустимі рівні у 5,55 рази. Такі гриби збирати не можна.

Контрольні питання

1. З яких міркувань встановлені допустимі рівні утримання радіонуклідів стронцію і цезію в продукції лісу?
2. В якому випадку заборонено реалізувати і вживати продукцію лісу?
3. Які способи дезактивації дозволять зменшити вміст радіонуклідів у ягодах і грибах?
4. Чому лісові ягоди і гриби містять РН у десятки разів більше, ніж фрукти?
5. Яка із ягідних культур найбільше накопичує ^{137}Cs ?
6. Який з видів грибів має найвищий коефіцієнт накопичення ^{137}Cs ?

Варіанти ситуаційних задач для самостійного розв'язування

Визначити вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в продукції лісу та придатність її до вживання.

№ варіанту	Назва продукції та місцезростання	Щільність забруднення ґрунту, кБк/м^2		ТУМ*	Середні значення коефіцієнтів переходу $\text{Cs } 137$ і $\text{Sr } 90$ з ґрунту в деревину, $(\text{Бк/кг})/(\text{кБк/м}^2)$
		^{137}Cs	^{90}Sr		
1	Свіжі опеньки, Лісостеп Київської області	37	16		23,5
2	Свіжі маслюки, Лісостеп Київської області	150	5		23,8
3	Ягоди суніці, Лісостеп Черкаської області	300	0,9		987,0
4	Плоди бузини, Лісостеп Черкаської області	185	7,4		23,0
5	Трава звіробою звичайного	37		C_2	10,6
6	Трава деревію звичайного	740		B_3	39,8
7	Трава чебрецю звичайного	370		A_1	12,1
8	Пиломатеріали дуба черешчатого (75% ^{137}Cs знаходиться в корі)	555		C_3	2,1
9	Кора крушини ламкої	37		B_3	6,6
10	Деревина дуба черешчатого	370		C_3	2,1

- тип умов місцезростання – лісівничий термін, який включає в себе тип ґрунту, його фізичні та агрохімічні характеристики, основну лісоутворюючу породу, гідрологічний режим ґрунту та ін.

Практичне заняття №10

Визначення ступеня радіоактивного забруднення продуктів харчування

Проведення заходів з запобігання надходження та нагромадження радіонуклідів у сільськогосподарських рослинах і тканинах сільськогосподарських продуктивних тварин в певних умовах може виявитись малоефективним, в зв'язку з чим вміст їх в одержаній продукції може перевищувати допустимі рівні. Проте це не означає, що така продукція повинна бути знищена. За деяких технологічних переробок, які передбачають її розподіл на декілька компонентів, може виявитись, що переважна частина радіонуклідів зосереджується тільки у

деяких з них. Нерідко таким компонентом стає не основний, а супутній продукт переробки. Необхідно також мати на увазі, що радіонукліди надходять у рослини, переходять у організм тварин і транспортуються по тканинах переважно у формі розчинених у воді речовин. Тому зосереджуються вони переважно у водяній частині продукції і переходять під час переробки до водного розчину. Внаслідок цього будь-яка технологічна переробка продукції, яка передбачає відокремлення води шляхом віджимання, фільтрування, центрифугування та інших засобів, але не висушування і концентрування, буде приводити до її дезактивації.

Існують досить прості прийоми очищення деяких видів продукції рослинництва, і складні технології, які можуть бути здійснені тільки за промислових умов. Так, оскільки мінералізовані плівки і оболонки бульбоплодів, коренеплодів, цибулин та інших овочевих культур, продукція котрих без будь-якої кулінарної обробки попадає на стіл споживача, можуть бути забруднені частинками ґрунту, містять багато солей кальцію і калію, а з ними, відповідно, стронцію і цезію, промивка водою, ретельне глибоке очищення дозволяє значно знизити кількість в них радіонуклідів. У коренеплодів найбільш забрудненими частинами є головка і кінчик, у головці капусти – качан, у цибулин – денце, у салатних видів – прикореневі частини. При очищенні це треба враховувати.

Внаслідок очищення зернівок зернових та круп'яних культур, борошно, крупи містять у 1,5–2 рази менше радіонуклідів, ніж зібране зерно. Тому, чим вище сортність таких продуктів, хлібобулочних виробів, тим нижчий у них вміст радіоактивних речовин. При варінні, засолюванні, маринуванні овочів відбувається додаткове, часом значне, їх очищення від радіонуклідів. Зрозуміло, що радіонукліди при цьому переходять, відповідно, у відвар, розсіл, маринад. Дуже високого ступеня очищення продукції можна досягти при переробці забрудненої радіонуклідами картоплі на крохмаль. Технологія виділення крохмалю передбачає подрібнення бульб з наступним відокремленням клітинного соку та видобуванням крохмальних зерен промиванням водою. За цих операцій переважна частина радіонуклідів відходить з водою, а одержаний продукт - полісахарид крохмаль містить їх у середньому в 50 разів менше, ніж сама картопля. Аналогічним шляхом після попереднього намочування у воді видобувається крохмаль із зерна злаків.

При переробці будь-якої вуглеводневовмісної продукції рослинництва і плодівництва на етиловий спирт практично всі радіоактивні речовини, як між іншим, і нерадіоактивні, залишаються у середовищі бродіння. Одержаний же внаслідок дистиляції продукт

виявляється у тисячу і більше разів чистішим за вихідний матеріал. Багатократне у порівнянні з овочевими культурами забруднення радіонуклідами допустиме для цукрових буряків. Технологія одержання цукру складається з подрібнення коренеплодів на тонку стружку і наступного вимивання його гарячою водою, до якої разом з цукром переходять і всі радіонукліди. Але за наступних операцій видалення та очищення цукру – дефектації, сатурації, сульфитації, випаровування, фільтрації, уварення і, зрештою, кристалізації, одержують так званий „білий цукровий пісок” з кількістю радіонуклідів у 50–70 разів меншою, ніж у коренеплодах.

Надзвичайно високий ступінь очищення продукції із дуже забруднених радіонуклідами рослин досягається при одержанні рослинних олій з насіння соняшнику, льону, конопель та інших видів рослин. Технологія одержання олій передбачає проведення таких операцій як віджимання рідкої фракції, екстрагування жиру, його дистиляція та очищення. Головна операція – екстрагування жирів здійснюється за допомогою органічних розчинників, у яких ^{90}Sr , ^{137}Cs та інші радіонукліди не розчиняються. І вже на цьому етапі можна одержати практично чистий від радіоактивних речовин проміжний продукт, який за наступної дистиляції та очищення шляхом відстоювання, фільтрації, гідратації, а, особливо, рафінування, доводиться до надзвичайно високого ступеня чистоти. Саме тому зазначені технічні культури рекомендуються для вирощування на особливо забруднених радіоактивним речовинами територіях, де вирощування звичайних сільськогосподарських рослин неможливе або недоцільне з економічної точки зору.

Концентрація радіонуклідів в продукції тваринництва також може бути суттєво знижена внаслідок її переробки чи обробки. При цьому досить відчутний ефект може бути досягнутий і при використанні звичайних прийомів. Кращим прикладом є дезактивація молока – основного дозоутворюючого компонента в раціоні людини, особливо дітей. Так, після сепарування цільного коров'ячого молока лише 8–16% ^{90}Sr , ^{131}I та ^{137}Cs залишається у вершках, а решта переходить до відвійок. Дво-триразове промивання вершків теплою водою та знежиреним молоком зменшує кількість в них ^{90}Sr ще у 50–100 разів. При переробці вершків на вершкове масло значна частина радіонуклідів переходить до промивних вод. Кількість ^{90}Sr , ^{131}I та ^{137}Cs у маслі при цьому зменшується до 35, 75 та 50% відповідно їх концентрації у вершках. Перетоплення масла дозволяє видалити з нього практично повністю ^{90}Sr та ^{137}Cs і ще 10% ^{131}I . Переробка молока на знежирений сир веде до зниження вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs на 90%, а ^{131}I – на 70%. Отже,

не виникає сумнівів, що з забрудненого радіонуклідами молока доцільно виробляти деякі продукти і в першу чергу вершки та вершкове масло.

Продукти переробки молока відрізняються, іноді досить суттєво, по кількості радіонуклідів – ^{90}Sr концентрується переважно у багатих на білки продуктах, а ^{137}Cs в основному залишається у сироватці та скотинах. Оскільки жири не утворюють комплексів із лужними та лужноземельними металами, невелика частка цих радіонуклідів переходить у вершки і зовсім мала – у масло. Із збільшенням жирності вершків та одночасним зменшенням вмісту у них білку зменшується вміст як ^{90}Sr , так і ^{137}Cs – першого у 2,7 і другого – у 2,3 рази. Це, однак, не відноситься до йоду, котрий йодує жири, утворюючи з ними міцні сполуки. Саме тому ^{131}I може концентруватись у маслі, як і в інших жирах. Але, зважаючи на короткий період піврозпаду ^{131}I (8 діб), витримування забрудненого масла в холодильнику протягом 40–50 діб дозволяє дочекатись практично повного його зникнення в межах допустимого часу зберігання продукту.

Величина переходу РН із молока у вершки обчислюється за формулою:

$$P_v = P_m K (100 - Ж_v) / (100 - Ж_m),$$

де P_v і P_m – вміст РН в одиниці маси вершків і молока;

K - коефіцієнт (для цезію - 1,22, стронцію -1,29, йоду - 0,9);

$Ж$ - жирність продукції, % (табл.1).

Таблиця 1 – Перехід РН з молока в молочні продукти, % вміст у молоці

Вид прдукту	^{90}Sr	^{137}Cs	^{131}I
Вершки, жирність % :			
10	36,5	36,5	37,8
20	15,4	15,8	16,8
35	6,6	6,8	8,0
60	1,6	1,9	3,1
Молочно-кисла закваска	8,1	10,9	21,6
Сичужний фермент	31,0	12,1	22,5
Жирний сир: кислий	8,2	12,2	27,0
Сичужно-кислий	68,8	3,2	53,5
Вершкове масло	1,28	2,25	3,52
Топлене масло	0	0	0,21
Казеїн сичужний	84,6	1,8	1,8

Існують також засоби, за допомогою яких можна здійснювати очищення молока від радіонуклідів без суттєвої зміни його хімічного складу та властивостей. Застосування пірофосфатів, які зв'язують стронцій, дозволяє протягом доби вилучити з молока до 80% ^{90}Sr . За допомогою іонообмінних смол можна швидко і досить ефективно

очищати молоко і від інших радіонуклідів. Так, один об'єм відомого аніоніту Даукс 2 дозволяє вилучити більш як 95% ^{131}I та 50% ^{90}Sr з 230 об'ємів молока. Створені також установки з очищення молока від ^{137}Cs шляхом сорбції його на фероцині. Але найбільш ефективним є електродіалізний метод очищення молока, котрий дозволяє вивести з нього до 90% ^{90}Sr . А при електродіалізі через аніонообмінні мембрани з нього вилучається до 99% ^{137}Cs і до 70–90% ^{131}I .

Кулінарна обробка, яка полягає у виварюванні м'яса, є досить ефективним засобом його очищення. Виварювання кісток практично не впливає на вміст ^{90}Sr , який, як і кальцій, включається у їх структуру і в бульйон переходить лише 0,01–0,2%. В процесі ж варіння телятини у бульйон переходить до 60% ^{90}Sr і ^{137}Cs , а після додавання до води лимонної або молочної кислоти – до 75–85%. Приблизно стільки ж цих радіонуклідів переходить до бульйону при варінні курячого м'яса. При цьому половина радіонуклідів переходить у бульйон протягом перших 10 хв., але далі із збільшенням часу темпи вивільнення радіонукліду падають. Отже, виварювати м'ясо довше не має сенсу. І ця перша порція бульйону без особливого жалю може бути відкинута.

Знизити кількість радіоактивних речовин у м'ясі в декілька разів можна шляхом тривалого (10–12 год.) його промивання у проточній воді, вимочування у 0,8–1%-х розчинах кухонної солі з наступним промиванням. Досить ефективним є вимочування м'яса у підкисленій оцтовою, лимонною кислотами воді. Ступінь очищення м'яса при цьому залежить від розмірів шматочків, тривалості вимочування, кількості обробок, реакції середовища, нарешті, ступеня забрудненості, хімічної природи радіонукліду. При перетопленні сала більш як 95% ^{137}Cs залишається у шкварках, внаслідок чого кількість його в топленому жирі зменшується в 20 разів.

Для оцінки ступеню зниження радіоактивності продукції внаслідок застосування окремих прийомів існує коефіцієнт очищення продукції (КОП) від радіонуклідів, який визначається відношенням питомої радіоактивності одержаного внаслідок обробок чи переробок продукту до питомої радіоактивності сирого матеріалу. Фактично це різновид коефіцієнту переходу (K_p).

На цьому можна завершити розгляд окремих прийомів щодо особливостей ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях. Викладений матеріал свідчить, що стратегія виробництва продукції рослинництва і тваринництва з мінімальним вмістом радіоактивних речовин – це багатоешелонований комплекс радіозахисних заходів протягом всього харчового ланцюжка на шляху їх до людини. Ця стратегія передбачає найактивніше втручання спеціалістів сільського господарства у всі ланки цього

ланцюжка: ґрунт–рослина, рослина (корми) –тварина, продукція рослинництва і тваринництва–людина з метою блокування переходу і накопичення радіонуклідів у кінцевому продукті. І чим на більш ранньому етапі цього переходу дане завдання буде вирішене, тим ефективнішим буде захист людини від дії іонізуючої радіації.

Значення допустимих рівнів встановлені, виходячи з того, що вміст PH у продуктах харчування забезпечує неперевищення річної дози внутрішнього опромінювання 1мЗв. При цьому опромінення внаслідок надходження інших техногенних і природних PH не враховується. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr в харчових продуктах і питній воді наведені в табл. 1.

Продукти харчування придатні до реалізації і вживання, якщо виконується співвідношення:

$$\frac{C_{Cs}}{DP_{Cs}} + \frac{C_{Sr}}{DP_{Sr}} \leq 1,$$

де C_s і C_r — результати вимірювання питомої активності PH в даному харчовому продукті;

DP_{Cs} і DP_{Sr} — нормативний вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr в даному харчовому продукті.

У випадку не виконання умов співвідношення, реалізація продукту і його вживання заборонені.

Таблиця 1 -Значення допустимих рівнів Ph ^{137}Cs і ^{90}Sr в продуктах харчування, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$

Назва продукту	$DP^{137}\text{Cs}$	$DP^{90}\text{Sr}$
Хліб, хлібопродукти	20	5
Картопля	60	20
Овочі (листяні, коренеплоди, столова зелень)	40	20
Фрукти	70	10
М'ясо, м'ясопродукти	200	20
Риба і рибна продукція	150	35
Молоко і молокопродукти	100	20
Яйце (шт.)	6	2
Вода	2	2
Молоко згущене і консервоване	300	60
Молоко сухе	500	100
Свіжі дикорослі ягоди і гриби	500	50
Сушені дикорослі ягоди і гриби	2500	250
Лікарські рослини	600	200
Інші продукти	600	200
Спеціальні продукти дитячого харчування	40	5

Приклад 1. Визначити ступінь забруднення харчових продуктів ^{137}Cs і ^{90}Sr . Зробити відповідні висновки. Вихідні дані для виконання практичної роботи наведені в табл. 2.

Таблиця 2 - Вміст радіонуклідів в продуктах харчування(Бк/кг, Бк/л)

^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
хліб		овочі		м'ясо		молоко	
12	3	27	7	110	3	60	11

Дані наведені в табл. 3.

Таблиця 3 - Вихідні дані для виконання розрахунків

Вміст радіонуклідів в продуктах харчування (Бк/кг, Бк/л)															
Cs^{137}	Sr^{90}	Cs^{137}	Sr^{90}	Cs^{137}	Sr^{90}	Cs^{137}	Sr^{90}	Cs^{137}	Sr^{90}	Cs^{137}	Sr^{90}	Cs^{137}	Sr^{90}	Cs^{137}	Sr^{90}
хліб		картопля		овочі		фрукти		м'ясо		риба		молоко		яйця	
2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
12	3			27	7			110	3			60	11		
		40	8			40	2			118	17			4	0,5
11	4			31	6			88	7			59	13		
		30	10			36	3			120	13			5	0,8
13	2			18	11			116	5			78	8		
		25	12			45	2			99	17			2	0,9
10	2			19	10			97	4			66	7		
		20	11			20	7			113	20			3	1
9	3			21	9			90	11			57	13		
		35	9			29	6			97	18			2	1,1
9	2			26	7			118	9			47	12		
		40	7			31	11			91	16			4	0,7
14	2			18	9			121	8			51	10		
		38	8			34	7			101	21			3	0,3
12	2			17	11			99	10			90	3		
		37	9			38	6			107	23			4	0,2
13	3			16	8			107	9			60	4		
		41	6			51	2			99	12			2,5	1,3
14	3			15	10			100	5			59	7		
		42	5			56	3			102	18			4,1	0,5
11	3			12	8			76	11			61	11		
		34	9			50	5			75	15			2,7	1,3
10	2			13	10			87	7			70	13		
		27	11			37	11			85	16			3,1	0,6
11	2			21	7			93	8			58	11		
		16	9			38	6			95	19			3,4	0,7
9	3			30	7			85	15			61	12		
		21	10			30	8			107	17			2,9	1,1
8	3			31	8			77	17			76	3		
		27	13			52	2			118	19			2,6	0,9

Розв'язування: Ступінь забрудненості продуктів харчування РН:

$$\text{Овочі: } \frac{27}{40} + \frac{7}{20} = 1,025$$

$$\text{М'ясо: } \frac{110}{200} + \frac{3}{20} = 0,7$$

$$\text{Молоко: } \frac{60}{100} + \frac{11}{20} = 1,15$$

До реалізації та вживання придатне тільки м'ясо і в певній мірі овочі після ретельної промивки гарячою водою.

Контрольні питання

1. Які допустимі рівні РН у м'ясі, згідно ДР-2006?
2. За рахунок яких продуктів харчування натеper в основному формується доза внутрішнього опромінення населення?
3. Яка з овочевих культур має найбільший K_p ^{137}Cs ?
4. Який найчистіший продукт можна отримати із забрудненого радіонуклідами молока?
5. Який вид м'яса має найменший коефіцієнт концентрації радіоактивних стронцію і цезію?

Практичне заняття №11

Оцінка еквівалентної дози опромінення внаслідок надходження радіонуклідів в організм

Для розрахунку і оцінки еквівалентної дози опромінення використовують прийняті Міжнародною комісією радіаційного захисту (МКРЗ) таблиці дозових цін різних радіонуклідів – поглинених доз внаслідок надходження певного радіонукліда активністю 1 Бк в організм (табл. 1).

Таблиця 1 - Дозові ціни різних радіонуклідів залежно від шляхів надходження їх в організм (за 60-тою публікацією МКРЗ)

Радіонуклід	Дозова ціна, мЗв/Бк		Радіонуклід	Дозова ціна, мЗв/Бк	
	перорально	інгаляційно		перорально	інгаляційно
^{90}Sr	$4 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-4}$	^{144}Ce	$1 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-5}$
^{95}Zr	$1 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-6}$	^{238}Pu	$5 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-2}$
^{131}I	$2 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	^{239}Pu	$7 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-2}$
^{134}Cs	$2 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$	^{240}Pu	$5 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-2}$
^{136}Cs	$3 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-6}$	^{241}Pu	$1 \cdot 10^{-5}$	$7 \cdot 10^{-2}$
^{137}Cs	$2 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$	^{242}Pu	$5 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-2}$
^{141}Ce	$1 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-6}$			

Один із шляхів розрахунку еквівалентної дози ґрунтується на середніх оцінках активності радіонуклідів у продуктах харчування і воді,

за якими, з огляду на раціон, оцінюють річне надходження їх в організм людини. Обчислюють дозу опромінення за формулою:

$$D_{\text{екв}} = R_i \sum A_{ij} C_j,$$

де $D_{\text{екв}}$ – індивідуальна річна еквівалентна доза від і-того радіонукліда, мЗв/рік;

R_i – дозова ціна певного (і-того) радіонукліда в разі перорального надходження, Зв/Бк;

A_{ij} – активність і-того радіонукліда в j-тому продукті харчування, Бк/кг;

C_j – річний об'єм вживання j-того продукту, кг/рік.

Інший шлях розрахунку використовують для прогнозованої оцінки дозового навантаження на людину, якщо немає регулярних даних про активність радіонуклідів у продуктах харчування і воді. В цьому випадку розраховують активність радіонуклідів у продуктах харчування, виходячи з даних про: щільність забруднення сільськогосподарських угідь, коефіцієнтів переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини і активність отриманої продукції. Далі використовують попередню формулу. Після розрахунку внеску кожного виду продукту в надходження ^{137}Cs в організм і формування еквівалентної дози внутрішнього опромінення людини, проводять розрахунок сумарної еквівалентної дози опромінення внаслідок вживання продукції забрудненої радіонуклідами за формулою:

$$\sum D_{\text{екв}} = d_{1i} + d_{2i} + d_{3i} \dots d_{ni}$$

де $\sum D_{\text{екв}}$ – сумарна індивідуальна річна еквівалентна доза від надходження радіонукліду з продуктами харчування, мЗв/рік

$d_{1i} - d_{ni}$ – річні ефективні еквівалентні дози, сформовані надходженням радіонукліду з і-тим (окремим) продуктом харчування, мЗв/рік.

Приклад 1. Визначити вміст ^{137}Cs в організмі людини радіометром РУБ-01-П-6.

Виконання:

1. Ввімкнути радіометр в електричну мережу та витримати його ввімкнутим протягом 15 хв.

2. Встановити коефіцієнт нормування 1, для чого на кодовому перемикачі встановити комбінацію цифр 1, 00000.

3. Натиснути кнопку “РЕЖИМ”, при цьому послідовно повинні висвітлюватись світловоди “ОСН”, “К”, “УИ”. В момент висвітлення світловоду “УИ” відпустити кнопку. При цьому з періодичністю 13 с буде вмикатися короткий звуковий сигнал, вимикатися і через 0,2 с знову висвітлюватись світловод, а на цифровому табло висвітлюватиметься число $(4,85 \pm 0,05) \text{ с}^{-1}$, яке вказує на нормальну роботу вимірювального пристрою.

4. Кнопкою %, встановити статистичну похибку одиничного виміру, що дорівнює 6%.

5. Розмістити детектор на місці, де буде проводитись вимірювання імпульсів від людини.

6. Проводимо 10 замірів фону $N_{\text{ф}}$ та визначаємо середнє арифметичне. Якщо на табло висвітлюється цифра 0,65 в ступені 2 читається як 65, а якщо 4,95 в ступені 1 – читається як 49,5.

7. Проводимо 5 замірів показників приладу від людини $N_{\text{л}}$ та визначаємо середнє арифметичне.

Зразок		Фактичні дані вимірювань	
$N_{\text{ф}}$	$N_{\text{л}}$	$N_{\text{ф}}$	$N_{\text{л}}$
1-65	1-51	1-	1-
2-67	2-53	2-	2-
3-66	3-52	3-	3-
4-69	4-53	4-	4-
5-67	5-51	5-	5-
6-65		6-	
7-66		7-	
8-67		8-	
9-67		9-	
10-65		10-	
$N_{\text{ф}}$ середнє – 66,4	$N_{\text{л}}$ середнє – 52	$N_{\text{ф}}$ середнє –	$N_{\text{л}}$ середнє–

8. Величина інкорпорованої активності визначається за формулою:

$$A = (N_{\text{л}} - N_{\text{ф}} K_{\text{екр}}) K_{\text{гр}} = n \text{ Кі/організм}$$

$K_{\text{екр}}$ та $K_{\text{гр}}$ - знаходимо в табл.2.

$$A = (52 - 66,4 \cdot 0,75) \cdot 13,4 = (52 - 49,8) \cdot 13,4 = 29,48 = 29,5 \text{ нКі/організм}$$

9. Переводимо цей показник в одиницю системи СІ Бекерель. Для чого отриманий результат множимо на 37 (1 нКі = 37 Бк):

$$29,5 \cdot 37 = 1091,5 \text{ Бк/організм}$$

10. Для визначення добового надходження на плато отриманий показник ділиться на 80, тому що при довготривалому надходженні радіонукліду ^{137}Cs через 3 ефективних періоди піввиведення його з організму (в середньому 300 діб) в організмі встановлюється рівновага між надходженням з раціоном та вмістом його в організмі. За цей період кратність накопичення становить 80, тобто в організмі накопичується ^{137}Cs у 80 разів більше, ніж надходить з раціоном:

$$1091,5 : 80 = 13,7 \text{ Бк/добу}$$

Згідно „Норм радіаційної безпеки” (НРБ) допустиме надходження ^{137}Cs в добовому раціоні становить 137 Бк.

Таблиця 2- Значення перерахункових коефіцієнтів в залежності від маси обстежуваного

Маса тіла, кг	Коефіцієнт екранування від одиниці маси, $K_{\text{екр}}$	Коефіцієнт градування, пКі/організм , $K_{\text{гр}}$
10	0,90	4,3
15	0,87	5,2
20	0,83	6,5
25	0,82	7,5
30	0,80	8,4
35	0,78	9,2
40	0,77	10,0
45	0,77	10,7
50	0,76	11,4
55	0,76	12,1
60	0,75	12,8
65	0,75	13,4
70	0,74	14,0
75	0,74	14,7
80	0,74	15,2
85	0,74	15,8
90	0,73	16,4
95	0,73	16,9
100	0,73	17,5

11. Для визначення дози внутрішнього опромінення за рік ^{137}Cs використовуємо дані “Довідника з радіаційної безпеки” (М.Ф. Козлов, 1987), де вказано, що при надходженні з раціоном 37000 Бк ^{137}Cs еквівалентна доза за рік становить 21 сЗв. Складаємо пропорцію:

$$\begin{aligned} & 37000 \text{ Бк} - 21 \text{ сЗв} \\ & 13,7 \text{ Бк} - x \\ & X = (13,7 \cdot 21) : 37000 = 0,008 \text{ сЗв} \end{aligned}$$

Згідно НРБУ-97 допустимий ліміт дози для осіб категорії В становить 1 мЗв, або 0,1 сЗв.

Приклад 2. Під час аварійних робіт в організм працівника поступило 8×10^5 мКі йоду-131. Визначити дозу опромінювання, одержану працівником протягом року. Для йоду-131 критичним органом є щитовидна залоза, для якої $m=20$ г; коефіцієнт органотропності $f_2=0,2$; ефективна енергія розпаду $E_{\text{еф}} = 0,23$ МеВ/розп; ефективний період напіввиведення $T_{\text{еф}}=8$ діб.

Розв’язування: Доза опромінювання щитовидної залози рівна:

$$D = 8,54 \times 10^{-4} q_0 f_2 E_{\text{еф}} T_{\text{еф}} / m,$$

де D – поглинена доза критичним органом, бер;

q_0 - активність нукліда, що поступив в організм, мКі;

f_2 - коефіцієнт органотропності, тобто частка нукліда, що потрапив в критичний орган від загальної кількості в організмі;

m - маса критичного органу, г;

$E_{\text{еф}}$ - ефективна енергія розпаду, МеВ/розп;

$T_{\text{еф}}$ - ефективний період напіввиведення нукліда з організму, діб;

t - час, що пройшов з моменту надходження радіонукліда в організм, діб.

$$D = 8,54 \times 10^{-4} \times 8 \times 10^5 \times 0,2 \times 0,23 \times 8 / 20 = 12,6 \text{ бер}$$

Щитовидна залоза відноситься до другої групи критичних органів, отже, одержана доза не перевищує допустиму.

Дані про радіобіологічні константи людини приведені в табл. 3.

Таблиця 3 - Радіобіологічні властивості деяких радіонуклідів, що поступили в організм людини

Нуклід	Критичний орган	Маса органу, г	Ефективний період напіввиведення, $T_{\text{еф}}$, діб	Ефективна енергія розпаду, $E_{\text{еф}}$, МеВ/розп	Коефіцієнт органотропності, f_2
^{32}P	Печінка	1700	8	0,69	0,04
^{42}K	Селезінка	150	0,52	1,5	0,004
	М'язова тканина	30000	0,52	1,5	0,65
^{95}Zr	Нирки	300	63	0,46	0,02
^{131}I	Щитовидна залоза	20	8	0,23	0,2
^{137}Cs	Легені	1000	140	0,41	0,023
^{210}Po	Нирки	150	46,4	55	0,13
	Селезінка	41,8	41,8	55	0,07
	Печінка	31,6	31,6	55	0,22

Контрольні питання

1. Який шлях надходження радіонуклідів в організм на сьогоднішній день є основним?
2. Як залежить ефективність всмоктування радіонуклідів з кишково-шлункового тракту від віку?
3. Які з клітин крові мають більшу радіочутливість і радіостійкість?
4. Який орган є критичним по відношенню до ^{131}I ?

Задачі для самостійного розв'язку

1. За якої концентрації плутонію у повітрі річна доза від його потрапляння в легені складе $D = 1,7 \times 10^{-6}$ Гр. Прийняти, що людина вдихає 0,01 л повітря за хвилину, в легенях залишається 0,01 ^{239}Pu , що надійшов при вдиханні; раніше РН у легенях не було.

2. В організм людини надійшло 10 мг ^{55}Fe . Знайти значення поглиненої дози за 10 років. Період напіврозпаду ^{55}Fe - 2,9 роки. $Q=0,22$ МеВ.

Домашнє завдання

1. Кількість ^{90}Sr , яка щоденно потрапляє з їжею в організм людини складає 0,94 Бк. Яка доза накопичиться в кістковій тканині за рік?
2. Визначити поглинену дозу в організмі людини впродовж 5 років, якщо через органи дихання потрапило 200 мкг ізотопу ^{239}Pu ? Період піврозпаду ^{239}Pu - $2,4 \times 10^4$ років.

Практичне заняття №12

Захист населення від іонізуючого випромінювання

Проходячи через речовину, радіоактивні випромінювання взаємодіють з атомами речовини. Механізм взаємодії кожного виду ядерного випромінювання різний, але в остаточному підсумку проходження усіх видів радіоактивних випромінювань через речовину приводить до іонізації атомів середовища. У зв'язку з цим радіоактивні випромінювання називають іонізуючими. Розрізняють безпосередньо іонізуюче і побічно іонізуюче випромінювання. Безпосередньо іонізуюче випромінювання — це випромінювання, що складається з заряджених частинок, що мають кінетичну енергію, достатню для іонізації. Тобто α - і β - випромінювання належать до безпосередньо іонізуючого випромінювання. Побічно іонізуюче випромінювання — це випромінювання, що складається з незаряджених частинок (γ -випромінювання), що у результаті взаємодії з речовиною можуть створювати безпосередньо іонізуюче випромінювання.

Найбільшу проникну здатність має γ -випромінювання, найменшу — α -випромінювання. У біологічній тканині проникна здатність α -частинок з енергією 1 МеВ має порядок величини 10^{-5} м, β - частинок - 10^{-2} м, а γ -квантів - десятки метрів.

Найбільш ефективним засобом захисту є побудова захисних екранів, завдяки яким потужність дози може бути зменшена у сотні й тисячі разів. Ефективність екрана залежить від властивостей матеріалу, з якого виготовлено екран, та його товщини.

Закон послаблення вузького моноенергетичного пучка γ -квантів при проходженні через речовину виражається формулою:

$$n = n_0 e^{-\mu X},$$

де n - потік γ -квантів у речовині на глибині X ;

n_0 - потік γ -квантів, що потрапляють на речовину;

μ - лінійний коефіцієнт ослаблення;

X - шар речовини (глибина).

Шар речовини, товщина якого така, що потік γ -квантів, що проходять через нього, зменшується в два рази, називається шаром половинного ослаблення ($X_{1/2}$). Величини $X_{1/2}$ для деяких матеріалів наведені у табл.1.

Таблиця 1 – Товщина шару половинного ослаблення для різних матеріалів, см

Матеріал	Густина, г/см ³	Товщина шару половинного ослаблення, см		
		Для нейтронів	Для γ -випромінювання	
			На зараженій місцевості	При ядерному вибуху
Вода	1	2,7	13,0	23,0
Деревина	0,7	9,7	19,0	33,0
Ґрунт	1,6	12,0	7,2	13,0
Цегла	1,6	10,0	8,4	14,4
Бетон	2,3	12,0	5,6	10,0
Сталь, залізо	7,8	11,5	1,8	3,0
Свинець	11,3	12,0	1,3	2,0
Поліетилен	0,95	2,7	14,0	24,0
Склопластик	1,7	4,0	8,0	12,0
Скло	1,4	11,0	9,3	16,5
Лід	0,9	3,0	14,5	26

Зв'язок між товщиною шару половинного ослаблення і лінійним коефіцієнтом ослаблення виражається залежністю:

$$X_{1/2} = \frac{\ln 2}{\mu} \approx \frac{0,693}{\mu}.$$

Ефективність захисту характеризується коефіцієнтом послаблення (коефіцієнтом захисту), який показує, у скільки разів даний екран послаблює дію радіації. Величину коефіцієнта ослаблення екрана, який складається з кількох шарів різних матеріалів, можна визначити за формулою:

$$K = \prod_{i=1}^n 2^{h_i/d_{\text{пол.і}}} = 2^{h_1/d_{\text{пол.1}} + h_2/d_2 + h_n/d_{\text{пол.n}}},$$

де n – кількість шарів половинного послаблення;

X – товщина шару i -го матеріалу, см;

$X_{1/2}$ - товщина шару половинного послаблення i -го матеріалу, см.

Приклад 1. Скільки шарів половинного послаблення потрібно, щоб зменшити інтенсивність вузького пучка γ -квантів у 10 разів?

Розв'язування: За законом послаблення вузького пучка γ -квантів шаром речовини товщиною X :

$$n = n_0 e^{-\mu X}$$

За умовою $n_0/n=10$. Зв'язок між лінійним коефіцієнтом послаблення і товщиною $X_{1/2}$ шару половинного послаблення:

$$X_{1/2} = \frac{\ln 2}{\mu} \approx \frac{0,693}{\mu}.$$

Величина $\frac{X}{X_{1/2}} = k$ – число шарів половинного послаблення. З рівняння

$$X = \frac{\ln \left(\frac{n}{n_0} \right)}{-\mu}.$$

Підставивши в рівняння значення X , знаходимо k :

$$k = \frac{X}{X_{1/2}} = \frac{\ln \frac{n_0}{n}}{\ln 2} = \frac{2,303}{0,693} = 3,323.$$

Таким чином, щоб зменшити інтенсивність γ -квантів у 10 разів, необхідно більше 3 шарів половинного ослаблення.

Для захисту від β - випромінювання використовуються екрани з легких матеріалів (скло, плексиглас, алюміній), товщина яких розраховується по формулі:

$$d = 1/\rho(0,54E-0,15),$$

де ρ - щільність матеріалу екрану, г/см³;

E - максимальна енергія β -часток, МеВ;

d - товщина екрану, см.

Для захисту від рентгенівського і γ - випромінювання використовуються екрани з важких матеріалів (залізо, свинець, вісмут). Розрахунок екранів проводиться відповідно до необхідного значення коефіцієнта ослаблення, який визначають по формулі:

$$K_{осл} = P_o/P_{доп},$$

де P_o і $P_{доп}$ - фактичне і допустиме значення потужності дози.

Для тонких екранів коефіцієнт ослаблення може бути визначений по формулі:

$$K_{осл} = e^{-\mu d}$$

де μ - лінійний коефіцієнт ослаблення, см⁻¹ ;

d - товщина екрану, см;

B - дозовий фактор накопичення .

При великій товщині екрану розрахунок по формулі приводить до значних погрешностей, оскільки величини μ і B також залежать від d . На практиці вибір товщини екрану проводять за допомогою універсальних таблиць П. Г. Гусева по необхідному значенню коефіцієнта ослаблення (табл. 2). Якщо для захисту використовуються екрани з інших матеріалів, то перерахунок товщини екрану може бути проведений по значеннях щільності матеріалів, користуючись співвідношенням:

$$D = d_c \rho_c / \rho,$$

де d_c , ρ_c - товщина екрану з свинцю та щільність свинцю;

d , ρ - товщина екрану та щільність прийнятого матеріалу.

Таблиця 2 - Товщина екрану з свинцю залежно від необхідної кратності ослаблення енергії γ – випромінювання

Кратність ослаблення	Товщина свинцю, мм										
	0,1	0,3	0,5	0,8	1	1,5	2	3	4	6	10
1,5	0,5	1,5	2	6	8	11	12	13	12	10	9
2	1	3	5	10	13	17	20	21	20	16	13,3
5	2	6	11	22	28	38	43	46	45	38	30
8	3	8	15	28	35	48	49	59	58	50	38
10	3	9	16	30	38	51	59	65	64	55	42
20	3,5	11	20	38	49	66	79	83	82	71	56
30	4	11	23	43	55	73	85	93	92	80	63
40	4	13	24	45	58	78	91	100	99	87	68
50	4,5	14	26	46	60	82	96	106	105	92	73
60	4,5	14	27	49	63	85	101	110	109	97	77

Для захисту від потоку нейтронів застосовують екрани з парафіну, графіту, води, бетону. Щільність потоку нейтронів за екраном визначається по формулі:

$$N = N_0 C e^{-d/\lambda} / 4\pi R^2,$$

де N_0 - вихід нейтронів з джерела, нейтр/с;

R - відстань від джерела, см;

C - поправочний коефіцієнт (табл. 3);

d - товщина екрану, см;

λ - довжина релаксації потоку нейтронів в матеріалі екрану, см (табл.

3):

Формулу можна застосовувати для екранів завтовшки до 100 см.

Таблиця 3 - Значення коефіцієнтів С і λ для нейтронів енергією до 11 MeV

Матеріал	С	λ, см
Бетон	1,2	19,7
Парафін	1,3	17,5
Вода	1,3	16,9

Приклад 2. Визначити щільність потоку нейтронів на робочому місці, розташованому на відстані R=500 см від генератора нейтронів з виходом $N_0 = 2 \times 10^7$ нейтр/см²с енергією 10 MeV і відокремленого стіною з бетону завтовшки d = 25 см.

Розв'язування: Згідно табл.3 для бетону λ =19,7 см, С =1,2. Щільність потоку нейтронів на робочому місці:

$$N = 2 \times 10^7 \cdot 1,2 e^{-25/19,7} / (4 \times 3,14 \times 500^2) \text{ нейтр/см}^2\text{с}$$

Допустима щільність потоку нейтронів енергією 10 MeV згідно табл. 4 рівна 14 нейтр/см²с. Отже, стінка з бетону завтовшки 25 см забезпечує необхідний захист від потоку нейтронів.

Таблиця 4 - Дозові характеристики моноенергетичних нейтронів

Енергія нейтронів	Доп. щільність потоку	Енергія нейтронів	Доп. щільність потоку
Теплове	700	100	14
10 ⁻⁵	330	500	11
10 ⁻³	230	1000	6
10 ⁻¹	84	3000	3
1	19	10000	2
5	16	30000	1,5
10	14	100000	1,2
20	11	1000000	0,8

Захист від випромінювання може бути забезпечений, якщо персонал знаходиться від джерела на відстані, рівному або більшому визначеного за формулою:

$$R = (K_y A t / x_n)^{1/2},$$

де K_y - постійна нукліда, Р.см²/год-мКі;

A - активність джерела, мКі;

t - тривалість роботи протягом тижня, год ;

x_n - допустима протягом тижня доза опромінювання (при 36 годинному робочому тижні і 50 тижнях в році $X_n = 0,12$ Р).

Приклад 3. Робітник протягом 36 год в тиждень працює з джерелом кобальту-60 активністю 3,2 мКі. Визначити допустиму відстань, на якій можна працювати за вказаний час.

Розв'язування: Допустима відстань дорівнює:

$$R = (12,93 \times 3,2 \times 36 / 0,12)^{1/2} = 111,4 \text{ см}$$

Захист від випромінювання забезпечується, якщо тривалість роботи з джерелом протягом тижня не перевищує величини, розрахованої по формулі:

$$t = R^2 x_n / K_y A,$$

Приклад 4. У лабораторії ведуться роботи з джерелом радію-226 активністю 100 мКі на відстані 50 см від нього. Визначити допустимий час перебування на цій відстані від джерела протягом тижня.

Розв'язування:

$$t = 0,12 \times 50^2 / 9,36 \times 100 = 0,32 \text{ год.}$$

Захист від потоку нейтронів забезпечується, якщо тривалість роботи з джерелом протягом тижня не перевищує величини:

$$t = 36 N_{\text{доп}} / N,$$

де $N_{\text{доп}}$ - допустима згідно табл.10 щільність потоку нейтронів, нейтр/см²с;

N - щільність потоку нейтронів па робочому місці, нейтр/см² с; розраховується по формулі:

$$N = N_0 / 4\pi R^2,$$

де N_0 - вихід нейтронів з джерела, нейтр/см²с;

R - відстань від джерела, см.

Приклад 5. Оператор знаходиться на відстані R =50 см від генератора нейтронів з

виходом N= 106 нейтр/см²с енергією 5 MeV. Визначити допустимий час роботи протягом тижня.

Розв'язування: Визначаємо щільність потоку нейтронів на робочому місці оператора:

$$N = 10^6 / 4 \times 3,14 \times 50^2 = 32; t = 36 \times 16 / 32 = 18 \text{ год.}$$

Захист від γ- випромінювання забезпечується, якщо при 36 годинному робочому тижні активність джерела в мКі не перевищить величини, розрахованої по формулі:

$$A = R^2 x_n / K_y t$$

Приклад 6. Активність джерела нейтронів 5 MeV 1Кі, вихід нейтронів 0,001. Оцінити умови праці на робочому місці, що знаходиться на відстані 1 м від джерела, якщо можливе перебування працівника із числа персоналу групи А протягом 100 днів/ рік по 1 год. щоденно.

Розв'язування: Визначаємо щільність потоку нейтронів на даному робочому місці:

$$\Phi = Ah / 4\pi r^2 = 3,74 \times 10^{10} \times 0,001 : 100^2 = 2,9 \times 10^2 \text{ нейт./см}^2,$$

де A-активність радіонукліду, Бк;

h - вихід частинок або фотонів;
 r - відстань до джерела іонізуючого випромінювання, м.
Річна ефективна доза розраховується за формулою:
$$E = \Phi h t,$$

де t - тривалість опромінення, с.

$$E = 2,9 \times 10^2 \times 2,72 \times 10^{-10} \times 3,610^5 = 2,8 \text{ мЗв/рік},$$

де $h = 2,72 \times 10^{-10} \text{ Зв/см}^2$ для ізотопного поля випромінювання.

Порівнюємо отримане значення з границею дози для персоналу групи А $G_{Д\text{А}} = 20 \text{ мЗв/рік}$. Бачимо, що умови праці не допустимі.

Приклад 7. Оцінити умови праці лаборанта із числа персоналу групи А, що знаходиться 100 днів за рік протягом 1 год. на відстані 1 м від радіонукліду ^{57}Co активністю 1 Кі.

Розв'язування: Визначаємо річний час опромінення:

$$t = 100 \text{ днів/рік} \times 1 \text{ год./день} \times 3600 \text{ с/год.} = 3,6 \times 10^5 \text{ с/год.}$$

Знаходимо G -сталу ^{57}Co . Вона дорівнює $3,64 \text{ аГр м}^2/\text{с}$. Річну ефективну дозу визначаємо за формулою:

$$E = A G t / r^2 = 3,7 \times 10^{10} \times 3,64 \times 10^{-18} \times 3,5 \times 10^5 / 1 = 48,5 \text{ мЗв/год.}$$

Порівнюємо отримане значення з границею дози для персоналу групи А $G_{Д\text{А}} = 20 \text{ мЗв/рік}$. Бачимо, що радіаційна обстановка не відповідає нормам – умови праці не допустимі.

Приклад 8. Точкове ізотопне джерело ^{60}Co активністю 10^{10} Бк необхідно перевести на захоронення. Тривалість перевезення 100 год. Відстань до оператора 1 м. Визначити, чи дотримано безпеки оператора, якщо джерело помістити у свинцевий контейнер з товщиною стінки 10 см. Енергія фотонів 1,25 МеВ.

Розв'язування: Потужність поглиненої дози від точкового джерела, що знаходиться у контейнері з товщиною стінки 10 мм, визначається за формулою:

$$D = A G \exp(-m) B t / r^2,$$

G ^{60}Co дорівнює $84,63 \text{ аГр м}^2/\text{сБк}$. Для свинцю і енергії фотонів 1,25 МеВ $= 0,658 \text{ см}^{-1}$, а для 10 см $= 6,58 \text{ см}^{-1}$. $B = 3$.

$$D = 10^{10} \times 84,63 \times 10^{-18} \exp(-6,58) \times 3 \times 3,6 \times 10^5 = 1,267 \text{ мГр.}$$

Ефективна доза визначається за формулою:

$$E = D W_R \sum W_T = 1,267 \times 1 \times 1 = 1,267 \text{ мЗв},$$

де W_R – коефіцієнт якості R – складової джерела;

W_T – коефіцієнт радіочутливості T -органу;

m - лінійний коефіцієнт послаблення, см^{-1} , який залежить від матеріалу захисту і енергії фотонів;

B - фактор накопичення, безрозмірна величина, яка показує у скільки разів облік розсіяних фотонів збільшує щільність потоку фотонів за захистом.

Отримана доза в 15 разів менша границі дози для персоналу групи А 20 мЗв, отже транспортування за даних умов безпечне.

Задачі для самостійного розв'язку

1. Потужність ефективної дози на робочому місці 1 мкЗв/год. Робітник із числа персоналу групи А знаходиться на робочому місці 1000 год./рік. Оцінити умови праці.
2. Потужність поглинутої дози від джерела нейтронів енергією 0,5 еВ на робочому місці 1 мкГр/год. Робітник із числа персоналу групи А знаходиться на робочому місці 1000 год./рік. Опромінюється усе тіло. Оцінити умови праці.
3. Вимірювання і розрахунки показали, що потужність ефективної дози, що створюється на робочому місці широким пучком g - випромінювання, складає 200 мЗв/рік. Робота з даним джерелом виконується 100 днів за рік по 1 год. в день. Енергія фотонів 1,25 МеВ. Визначити необхідну товщину екрану із свинцю.
4. Розрахувати летальну дозу на тридцять добу ($LD_{50/30}$) для інгальованих від альфа- (з енергією 5 МеВ) і бета- джерел (з енергією 1 МеВ.)
5. Після одноразової інгаляції з початковим відкладанням у легенях $247 \pm 18 \text{ кБк/г}$, $^{170}\text{Tm}_2\text{O}_3$ рівномірно розподіляється в тканині легень мишей на 31 ± 4 добу. Знайти середню енергію розпаду.
6. Визначити дозу, що отримує м'яка тканина при рівномірному розподілі у ній гамма-випромінювача. Для розрахунку допустити два випадки: тіло є сферою, радіусом 6 см; тіло є циліндром з висотою 60 см і діаметром 40 см.

Контрольні питання

1. Основні принципи захисту від іонізуючих випромінювань при зовнішньому опромінюванні.
2. Способи захисту від внутрішнього опромінювання.
3. З яких матеріалів виконуються екрани для захисту від γ -випромінювання і потоку нейтронів?
4. Що таке коефіцієнт ослаблення випромінювання екраном?
5. Які контрзаходи відносяться до термінових?
6. Які величини приймаються початковими при розрахунку захисту "відстанню", "часом", "кількістю"?
7. До яких контрзаходів відноситься укриття і евакуація?

Домашнє завдання

Завдання 1. Розв'язати свій варіант задач відповідно до прикладу. Вихідні дані взяти з табл. 5. Скільки шарів половинного послаблення

потрібно, щоб зменшити інтенсивність вузького пучка γ -квантів у К разів (колонка 2)?

Чавунна плита знизить інтенсивність вузького пучка γ -квантів у 10 разів. У скільки разів знизить інтенсивність цього пучка свинцева плита такої самої товщини? Взяти лінійні коефіцієнти послаблення, що дорівнюють для чавуна (кол. 3) і для свинцю (кол. 4).

У скільки разів зменшить інтенсивність пучка γ -квантів екран з матеріалу (кол. 5) товщиною Х (кол. 6). Розрахунок проводити для умов зараженої місцевості.

Таблиця 5 - Вихідні дані до задач

Варіант	Кратність зменшення, К	Лінійний коефіцієнт ослаблення		Вид матеріалу	Товщина екрану, см
		Чавун	Свинець		
1	3	0,11	0,3	Вода	100
2	4	0,12	0,31	Лід	20
3	5	0,13	0,32	Скло	5
4	6	0,14	0,33	Дерево	40
5	7	0,15	0,34	Сталь	15
6	8	0,16	0,35	Поліетилен	30
7	9	0,17	0,36	Бетон	15
8	10	0,18	0,37	Ґрунт	100
9	11	0,19	0,38	Склопластик	20
10	12	0,2	0,39	Свинець	5
11	13	0,21	0,4	Цегла	25
12	14	0,22	0,41	Залізо	2
13	21	0,29	0,48	Бетон	10
14	15	0,23	0,42	Вода	50
15	22	0,3	0,49	Ґрунт	20

Рекомендована література

- 1.Гродзинський Д.М. Радіобіологія.-К.: Либідь, 2000.- 448 с.
- 2.Давиденко В. М. Радіобіологія / В.М. Давиденко – Миколаїв: Видав. МДАУ, 2011. – 265 с.
- 3.Кіцно В.О. Основи радіобіології та радіоекології. Навчальний посібник / В.О. Кіцно, С.В. Поліщук, І.М. Гудков – К. : Хай-Тек Прес, 2007. – 320 с.
- 4.Коваленко Г.Д., Рудя К.Г. Радиоэкология Украины.- К.: Киевский ун-т, 2001. - 166 с.
- 5.Константинов М.П., Журбенко О.А. Радіаційна безпека.-Суми: Університетська книга, 2003. – 150 с.
- 6.Краснов В.П. Наукові основи використання продукції лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення лісів/ В.П. Краснов: Автореф. Дис.д-ра с.- г. наук: 06.03.03 / НАУ. – К. : 2000. –37 с.
- 7.Кузин А.М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли.-М.: Атомиздат, 1977.-133 с.
- 8.Кутлахмедов Ю.О. Основи радіоекології / Ю.О. Кудлахметов, В.І. Корогодін, В.К. Кольтовер – К. : Вища школа, 2003. – 320 с.
9. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97).- К., 1997.-121 с.
- 10.Пристер Б.С., Лошилов Н.А., Поярков В.А.Оснoвы сельскохозяйственной радиологии.-К.: Урожай, 1991.-472 с.
- 11.Эйдус Л.Х. Физико-химические основы радиобиологических процессов и защиты от излучений.-М.: Атомиздат, 1979.-216 с.
- 12.Фокин А.Д., Сельскохозяйственная радиология / А.Д. Фокин, А.А. Лурье, С.П. Торшин – М. : Дрофа, 2005. – 368 с.
- 13.Шубик В.М. Ионизирующее излучение и иммунитет.- М.: Атомиздат,1977. -148 с.
- 14.Ярмоненко С.П., Радиобиология человека и животных./ С.П. Ярмоленко, А.А. Вайнсон – М. : Высшая школа, 2004. – 549 с.

