

Міністерство освіти і науки України

ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АВТОМОБІЛЬНО-
ДОРОЖНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

МЕТОДИЧНІ ВКАЗІВКИ

**до самостійної роботи
з дисципліни «Радіоекологія»
для студентів, які навчаються за спеціальністю
G1 «Хімічні технології та інженерія»**



Харків 2026

Укладач Хоботова Е.Б.
Кафедра хімії та хімічної технології

Затверджено
Методичною Радою ХНАДУ,
протокол № 2 від 25.11.2025

ВСТУП

Інженер-хімік повинен мати глибокі знання в області радіоекології, які необхідні для вивчення інших спеціальних дисциплін. Методичні вказівки створено для підвищення рівня та ефективності самостійної підготовки бакалаврів, які навчаються за спеціальністю G1 «Хімічні технології та інженерія».

Мета методичних вказівок – допомогти студентам самостійно засвоїти теоретичний матеріал, більш глибоко вивчити основні теоретичні положення радіоекології, навчитися самостійно розв'язувати завдання з різних розділів дисципліни.

У методичних вказівках представлено основні розділи дисципліни: «Природна радіоактивність», «Штучна радіоактивність», «Іонізуюче випромінювання», «Дозиметрія», «Технологічно змінений радіаційний фон», «Радіаційний захист», «Джерела радіоактивності, створені людиною», «Загальні закономірності біологічної дії радіації», «Ефекти опромінення», «Міграція штучних радіонуклідів по біологічним ланцюгам», «Методи захисту від радіації. Формат подання матеріалу наступний: теоретична частина і завдання для самоперевірки. Для діагностування знань та рівня практичних навичок завдання запропоновано виконати самостійно, що надасть студенту можливість мати уяву про ступінь оволодіння ним певного об'єму навчального матеріалу.

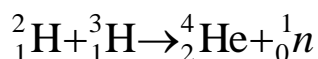
Для підвищення ефективності самопідготовки рекомендується попередньо ознайомитися з Методичними вказівками до практичних занять з дисципліни «Радіоекологія», у яких наведено приклади розв'язання задач і завдань різного рівня складності.

Розділ 1

Термоядерні реакції. Здійснення термоядерного синтезу на сучасному етапі

Теоретична частина

Термоядерні реакції – це ядерні реакції синтезу елементів, які проходять за рахунок високої температури середовища, понад 1 млн. градусів. Реакція ядерного синтезу слугує джерелом великої енергії. Так, при утворенні ядра атому He з ядер дейтерію та тритію:



на 1 г реакційної суміші виділяється $35 \cdot 10^7$ кДж, тобто приблизно у 5 разів більше ніж при розпаді 1 г ${}^{235}\text{U}$. Перетворення запасів ${}^2_1\text{H}$, які мають на Землі (близько $4 \cdot 10^{13}$ тон) у гелій могло би стати практично невичерпним джерелом енергії для людства. Поки що вдалось здійснити лише некеровану термоядерну реакцію, яка призводить до вибуху великої потужності. На цьому процесі основана дія водневої бомби. Стоїть мета оволодіти керованим процесом термоядерного синтезу. Вчені пішли шляхом пошуку можливостей здійснення термоядерних реакцій в середовищі, не здатному до випарювання. Для цього на даний момент досліджуються два шляхи.

1-ий шлях заснований на утриманні водню в сильному магнітному полі. Установка ТОКАМАК (тороїдальна камера з магнітним полем) розроблена в інституті ім. Курчатова.

2-ий шлях передбачає використання лазерних променів, за рахунок яких забезпечується підтримання температури, та в міста концентрації яких подається водень.

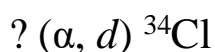
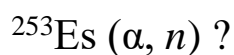
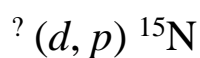
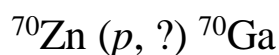
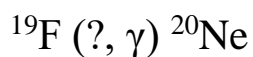
Термоядерні реакції є джерелом, яке підтримує проміневипускання зірок. Водень – головна складова зіркової речовини. Сумарна реакція перетворення Водню в Гелій, яка перебігає у зірках:



Перетворення Гідрогену в Гелій слугує джерелом енергії нашого Сонця. Витрати Гідрогену Сонцем за 100 років склало лише близько однієї мільярдної частки маси Сонця $2,0 \cdot 10^{30}$ кг.

Завдання для самоперевірки

1. Напишіть повне рівняння ядерних реакцій:



2. ВИПУСКАННЯ ЯДРОМ ДВОХ β -ЧАСТОК ТА ОДНІЄЇ α -ЧАСТКИ ПРИЗВОДИТЬ ДО ЗМІНИ МАСИ ЯДРА

1. зменшенню
2. збільшенню
3. не змінюється

НА КІЛЬКІСТЬ ОДИНИЦЬ

- А. 1
- Б. 2
- В. 4

ТА ДО ЗМІНИ ЗАРЯДУ ЯДРА

4. зменшенню
5. збільшенню
6. не змінюється

НА КІЛЬКІСТЬ ОДИНИЦЬ

- Г. 0
- Д. 1
- Є. 2
- Ж. 4

3. ТЕРМОЯДЕРНИМ ПАЛЬНИМ Є ТВЕРДІ ВОДЕНЬВМІЩУЮЧІ РЕЧОВИНИ

- А. $\text{Ca } ^2\text{H}_2$
- Б. $\text{Ca } ^3\text{H}_2$
- В. $^6\text{Li } ^2\text{H}$
- Г. $^{24}\text{Na } ^2\text{H}$
- Д. $^6\text{Li } ^3\text{H}$
- Є. $\text{Mg } ^2\text{H}_2$

4. ЯДЕРНА РЕАКЦІЯ ЗАХВАТУ ПОЛЯГАЄ В

- А. захваті ядром однієї частки та викиданні іншої
- Б. розщепленні ядра під дією нейтрону
- В. об'єднанні двох часток, що зустрілися

5. ТЕРМОЯДЕРНІ РЕАКЦІЇ Є РЕАКЦІЯМИ

- А. синтезу елементів
- Б. ділення елементів

6. НЕ ВІДНОСИТЬСЯ ДО ТЕРМОЯДЕРНОЇ РЕАКЦІЇ

- А. $^2_1\text{H} + ^3_1\text{H} \rightarrow ^4_2\text{He} + ^1_0n$
- Б. $^{235}_{92}\text{U} + ^1_0n \rightarrow ^{92}_{36}\text{Kr} + ^{141}_{56}\text{Ba} + 2^1_0n$
- В. $4^1_1\text{H} \rightarrow ^4_2\text{He} + 2^0_{+1}e$

7. СПІВУДАРЯННЯ ДВОХ ДЕЙТРОНІВ ПРИВОДИТЬ ДО УТВОРЕННЯ НЕЙТРОНУ ТА ДРУГОЇ БІЛЬШ ВАЖКОЇ ЧАСТКИ

- А. ^4_2He
- Б. ^3_2He
- В. ^3_1H

Розділ 2

Складові зовнішнього опромінення

Теоретична частина

Зовнішнє опромінювання біонтів формується наступними складовими:

- космічним випромінюванням;
- випромінюванням ґрунтів гірничих порід та т. п.;
- випромінюванням тропосфери;
- випромінюванням водного середовища;
- випромінюванням будівель, створених людиною.

Розглянемо більш детально основні складові.

Космічне випромінювання – це потік елементарних часток великих енергій, які надходять до Землі від інших зіркових галактик та Сонця.

У міжпланетному просторі знаходяться і інші більш крупні утворення – уламки, глиби, які містять радіоактивні нукліди U, Ra, Th. В процесі свого руху Земля захоплює ці утворення, від чого відбувається накопичення метеоритної речовини. Інтенсивність цього накопичення $(13-18) \cdot 10^3$ т кожного дня або $(4,7-6,6) \cdot 10^6$ т/рік. У космічному випромінюванні розрізняють випромінювання Галактики та Сонця.

Космічне випромінювання Галактики утворюється в основному в результаті вибухів найновіших зірок. Під таким явищем в астрономії розуміють дуже потужний вибух, в результаті якого найновіша зірка після свічення на протязі декількох тижнів перетворюється в туманність, а її речовина з великою швидкістю розлітається у всі сторони. Причини цього явища не з'ясовані. Спостерігаються вони раз в сторіччя. Потрапляючи у верхні шари атмосфери, космічні частки вступають у взаємодію з повітряним середовищем, утворюючи електронно-фотонні та електронно-ядерні зливи.

В космічному потоці розрізняють **первинне (ПКВ) та вторинне (ВКВ) космічне випромінювання**. Первинне космічне випромінювання спостерігається за межами атмосфери, а вторинне – навіть на рівні моря. Відмітною характеристикою первинних космічних промінів є їх дуже велика енергія – до 10^{19} еВ.

Космічне випромінювання Сонця має періодичний характер, виникає під час посилення Сонячної активності та пов'язане з хромосферними спалахами. Хромосферні спалахи супроводжуються викиданням великої кількості перегрітої речовини. Швидкість виверження газів досягає 500 км/сек. Викиди складаються головним чином з плазми, яка і формує випромінювання Сонця. До його складу входять p , α -частки, рентгенівське випромінювання.

Коливання космічного фону. Потужність космічного випромінювання змінюється при підйомі наверх та при переміщенні з полярних областей в екваторіальні. Змінення космічного випромінювання за висотою називається барометричним ефектом. Він пояснюється зменшенням екрануючого шару атмосфери при підйомі наверх (рис. 1).

Зміни космічного випромінювання за широтою називаються широтним ефектом. Він пояснюється великою товщиною тропосферного повітря в екваторіальній області, отже, великим екрануючим ефектом. Рівень космічного випромінювання на широті 60° на 15 % вищий випромінювання на екваторі (рис. 4)

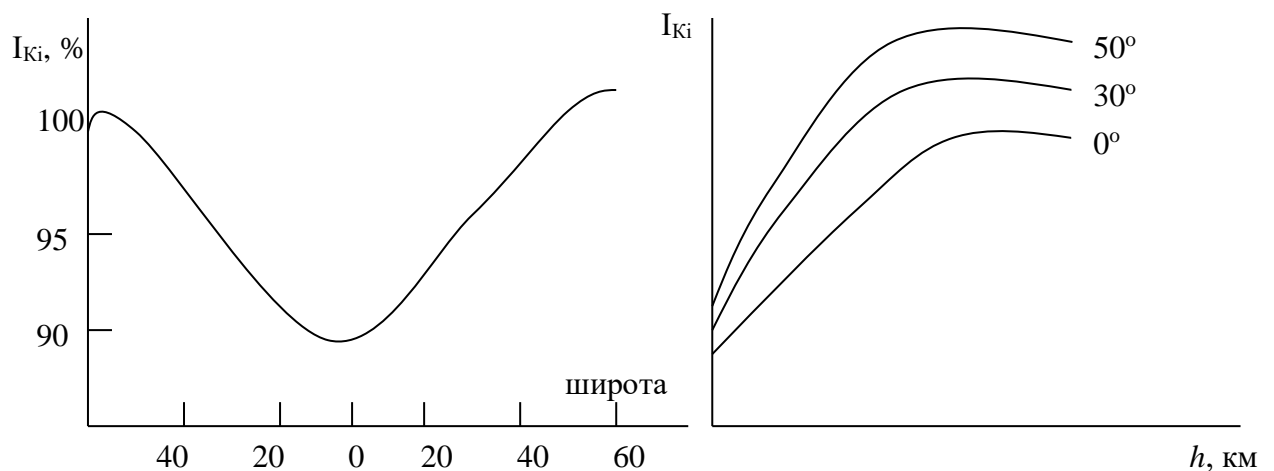


Рис. 1. Широтний та барометричний ефекти

Іонізуюче випромінювання ґрунту. На питому активність природних радіонуклідів у ґрунті впливають декілька факторів:

а) Активність гірничих порід, з яких утворився ґрунт. Основним джерелом радіонуклідів у ґрунті є гірничі вулканічні породи. Ґрунти, які утворились при руйнуванні кислих гірничих

порід (граніти), містять більше радіонуклідів, ніж виникаючі на основних масивах.

Енергія γ -випромінювання основних радіонуклідів ґрунту не перевищує 2,6 МеВ, тому воно частково поглинається у ґрунті. Основний внесок в дозу випромінювання над поверхнею Землі вносять нукліди, які містяться у верхньому 30-см шарі. Головними радіонуклідами ґрунту є ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th , які вносять до величини потужності, відповідно, 35, 25 та 40 % внеску. У таблиці 1 представлені дані середньої питомої активності основних радіонуклідів в деяких гірських та осадових породах.

Таблиця 1

Типова питома активність ^{40}K , ^{238}U та ^{232}Th у звичайних гірничих породах

Тип породи	Питома активність, мБк/г		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Вулканічні породи			
Кислі (наприклад, граніт)	1000	60	80
Проміжкові (наприклад, діорити)	700	20	30
Мафічні (наприклад, базальт)	240	10	10
Ультраосновні (наприклад, діорити)	150	0,4	25
Осадові породи			
Вапняки	90	30	7
Карбонати	-	27	8
Піщаники	370	19	10
Сланці	700	44	45

99 % потужності дози від сімейства ^{238}U вносять випромінювання короткоживучих продуктів розпаду ^{222}Rn : ^{214}Pb та ^{214}Bi . Слід відмітити, що ^{238}U є не тільки родоначальником радіоактивного ряду. В результаті спонтанного ділення він утворює велику кількість продуктів ділення. Загальна кількість найбільш небезпечного продукту ділення ^{90}Sr у земній корі оцінюється рівним $5 \cdot 10^{16}$ Бк, а його середня питома активність у ґрунті дорівнює $2 \cdot 10^{-6}$ Бк/кг.

Основну частину дози від сімейства ^{232}Th формують випромінювання ізотопів ^{208}Tl та ^{228}Ac .

Вплив первинних гірничих порід на величину концентрації радіонуклідів можна проілюструвати наступним прикладом. Чорноземи Донецької області, які підстилаються гранітами, мають більш високу активність, ніж чорноземи Луганської області, які підстилаються крейдами.

б) Сорбційна ємність ґрунтів визначається наявністю високодисперсних глиняних колоїдних часток, які несуть на своїй поверхні негативний заряд. Такі частки ґрунту називаються пелітовими. Площа поверхні пелітових часток дуже розвинута: в 1 м^3 суглинку сумарна поверхня всіх глиняних часток перевищує 1 км^2 . Завдяки сорбційним властивостям пелітових часток в ґрунті затримуються як поживні речовини, так і токсичні металоїони, в тому числі і радіоактивні.

Активність ґрунтів також змінюється в залежності від наявності в них домішок, наприклад, гумусу – органічного матеріалу. Чорноземні ґрунти, багаті гумусом, відрізняються більш високою активністю. В таблиці 2 представлені дані про середню активність основних радіонуклідів у ґрунтах різноманітних типів.

Таблиця 2

Середня питома активність ^{40}K , ^{238}U та ^{232}Th у ґрунтах різноманітних типів

Тип ґрунту	Середня питома активність, Бк/г		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Сіроземи	670	31	48
Сіро-коричневі	700	28	41
Каштанові	550	27	37
Чорноземи	410	22	36
Сірі лісові	370	18	27
Дерно-підзолисті	300	15	22
Підзолисті	150	9	12
Торф'яністі	90	6	6
Середнє для всього світу	370	26	26
Типовий діапазон	110-740	11-52	7,5-48

в) Процеси вилуджування ґрунтів ґрунтовими водами та вимивання – поверхневими. Радіонукліди у ґрунтах розподілені нерівномірно. Більша їх концентрація (U , Ra) спостерігається в шарах, які межують з материнською породою. Поверхневі шари містять їх менше. Це пояснюється постійним вимиванням розчинних сполук з поверхневих горизонтів.

Ґрунти також є поставщиками радіоактивних еманцій (E_m). E_m – перша історична назва Rn . На теперішній час під еманціями розуміють радон та продукти його розпаду. Еманції мігрують з поверхневих шарів до атмосфери. Збільшення атмосферного тиску знижує виділення еманцій. Замерзлі, торф'яні глинисті ґрунти містять більше Rn , ніж піски, звідки він легко випаровується.

Для областей, розташованих в помірних та полярних широтах, є типовим зменшення кількості радіаційних аерозолів, в тому числі і концентрації радону, в атмосфері в зимній період та збільшення – в літній. Утворення снігового покриву сприяє погіршенню умов ексхаляції. При утворенні льодяної корки вихід еманцій практично припиняється (рис. 2).

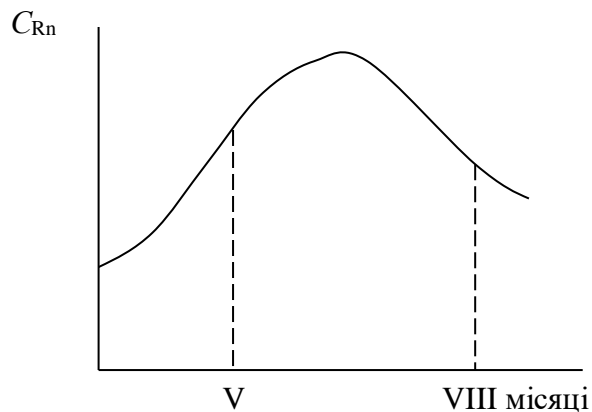


Рис. 2. Вихід еманцій з ґрунту протягом року

Тому в зонах, де в зимовий період утворюється сніговий покрив, доза опромінення біонтів в зимовий час менша, ніж в літній період.

В товщі ґрунту вміст еманцій збільшується з глибиною (рис. 3).

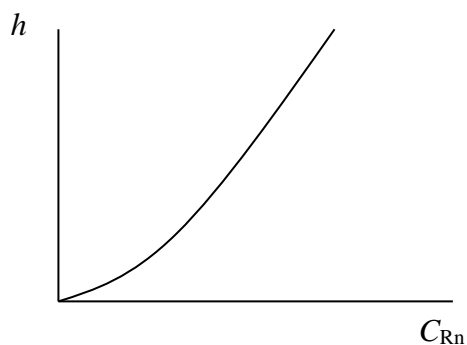


Рис. 3. Зміна концентрації радону з глибиною ґрунту
Виділення радону з ґрунтів підпорядковується математичній моделі:

$$P = C_{Rn} \cdot Q \sqrt{\lambda \cdot D},$$

- де: P – вихід еманції до атмосфери, мКі/см²·с;
 C_{Rn} – концентрація Rn в ґрунті, мКі/л;
 Q – пористість, %;
 λ – стала розпаду Rn, с⁻¹;
 D – коефіцієнт дифузії, см²/с.

Коефіцієнт дифузії еманцій в ґрунтах змінюється в широких межах від $7 \cdot 10^{-2}$ до $3 \cdot 10^{-4}$ см²/с. Його величина залежить від ряду факторів: пористості та проникності, вологості, структури ґрунту, температурних умов. Наприклад, збільшення вологості від 3 до 15 % призводить до зменшення D в десятки разів.

Радіоактивність тропосфери. Атмосфера слугує переносником радіонуклідів. Наприклад, біля 2/3 всієї кількості радіоактивності, яка утворилась в результаті випробовувань ядерної зброї, перемістилось з атмосфери до океану, а 1/3 відклалась на ґрунті та рослинах.

Всі радіонукліди атмосфери можна розділити на наступні групи:

- радіонукліди, виникаючі в атмосфері під дією космічного випромінювання;
- радіонукліди, які потрапляють до атмосфери разом із космічним пилом;
- радіоактивні гази та аерозолі, які надходять із земної поверхні;
- штучні радіоізотопи, які потрапляють до атмосфери з ґрунту.

Еманації. Радон має великий період напіврозпаду, тому його атоми встигають розповсюджуватись на великі відстані. Радон та продукти його розпаду маютья по всій товщині тропосфери. Максимальний вміст еманацій у приземному повітрі досягається влітку при сході сонця, коли змішування повітря слабо виражене (рис. 4). У полудень, коли турбулентне змішування досягає максимуму, концентрація еманацій різко знижується. Радон, що виділяється до атмосфери не реагує з компонентами повітря, але при розпаді дає серію дочірніх нуклідів: $^{212, 214, 216, 218}\text{Po}$, $^{212, 214}\text{Pb}$, $^{212, 214}\text{Bi}$, які з'єднуючись з O_2 , H_2O та іншими газами атмосфери, утворюють частинки дуже малих розмірів – кластери. Протягом секунд та хвилин вони агрегують, даючи більш крупні частинки аерозолю, що осідають на поверхні. За 3 години практично всі дочірні продукти розпадуться.

З висотою концентрація Rn стрімко зменшується. Вже на висоті 1 м вона в 2-4 рази менша, ніж на поверхні ґрунту, а на висоті 4-5 м – дуже мала.

Концентрація торону зазвичай менша, ніж радону, що пов'язане з більшою швидкістю його розпаду.

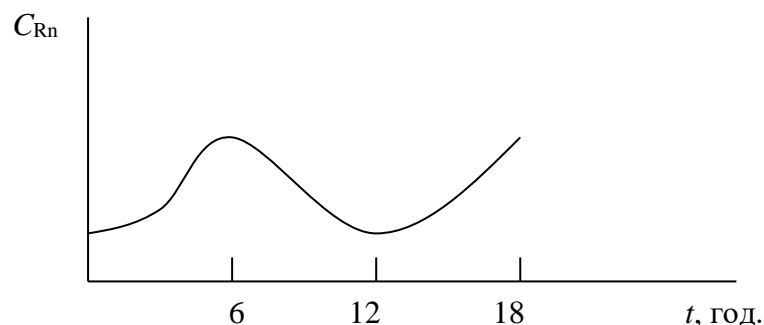


Рис. 4. Коливання концентрації радону у приземному шарі атмосфери

На великих висотах радіоактивність атмосфери в основному обумовлюється ^{210}Pb та ^{210}Po . У повітрі південного шару концентрація радіонуклідів менша, ніж у північному, так як у південному шарі площа, яку займає суша, значно менша, ніж у північному.

Радіоактивність пилу. Великий внесок в радіоактивність тропосфери вносить пил. Стійкість пилу, тобто його здатність утримуватись у зваженому стані, залежить від розміру часток. Частки з діаметром 0,01 мм можуть переноситись на відстань

1500 км, а з діаметром менше 0,01 мм здатні досягнути весь земний шар. 75 % всієї кількості пилу тропосфери складається з неорганічної речовини. До подібного пилу належить ґрунтовий пил, пил від пожеж, вулканічний пил. Основними радіоактивними складовими є ізотопи U, Th, Ra (α -випромінювачі) та K, Rb (β -випромінювачі). До складу органічного пилу входить пилок рослин та мікроорганізми. Основний радіонуклід – ^{40}K . Питома β -активність цього пилу $\approx 1-4$ нКі/кг.

Радіоактивність водного середовища. Основними радіонуклідами гідросфери є ^{238}U , ^{226}Ra , ізотопи Rn і ^{40}K . Концентрація ^{226}Ra з глибиною води збільшується. Так, на глибині 1300 м його концентрація у 7 разів більша, ніж в поверхневих водах.

Середня мінералізація океанської води складає 35 г/л. Парціальний внесок калію в мінеральну складову води дорівнює 1 %. Це має важливе значення при визначенні величини радіоактивності морської води. Знаючи загальну солоність води та внесок калію, можна розрахунковим шляхом знайти β -активність морської води за рахунок ^{40}K .

Всі зміни природної радіоактивності водного середовища пояснюються коливаннями величини прісної складової. Наприклад, у відкритих морях прісна складова складається тільки з атмосферних опадів, а у внутрішніх морях – з опадів та стоку річкової води. У другому випадку рівень активності, обумовленої ^{40}K зазвичай нижчий.

Радіоактивність озерних вод тим вища, чим більша ступінь їх мінералізації. Тому активність води, яка тече до озера, зазвичай нижче, ніж тієї, яка витікає з нього. Поверхневі води (снігові, дощові, льодяникові) мають низьку радіоактивність, тому в період паводку загальна радіоактивність вод різко падає.

В арктичних та антарктичних областях великий вплив на величину активності води здійснюють процеси танення і утворення льодів. Питома радіоактивність поверхневих вод Світового океану зростає за мірою переміщення з високих широт до екваторіальної зони.

На активність морської води впливає втрата радіонуклідів з руйнуючихся сховищ. Наприклад, минувши 600 років, радіоактивність, яка визволилась з джерела захоронення за 1 рік,

буде міститись у 5-ти метровому шарі води з площею поверхні $3 \cdot 10^{13} \text{ м}^2$.

Завдання для самоперевірки

1. ХРОНІЧНИЙ ХАРАКТЕР ПРОЯВЛЯЄ, ГОЛОВНИМ ЧИНОМ

- А. внутрішнє опромінення
- Б. зовнішнє опромінення

2. ЗОВНІШНЄ ОПРОМІНЕННЯ ОБУМОВЛЕНО ВИПРОМІНЮВАННЯМИ

- А. альфа-
- Б. бета-
- В. гамма-
- Г. космічним

3. СКЛАДОВОЮ КОСМІЧНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ НЕ Є

- А. випромінювання Сонця
- Б. метеоритна речовина
- В. випромінювання Галактики

4. ПРИЧИНОЮ ПОСЛАБЛЕННЯ ВТОРИННОГО КОСМІЧНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ ІЗ ЗМЕНШЕННЯМ ВИСОТИ НАД РІВНЕМ МОРЯ Є

- А. зниження ефективності процесів розмноження елементарних часток
- Б. перевага процесів поглинання елементарних часток над процесами розмноження

5. ВЕЛИКА РАДІОАКТИВНІСТЬ ХАРАКТЕРНА ДЛЯ ҐРУНТІВ, ЩО УТВОРИЛИСЯ ПРИ РУЙНУВАННІ ГІРСЬКИХ ПОРІД

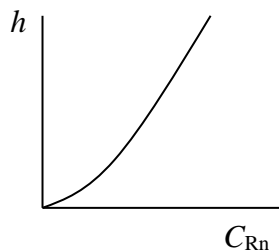
- А. кислих
- Б. основних

6. РАДІОАКТИВНІСТЬ ҐРУНТІВ ЗАЛЕЖИТЬ ВІД НАСТУПНИХ ФАКТОРІВ

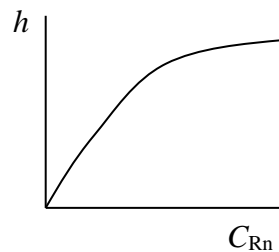
1. температури
2. вилуговування
3. еманації
4. сорбційної здатності ґрунтів
5. ґрунтового мікробіоценозу
6. вивітрювання
7. материнської гірської породи

- А. правильно 1, 3, 6, 7
Б. правильно 2, 4, 5, 7
В. правильно 2, 3, 5, 6
Г. правильно 2, 3, 4, 7
Д. правильно 1, 4, 6, 7

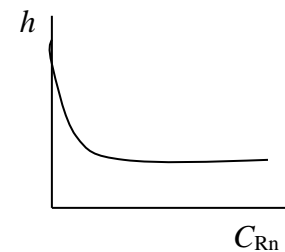
7. ВМІСТУ ЕМАНАЦІЙ В ТОВЩІ ҐРУНТУ ВІДПОВІДАЄ ГРАФІЧНА ЗАЛЕЖНІСТЬ



А.



Б.



В.

8. РАДІОАКТИВНІСТЬ ВОДИ ВНУТРІШНІХ МОРІВ ПО ЗРІВНЯННЮ З ВОДОЮ ВІДКРИТИХ МОРІВ

- А. менше
Б. більше
В. не змінюється

Розділ 3

Методи дозиметрії. Камера Вільсона

Теоретична частина

Методи дозиметрії – це методи вимірювання дози іонізуючого випромінювання, оснований на кількісному визначенні змін, які викликані в речовині випромінюванням (радіаційних ефектів).

Розрізняють прямий – калориметричний метод дозиметрії та непрямі методи, при яких вимірюють радіаційні ефекти, пропорційні поглиненій дозі. До непрямих відносять: іонізаційні, радіолюмінісцентні, хімічні та інші методи.

Під методами дозиметрії будемо розуміти методи вимірювання $D_{\text{погл.}}$ та $D_{\text{експ.}}$ випромінювання.

Калориметричний метод

Калориметричний метод заснований на вимірюванні збільшення температури (ΔT), викликаного поглинанням речовиною енергії випромінювання (ΔE) в калориметрі:

$$\Delta T = \frac{\Delta E}{m \cdot c},$$

де: c – теплоємність поглинача.

Діапазон вимірювання $D_{\text{погл.}}$ складає $1-10^6$ Гр.

Найпростіший одиночний калориметр (рис. 5) включає поглинач 1 на підвісах 2, який поміщений у термостат 3. Випромінювання проходить через діафрагму 4 та поглинається в поглиначі, нагріваючи його.

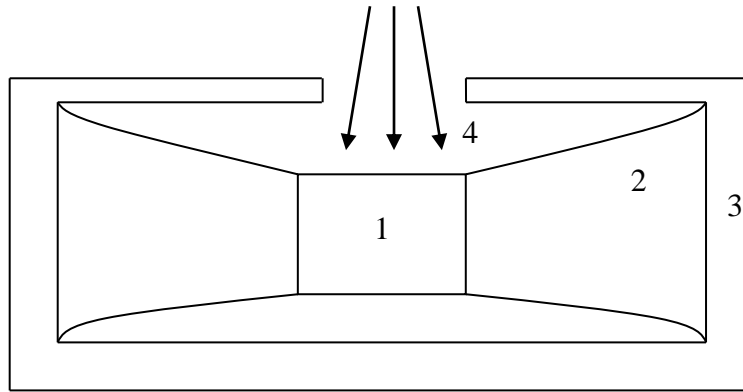


Рис. 5. Одиночний калориметр

Зазвичай вимірюється різниця температур між поглиначем та оболонкою термостату. В калориметрах може бути декілька оболонок з заданим температурним режимом.

Калориметр, який має тільки один поглинач, називається одиночним. Поглиначами слугують – графіт, метали, в деяких випадках рідкий азот. Кількість виділеного газу слугує мірою поглиненої енергії.

Недоліками методу є складність апаратного оформлення та низька чутливість ($\Delta T_{Al} = 1 \cdot 10^{-3} \text{ К/ Гр}$).

Іонізаційний метод

Іонізаційний метод дозиметрії полягає в тому, що в іонізаційній камері електрони, які вибиті з речовини γ -випромінюванням, виробляють іонізацію газу, яку і вимірюють. Іонізаційна камера складається з двох електродів, у просторі між якими утворюється електричне поле. Між електродами камери в одиниці об'єму кожну секунду утворюється q -пар іонів. Якщо всі іони досягають електродів, то в ланцюзі потече струм:

$$i_0 = q \cdot e \cdot V,$$

де: V - об'єм камери.

Нехай P – потужність дози випромінювання, тоді в одиницю часу буде утворюватись $\left(\frac{P}{m}\right)$ пар іонів на одиницю маси повітря, а якщо іони утворюються в об'ємі камери V , то:

$$i_0 = \frac{e \cdot V \cdot \rho_B \cdot P}{m_B}$$

Помножимо обидві частини на час t , отримаємо:

$$Q = \frac{e \cdot V \cdot \rho_B \cdot D}{m_B},$$

де: Q – повна кількість електрики, утворена в камері за час t ,
 D_B – доза γ -випромінювання у повітрі.

Звідси виходить, що струм насичення в камері пропорційний потужності дози, а повна кількість електрики за деякий час пропорційна дозі випромінювання за такий же час.

Найбільше розповсюдження отримали іонізаційні камери, в яких поглиначем є газ.

До іонізаційних детекторів відносять і газорозрядні лічильники Гейгера-Мюллера, які частіше за все використовуються для контролю радіаційної обстановки в приміщеннях.

Радіолюмінісцентний метод

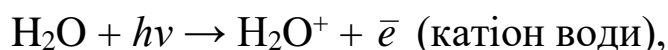
Радіолюмінісцентний метод дозиметрії заснований на використанні люмінофорів. Люмінофори – це речовини, здатні світитись під дією зовнішніх факторів. Під впливом іонізуючого випромінювання в люмінофорах утворюються носії заряду: електрони та дірки, які локалізуються на центрах захоплення. При наступному збудженні люмінофору (УФ, ІК-випромінюванням, теплотою) спостерігається свічення (люмінесценція), інтенсивність якого пропорційна поглиненій дозі. Діапазон доз, які вимірюються, від 10^{-8} до 10^4 Гр.

Сюди ж відносять і **сцинтиляційні детектори**, хоча для їх роботи не потребується додаткового збудження. В них використовуються наступні люмінесцентні речовини: ZnS, активований Ag; CsI, NaI, KI, активовані TI; LiI, активований Sn; нафталін та інші антрацени. Потрапляння швидкої зарядженої частинки на шар такої речовини викликає спалах – сцинтиляцію. Яскравість спалахів особливо велика у α -частинок, так як α -частинка гальмується на шляху довжиною $< 0,1$ мм та світлова

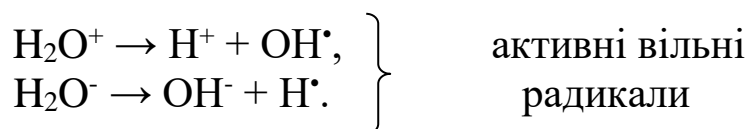
енергія, яка виділяється, зосереджена в малому об'ємі. Подібні сцинтиляції можуть бути виявлені оком. Проте візуальний метод дуже стомлюючий. На теперішній час для рахунку сцинтиляцій використовують чутливі фотоелементи – **фотоелектронні помножувачі (ФЕП)**.

Хімічні методи

Хімічні методи дозиметрії засновані на вимірюванні виходу радіаційних реакцій, які протікають під дією іонізуючих випромінювань. Кількісною характеристикою протікання радіаційних реакцій є **радіаційно-хімічний вихід** – це число характерних перетворень на 100 еВ поглиненої енергії. Середній діапазон доз, які вимірюються хімічними методами дозиметрії, 10^{-2} - 10^8 Гр. Принцип методу можна зрозуміти на прикладі дії випромінювання на воду, так званого радіолізу води. При первинному поглинанні енергії іонізуючого випромінювання відбувається утворення катіонів та аніонів води за реакціями:



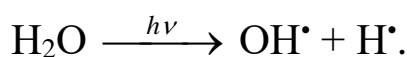
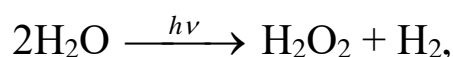
Молекулярні іони H_2O^+ та H_2O^- нестійкі та самовільно розпадаються:



Чим більша щільність іонізації, тим вища концентрація вільних радикалів. Поміж радикалами можлива рекомбінація:

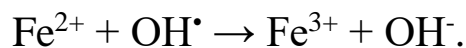


Отже, сумарні реакції під дією іонізуючого випромінювання:



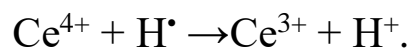
Радіаційно-хімічні перетворення можуть відбуватися не тільки у водних розчинах, але і в інших рідких та твердих системах. З рідких хімічних дозиметрів найбільш широко використовують феросульфатний (дозиметр Фрікке) та церієвий.

Дозиметр Фрікке. Середовищем є розчин солі FeSO_4 в розбавленій сульфатній кислоті H_2SO_4 . Принцип дії засновано на властивості іонів Fe^{2+} окислюватись під дією радіації до Fe^{3+} . Під дією радіації в воді утворюються радикали H^\bullet та OH^\bullet . Радикали OH^\bullet активно приймають участь в окисненні Fe^{2+} :



Число іонів Fe^{3+} , що утворились, слугує мірою поглиненої енергії. Розчин розливають в прозорі ампули, які потім поміщують у поле випромінювання. Поява іонів Fe^{3+} характеризується зміною кольору та оптичної щільності розчину.

Церієвий дозиметр. У дозиметрі використовується розчин $\text{Ce}(\text{SO}_4)_2$ в 0,8Н розчині H_2SO_4 . В протилежність попередній схемі протікає відновлення іонів Ce^{4+} до Ce^{3+} :



Зміна оптичної щільності розчину визначає інтенсивність випромінювання.

Інші види хімічних дозиметрів.

Відомо велику кількість речовин, які змінюють своє забарвлення під дією іонізуючого випромінювання. Часто використовують розчин метиленового блакитного, який обезбарвлюється під дією радикалів OH^\bullet та H^\bullet . Зміна забарвлення метиленового блакитного пропорційна поглиненій в розчині енергії, це дозволяє використовувати його для дозиметричних цілей.

Полівінілхлоридні полімерні плівки $(-\text{CH}_2-\text{CHCl}-)_n$, до складу яких входить барвник метиленовий блакитний. Під дією іонізуючих випромінювань виділяється HCl , яка і діє на барвник та змінює колір плівки. При додаванні метилового блакитного колір плівки зі збільшенням дози змінюється від початкового фіолетового до блакитного та далі в жовто-помаранчевий.

Різновидами хімічних дозиметрів є **звичайні стекла**, які темніють під дією випромінювань. Оптична щільність

потемнення в деякому проміжку доз пропорційна поглиненій енергії. Потемнення у опроміненого скла зменшується з часом та з підвищенням температури. Прогрівання скла при 400-500° С призводить до повного його посвітління. Товщина скла – декілька мм.

Деякі хімічні дозиметри використовують явище **почорніння фотоматеріалу**, щільність якого в деяких проміжках доз пропорційна $D_{\text{погл.}}$. Граничні значення дози від 10^{-11} до 10^2 Гр.

Переваги хімічних дозиметрів – широкий діапазон використання; недоліки – високі вимоги до чистоти матеріалів, які використовуються; негативний вплив домішок, кисню, умов змішування та інші.

Камера Вільсона

Камера Вільсона – це прибор для спостереження шляхів заряджених частинок. Камера Вільсона уявляє собою скляний циліндр зі скляною кришкою, в якому може переміщуватись поршень (рис. 6). Об'єм циліндру над поршнем наповнено насиченими парами води або спирту. При різкому спусканні поршню, повітря в камері охолоджується внаслідок швидкого розширення. Пари води становляться пересиченими, тобто утворюються умови для конденсації пару на ядрах конденсації, якими слугують продукти іонізації повітря.

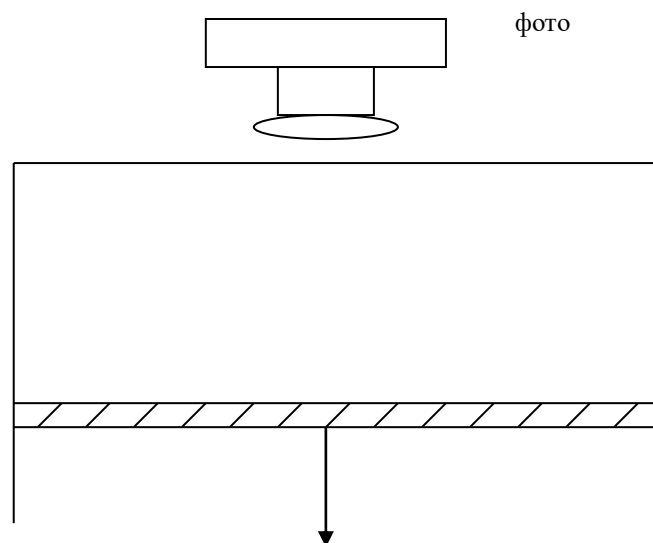


Рис. 6. Камера Вільсона

Таким чином, заряджена частинка, пролітаючи через камеру, залишає на своєму шляху ланцюг іонів – туманний слід. Він освітлюється збоку лампою та може бути сфотографовано фотокамерою. В магнітному полі траєкторії руху частинок кривляться. Напрямок вигину дозволяє судити про знак заряду частки, а радіус вигину – про швидкість. Слід α -частинки < 5 см, набагато менший слідів β -частинок.

Завдання для самоперевірки

1. ДІАПАЗОН ВИМІРЮВАННЯ ПОГЛИНЕНОЇ ДОЗИ ДЛЯ КАЛОРИМЕТРИЧНОГО МЕТОДУ ДОЗИМЕТРІЇ

A. $10^{-2} - 10^8$ Гр

Б. $10^{-8} - 10^4$ Гр

В. $1 - 10^6$ Гр

Г. $10^{-11} - 10^4$ Гр

2. РАДІОЛЮМІНІСЦЕНТНІ МЕТОДИ ДОЗИМЕТРІЇ ДОЗВОЛЯЮТЬ ЗМІНИТИ $D_{\text{погл.}}$ В ДІАПАЗОНІ

A. $1 - 10^6$ Гр

Б. $10^{-11} - 10^2$ Гр

В. $10^{-2} - 10^8$ Гр

Г. $10^{-8} - 10^4$ Гр

3. РАДІОЛЮМІНІСЦЕНТНІ МЕТОДИ ДОЗИМЕТРІЇ ЗАСНОВАНІ НА ВИМІРЮВАННІ

A. струму іонізації газу

Б. підвищенні температури поглинача

В. інтенсивності світіння поглинача

Г. інтенсивності почорніння фотоматеріалу

4. ХІМІЧНІ МЕТОДИ ДОЗИМЕТРІЇ ЗАСНОВАНІ НА ВИМІРЮВАННІ

A. зміни температури поглинача

Б. квантового виходу люмінесценції

В. виходу радіаційно-хімічних реакцій

Г. струму іонізації газу

5. ОСНОВНИМИ ПРОДУКТАМИ РАДІОЛІЗУ ВОДИ В РІДИННИХ ДЕТЕКТОРАХ Є

А. H_2O^+

Б. H_2O_2

В. OH^\bullet

Г. H_2O^-

Д. H^\bullet

Е. \bar{e}_{aq}

6. НАЙБІЛЬШ ЧУТЛИВИМ ХІМІЧНИМ ДОЗИМЕТРОМ Є

А. церієвий

Б. дозиметр Фрікке

В. скляний

Г. з використанням фотоматеріалів

Д. полівінілхлоридний

7. ПЕРЕВАГИ ХІМІЧНИХ ДОЗИМЕТРІВ

А. незалежність від присутності домішок

Б. швидке відновлення в циклі роботи

В. широкий діапазон доз

Г. простота апаратурного оформлення

8. НЕДОЛІКИ ХІМІЧНИХ ДОЗИМЕТРІВ

А. складність апаратурного оформлення

Б. залежність від умов змішування

В. низька чутливість при вимірюваннях

Г. чутливість до присутності домішок

Д. залежність від присутності кисню

9. КАМЕРА ВІЛЬСОНА СЛУГУЄ ДЛЯ

А. визначення струму іонізації газу під дією іонізуючого випромінювання

Б. визначення поглиненої дози випромінювання

В. спостереження треків заряджених часток

Г. визначення експозиційної дози

Розділ 4

Радіаційний захист від гамма- та нейтронного випромінювання

Теоретична частина

Захист від нейтронного випромінювання. Слід пам'ятати, що захист ґрунтується на поглинанні теплових і холодних нейтронів, а швидкі нейтрони повинні спочатку сповільнитися. Нейтрони з енергією більше 0,5 МеВ розсіюються на ядрах поглинаючого середовища, випробовуючи непружні зіткнення. При цьому ядра середовища знаходяться у збудженому стані і випускають фотони. Крім того, під дією нейтронного випромінювання багато матеріалів активізуються. В зв'язку з цим захисні властивості матеріалів від γ -випромінювання визначаються їх уповільнюючою і поглинаючою здатністю, ступенем їх активації.

Швидкі n найефективніше сповільнюються речовинами з малим атомним номером. До таких речовин відносяться парафін, вода, бетон, пластмаси (воденьвміщуючі речовини). Для поглинання теплових нейтронів використовуються матеріали з бором і кадмієм: борна сталь, борний графіт, сплав кадмію зі свинцем та інше.

Захист від γ -випромінювання. γ -випромінювання послаблюється матеріалами з високою щільністю: свинцем, чавуном, залізобетоном та інше.

Завдання для самоперевірки

1. ДО ВИДІВ РАДІАЦІЙНОГО ЗАХИСТУ НЕ НАЛЕЖИТЬ ЗАХИСТ

- А. кількістю
- Б. відстанню
- В. температурою
- Г. часом
- Д. спеціальним одягом
- Є. екраном

2. ЗАХИСТ ВІД ВИСОКОЕНЕРГЕТИЧНОГО НЕЙТРОННОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ ЗАСНОВУЄТЬСЯ НА ПРОТІКАННІ ПРОЦЕСІВ

- А. поглинання нейтронів
- Б. уповільнення нейтронів
- В. уповільнення та поглинання нейтронів

3. ДО ВИДІВ РАДІАЦІЙНОГО ЗАХИСТУ НЕ НАЛЕЖИТЬ ЗАХИСТ

- А. кількістю
- Б. відстанню
- В. температурою
- Г. часом
- Д. спеціальним одягом
- Є. екраном

4. РОЗТАШУЙТЕ МАТЕРІАЛИ В ПОРЯДКУ ЗРОСТАННЯ ЇХ КОЕФІЦІЄНТУ ПОСЛАБЛЕННЯ γ -ВИПРОМІНЮВАННЯ

- А. вода
- Б. свинець
- В. чавун ($\rho_{\text{чав.}} = 7,2 \text{ г/см}^3$)
- Г. свинцеве скло
- Д. залізо
- Є. бетон

5. МАТЕРІАЛИ, ЩО ВИКОРИСТОВУЮТЬСЯ ПРИ ЗАХИСТІ ВІД НЕЙТРОННОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

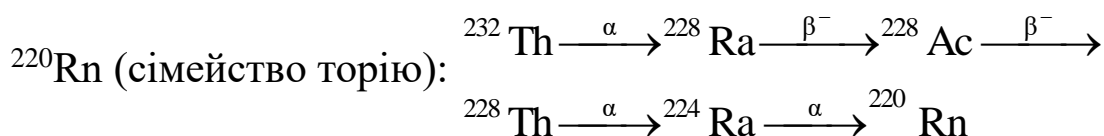
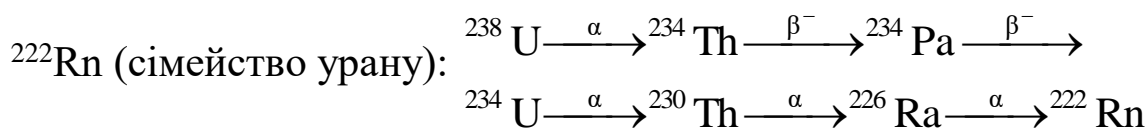
<u>Процес</u>	<u>Матеріал</u>
1. поглинання	А. борна сталь
2. розсіювання	Б. пластмаси
	В. борний графіт
	Г. чавун
	Д. вода
	Є. бетон
	Ж. сплав кадмію з свинцем
	З. парафін

Розділ 5

Радіоактивність, що обумовлена наявністю радону. Інші джерела технологічно зміненого фону

Теоретична частина

Одними з важливих природних радіонуклідів є радіонукліди радону ^{222}Rn та ^{220}Rn . Вони утворюються по ланцюгам радіоактивного розпаду:



Джерела радону в житлових приміщеннях.

Будівельні матеріали та ґрунт під будівлею забезпечують потужність дози опромінювання 60 кБк/добу. Основною є еманация радону з ґрунту. Просочуючись крізь тріщини в фундаменті, ізотопи радону потрапляють до приміщення.

Будматеріали містять ізотопи ^{238}U та ^{232}Th , які дають при розпаді ізотопи радону. Основну частину дози від радону людина отримує, коли знаходиться в закритому, безвітрянному приміщенні. В зонах з помірним кліматом концентрація радону вища, так як приміщення рідше провітрюються, ніж в жаркому кліматі. В наших умовах концентрація радону в приміщеннях в 8 разів вища, ніж в оточуючому повітрі.

Концентрація радону визначається в основному швидкістю його надходження. Газ надходить до приміщення завдяки ефекту «димоходу» (стек-ефекту), який витягує, внаслідок різниці температур та тиску, газ з ґрунту та мікротріщин в стінах та фундаменті. Дифузія радону в бетоні дорівнює 20 см, а в цеглі – 15 см. Але з несучільної цегляної стіни (якими вони є) радон може виходити крізь проміжки між цеглами, тому довжина дифузії радону в цегляній стіні зазвичай більше 15 см.

Кількісною характеристикою ексхаляції радону є коефіцієнт (відсоток) еманування η , який дорівнює відношенню кількості

виділених еманаций до зовнішнього середовища сухим матеріалом (будівельним матеріалом, ґрунтом) протягом часу t до повної кількості еманаций, що в ньому утворився та виражений у відсотках.

За значенням η всі будматеріали можна розділити на 2 групи: матеріали, що піддавалися при їх виготовленні високотемпературній обробці та ті, що не піддавалися їй. До матеріалів першої групи відносяться: зола, цемент, червона цегла, шлак, керамзит ($\eta=1-2\%$). Такий же η має і туф – порода вулканічного походження. До матеріалів другої групи відноситься – щебінь, пісок, гравій, силікатна цегла (η в 10 разів більше 10-20 %).

При високотемпературній обробці відбувається зміна мікроструктури матеріалу – спікання мікрочасток, утворення замкнутих пор, що не мають зв'язку з поверхнею зразку.

Коефіцієнт еманування може змінюватись. Наприклад, при виготовленні бетону цементні частинки або летючі золи розчиняються, змінюють свою мікроструктуру, в результаті чого η може збільшуватися до 10 разів.

Гарною ілюстрацією є дані по США, де встановлено, що концентрація радону в односімейних будинках коливається від декількох Бк/м³ до більш 10000 при середньому значенні 50 Бк/м³. Середній рівень опромінювання людей в приміщеннях відповідає приблизно в 3 рази більшій дозі по зрівнянню з отриманою ними на протязі життя при рентгенівських дослідженнях. Реально сотні тисяч американців, які проживають в будинках, де висока концентрація радону, отримують за рік таку ж дозу радіації, яку отримали мешканці Чорнобиля. Найвищий вимірний рівень радіації відповідає умовам типового уранового рудника в Саксонії, тобто в 100 раз вищий, ніж ПДК.

Емісію радону зі стін можна зменшити в 10 раз при обліковці стін пластиковими матеріалами: поліетиленом, полівінілхлоридом, поліамідом чи після покриття шаром фарби на епоксидній основі чи трьома шарами масляної фарби. Навіть при обклеюванні стін шпалерами емісія радону зменшується на 90 %.

Вода забезпечує потужність дози опромінювання 4 кБк/добу. Небезпека йде не від споживання води, так як перед цим її кип'ятять і радон випаровується, а від парів води з

повітрям, що ми вдихаємо у ванній кімнаті. Концентрація радону в ванній кімнаті в 3 рази вища, ніж на кухні та в 40 раз вища, ніж в житлових кімнатах.

Природний газ забезпечує потужність дози опромінювання 3 кБк/добу. Під землею радон проникає в родовище природного газу. При згорянні газу на кухні радон потрапляє в приміщення, де накопичується в значних кількостях, особливо у відсутності вентиляції.

Одиниці вимірювання концентрації радону. Із-за складного ланцюга розпаду радону концентрацію радіоактивності зазвичай виражають в одиницях робочих рівнів (РР), а не у вигляді одиниць активності. РР визначається як концентрація короткоживучих дочірніх продуктів розпаду радону, які випромінюють $1,3 \cdot 10^6$ MeV енергії α -випромінювання в 1 л повітря. 1 РР еквівалентно 3,7 Бк/л радону в рівновазі з дочірніми продуктами. Опромінювання 1 РР на протязі 170 год. розглядається як один місячний робочий рівень (РРМ).

Фонові рівні радону та продуктів його розпаду зазвичай складають 0,01 РРМ/рік.

Непрофесійна експозиція, яка обумовлена радоном та його дочірніми продуктами, котрі присутні в будівельних матеріалах та підземних водах, оцінюється рівною 0,2 РРМ/рік. Це значить, що радон та його дочірні продукти можуть бути відповідальні за 1/5 раку у частини населення, що не палять, частота його складає в середньому 2 випадки на 10^3 чоловік на рік. В результаті цього тільки в США може кожного року померати від раку легенів до 10^4 чоловік. За результатами екстраполяційних розрахунків короткоживучі продукти розпаду радону збільшують приблизно на 3 % природну смертність від раку легенів населення, яке мешкає в кам'яних будівлях.

Професійна експозиція радоном. Ризик виникнення раку легенів у лиць, які підвержені найбільшому опромінюванню радоном, підвищено. До такої категорії відносяться шахтарі уранових рудників, шахтарі, які видобувають плавиковий шпат, горні мінерали та залізну руду. Допускається, що ризик раку легенів у них до 500 випадків на 10^6 чоловік на 1 РРМ, а в побутових умовах – 100 випадків на 10^6 чоловік на 1 РРМ. Міжнародний стандарт експозиції до радону та його дочірніх продуктів обмежено 4,8 РРМ/рік.

Розрахунок середньої тканинної дози людини, обумовленої вдиханням радону та торону, засновано на наступних формулах для вентильованих і невентильованих приміщень.

Невентильоване приміщення

$$D_{Rn-222} = 5 \cdot 10^{14} C_{Rn-222}, \text{ бер} \cdot \text{рік}^{-1},$$

$$D_{Rn-220} = 6,6 \cdot 10^{15} C_{Rn-220}, \text{ бер} \cdot \text{рік}^{-1},$$

де C – концентрація еманцій, Кі/л.

При використанні цих співвідношень приймаються умови: концентрація радону та торону у вдихуваному повітрі постійна; радон та торон знаходяться у рівновазі зі своїми дочірніми продуктами; в легенях людини утримується близько 60 % аерозольних частинок, що несуть радіоактивні продукти розпаду радону та торону; обсяг легень дорівнює 3000 см^3 , а маса – 800 г.

Для випадку вентильованих будівель з повним обміном повітря протягом 17 хвилин (тобто за 1 с змінюється 0,001 обсягу повітря) використовуються наступні рівняння

$$D_{Rn-222} = 5 \cdot 10^{14} C_{Rn-222}, \text{ бер} \cdot \text{рік}^{-1},$$

$$D_{Rn-220} = 6,6 \cdot 10^{15} C_{Rn-220}, \text{ бер} \cdot \text{рік}^{-1}.$$

Річна потужність дози визначається за умови, що з загального числа радіоактивних аерозолів в легенях резорбується близько 20 %. Тому при концентрації у повітрі еманцій 0,3 пКі/л, потужність дози складе 2,5 мбер/рік.

Інші джерела технологічно зміненого фону

Зольний пил. При згорянні вугілля органічний компонент вигоряє, в результаті чого концентрація ПР в золі та шлаку становиться вища, ніж в самому вугіллі. Кількість летючої золи, яка викидається з ТЕЦ, залежить від ступеню очищення повітря від аерозольних частинок. ТЕЦ різноманітного типу в залежності від ефективності очисних споруд викидає до атмосфери від 1 до 20 % та більше загальної кількості золи, яка утворюється. Наприклад, ТЕЦ в Запоріжжі при ефективній затримці золи 90 %, спалюючи на рік $3,4 \cdot 10^6$ т вугілля з високим вмістом золи (35-40 %), викидає до атмосфери близько $1,3 \cdot 10^5$ т/рік. ^{222}Rn не

уловлюється діючими очисними спорудами, його викид складає близько 60 ГБк на 12 Вт електроенергії на рік. Особливо високий рівень радіації в зоні випадіння зольного пилу – 10-50 км від димової труби.

Основними джерелами додаткового опромінювання населення, яке мешкає біля ТЕЦ, котра працює на вугіллі, є: інгаляційні надходження під час проходження шлейфу викиду, інгаляційне та пероральне надходження до організму людини радіонуклідів, які відклалися на поверхні Землі, зовнішнє випромінювання.

Іноді зольний пил використовується як добавка до цементу та бетону (за масою до 4/5), як добрива та добавка, яка поліпшує структуру ґрунту в сільському господарстві. Все це призводить до збільшення радіаційного опромінювання.

Видобуток фосфатів. Більшість фосфатних родовищ містить уран в достатньо високій концентрації, який переходить у фосфорні добрива. Суперфосфати містять підвищену кількість урану. Потрапляючи до ґрунту, він накопичується у верхньому шарі ґрунту, на глибині 23-46 см він вже не спостерігається. З часом можуть бути досягнуті високі концентрації U. Таким чином в Англії, де суперфосфат використовують з 1889 р. концентрація U у ґрунті досягла 1,3 кг/га.

Окрім U, фосфорні добрива містять ізотопи Th, Ra, Pb. Але СНД пощастило, тому що апатити Кольського півострова уявляють собою саму чисту в світі фосфорну речовину. В США урану в фосфорних рудах міститься до 100 мг/кг. Це одне з найвищих концентраційних значень.

Радіоактивне забруднення ґрунтів зростає, якщо добрива вносять до землі в рідкому вигляді або речовини, які містять фосфати, згодують худобі у вигляді харчової добавки. В останньому випадку відбувається радіаційне забруднення м'яса та молока.

Світовий видобуток фосфатних руд складає $\approx 1,3 \cdot 10^8$ т/р. В таблиці 3 наведені дані про вміст ПР у фосфатних рудах та фосфатних добривах різноманітного типу в деяких країнах.

Побічні продукти фосфатної промисловості: фосфогіпс та кальцій-силікатний шлак використовується в якості заповнювачів в будівельній промисловості.

Питома активність природних радіонуклідів у фосфатних добривах, Бк/кг

Тип добрива	Країна	Питома активність природних радіонуклідів, Бк/кг						
		²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th	⁴⁰ K
Фосфати з обробленої породи								
Апатити	СНД	-	-	30	25	30	60	100
Фосфорити	СНД	-	-	390	380	480	25	230
Добрива з однокомпонентних фосфатів								
Суперфосфат	СНД	-	-	110	300	150	44	120
	ФРГ	520	-	520	-	-	15	140
	США	740	760	790	-	-	20	-
Потрійний суперфосфат	ФРГ	800	-	230	-	-	44	52
	США	2100	1800	780	-	-	48	-
Азотно-фосфорно-калієві добрива								
	ФРГ	440	-	270	-	-	15	3200
	СРСР	-	-	9	15	20	54	1200
	Бельгія	470	-	210	-	-	213	5900

Термальні водойми. Багато природних джерел збагачені сполуками радію та радону. Подібні води використовуються у лікувальних цілях, так звані радонові ванни.

При використанні підземних джерел питного водопостачання з підвищеною концентрацією ПР річна доза може зрости та досягнути 20 мкЗв/рік. Концентрація Rn у воді різних джерел коливається від 1 до 10⁶ пКі/л. В ґрунтових водах: 10²-10⁴ пКі/л, в озерах та річках 3-10 пКі/л. При використанні цих вод для купання та пиття можливо отримати додаткове опромінення, інколи значне. При питті мінеральних вод основна доза буде падати на епітелій ШКТ. Кип'ятіння води повністю звільняє її від радону.

Завдання для самоперевірки

1. ЯКИЙ РАДІОНУКЛІД РАДОНУ НАЗІВАЄТЬСЯ ТОРОН

А. ²²²Rn

Б. ²²⁰Rn

2. ВКАЖІТЬ ДЖЕРЕЛА ПОТРАПЛЯННЯ РАДОНУ У ПОВІТРЯ ПРИМІЩЕННЯ

- А. атмосферне повітря
- Б. ґрунт під будівлею
- В. холодна вода
- Г. гаряча вода
- Д. будівельні матеріали неорганічного походження
- Є. будівельні матеріали органічного походження

3. РІВЕНЬ НЕПРОФЕСІЙНОЇ ЕКСПОЗИЦІЇ СКЛАДАЄ, РРМ/РІК

- А. 2,5
- Б. 0,01
- В. 0,2
- Г. 4,8
- Д. 0,8

4. ЗА ЯКИМ РІВНЯННЯМ МОЖНА РОЗРАХУВАТИ ЛЕГЕНЕВУ ДОЗУ ОПРОМІНЕННЯ У ВЕНТИЛЬОВАНОМУ ПРИМІЩЕННІ?

- А. $D_{Rn-220} = 6,6 \cdot 10^{15} C_{Rn-220}, \text{ бер} \cdot \text{рік}^{-1}$
- Б. $D_{Rn-222} = 5 \cdot 10^{14} C_{Rn-222}, \text{ бер} \cdot \text{рік}^{-1}$

Розділ 6

Джерела радіоактивності, які використовуються в медицині. Аварійні ситуації на АЕС

Теоретична частина

Основний внесок в дозу, яку отримують від техногенних джерел радіації, вносять медичні процедури і методи лікування, пов'язані із застосуванням радіоактивності. Радіація використовується в медицині в діагностичних цілях і для лікування. Найпоширенішим є рентгенівський апарат. Близько половини рентгенологічних обстежень припадає на частку грудної клітки, потім на живіт і голову. Оцінити середню дозу, що отримано населенням практично неможливо. За усереднене значення можна вважати середню ефективну еквівалентну дозу, що отримано від всіх джерел опромінювання в медицині в промислово розвинених країнах, рівну ~ 1 мЗв на кожного мешканця, тобто приблизно половину середньої дози від природних джерел.

Для оцінки наслідків медичних обстежень використовують поняття **генетично значущої еквівалентної дози** або (ГЗД). Величина ГЗД визначається двома чинниками:

- вірогідністю того, що пацієнт надалі матиме дітей. Це визначається його віком;
- дозою опромінювання статевих залоз.

Рентгенодіагностика. НКДАР ООН позначив, що дози, отримані певним органом людини в результаті рентгенодіагностики, можуть коливатися від декількох мрад до десятків рад. Як приклад можна привести величини доз, які отримані при проведенні наступних досліджень:

- флюорографія 0,6 рад
- рентгенографія зубів 3 рад
- рентгенографія шлунку 30 рад.

Для порівняння можна привести величину разової дози при променевої терапії – 200 бер протягом 2-3 хвилин.

Часто дози при рентген-обстеженні завищено в результаті опромінювання вдвічі більшої поверхні, чим це необхідно, із-за незадовільного стану експлуатованого обладнання.

Радіонуклідна діагностика. Значно рідше ніж рентгенівське обстеження використовується радіонуклідна діагностика. В останній час широке впровадження препаратів на основі короткоживучих ізотопів (^{99}Tc замість ^{131}I) дозволило в десятки разів знизити навантаження на пацієнтів. Окрім того, для ^{99}Tc відсутнє накопичення в щитовидній залозі.

При традиційному використанні ^{131}I для лікування захворювань щитовидної залози йод майже повністю поглинається щитовидною залозою, однак деяка невелика його кількість циркулює в крові, здійснює загальне опромінення організму. Протягом курсу лікування організм опромінюється в дозі 15–20 рад. Обстеження хворих чітко показало, що при цих дозах не відбувається захворювання лейкемією. В нейрохірургії ^{131}I використовують для топічної діагностики внутрішньочерепних пухлин у людини та тварин. Для цих же цілей можливе використання позитронних випромінювачів ^{64}Cu , ^{74}As , які також інтенсивно відкладаються в пухлинних тканинах.

^{24}Na використовується для визначення швидкості кровотоку. За його допомогою було встановлено, що у здорових людей в стані покою швидкість кровотоку в малому колі кровообігу складає 5–6 секунд, а у великому – 11–13 секунд. При гіпертонії вони сповільнюються.

Радіонуклідна терапія – це лікування за допомогою радіонуклідів. На практиці використовуються наступні радіонукліди:

^{131}I – для лікування раку щитовидної залози;

^{89}Sr – раку кісної тканини;

^{32}P – раку шкіри.

В терапевтичній практиці їх використовують в якості джерел випромінювання при локальному лікуванні злоякісних пухлин. Методи опромінення можуть бути різноманітними: введення в порожнини тіла, накладання на хвору ділянку (аплікаційний метод), «замаслювання» пухлини та ін.

Ізотопи використовуються для виробництва малих потужностей енергії, наприклад, **в приладах для стабілізації ритму серця** при деяких серцевих захворюваннях. В квітні 1970 р. 58-річному парижанину було вжито перший серцевий генератор, що працює на атомній енергії. Для його роботи

необхідно лише 150–200 мг ^{238}Pu , до того ж гарантується його безперебійна робота протягом приблизно 10 років.

Аварійні ситуації на АЕС

Аварії на АЕС можуть бути двох основних видів.

Ядерні аварії. У плані екології серйозну небезпеку при аваріях представляє викид радіонуклідів в навколишнє середовище внаслідок руйнування ТВЕЛів. Найбільша кількість продуктів ділення виділяються в результаті розплавлення ядерного палива. Така ситуація може скластися, коли $k > 1$, тобто виникає неконтрольована реактивність. В цьому випадку відбувається ядерний вибух. За декілька хвилин в навколишнє середовище може бути викинута величезна кількість радіонуклідів. Неконтрольоване підвищення реактивності є наслідком несвоєчасного введення в активну зону поглинаючих стрижнів. При розплавленні ТВЕЛів випаровується понад 90 % Pu, Cs і I, а також більше 70 % Sr, Zr, Ba та окису урану. Всі продукти вивільняються у вигляді твердих частинок, за винятком деяких газів. Найбільш небезпечним є радіоїод зважаючи на його низьке значення ГДК.

Теплові вибухи. Особливу небезпеку представляють аварії, при яких продовжується виділення тепла з активної зони реактора після припинення ланцюгової реакції. Такі ситуації виникають при порушенні роботи системи охолодження. В цьому випадку навіть негайне припинення ланцюгової реакції не запобіжить аварії, оскільки теплове навантаження зберігатиметься ще якийсь час.

Аварія такого типу відбулася на Чорнобильській АЕС. Сумарний викид продуктів ділення склав від 63 кг до 50 т (за різними оцінками). Для порівняння відзначимо, що бомба, яка була скинута на Хіросіму дала тільки 740 г радіоактивної речовини.

Характеристика фаз розвитку аварій ядерного реактору, подібній аварії на ЧАЕС:

1) Період ранньої фази тривалістю від декількох годин до 1-2 місяці після аварії має наступні особливості:

– наявність у навколишньому середовищі короткоживучих радіонуклідів, разом з РБГ, які обумовлюють високий γ -фон;

– при значних викидах радію в ранній фазі аварії виділяється йодний період, протягом якого існує велика загроза потрапляння інгаляційно та з продуктами харчування ^{131}I до організму, що особливо небезпечно для дітей;

– поверхневе забруднення пасовищ, сінокосів, с/г-продукції.

2) Середня фаза аварії починається за 1-2 місяці та завершується за 1-2 роки після її початку. На цій фазі аварії в навколишньому середовищі уже відсутні по причині розпаду короткоживучі радіоізотопи I та Te , ^{140}Ba та ^{140}La , але в формуванні гамма-поля зростає роль ^{95}Zr , ^{95}Nb , $^{134, 136, 137}\text{Cs}$, ізотопів Ru та Ce .

Основними джерелами внутрішнього опромінення на середній фазі аварії є радіоізотопи цезію $^{134, 136, 137}\text{Cs}$ та стронцію $^{89, 90}\text{Sr}$, що потрапляють з продуктами харчування.

До кінця середньої фази основним джерелом зовнішнього γ -випромінювання є випадіння $^{134, 137}\text{Cs}$ на ґрунт, а внутрішнього – $^{134, 137}\text{Cs}$ та ^{90}Sr – в продуктах харчування.

3) Пізня фаза починається за 1-2 роки після початку аварії, коли основним джерелом зовнішнього опромінення є ^{137}Cs у випадіннях на ґрунт, а внутрішнього – ^{137}Cs та ^{90}Sr – в продуктах харчування.

Необхідно відмітити, що можливі такі типи аварій, при яких основними джерелами внутрішнього опромінення можуть бути, наприклад, тільки ^{90}Sr або T , або α -випромінювачі (^{210}Po , ^{241}Am , ^{226}Ra , ізотопи Pu та ін.).

В таблиці 4 наведена порівняльна характеристика радіоактивного забруднення при аваріях на АЕС та після ядерних вибухів.

Системи підвищення безпеки роботи АЕС. Враховуючи ці і інші обставини при конструюванні і будівництві реакторів застосовуються складні і надійні системи підвищення безпеки. Разом з цим реактори забезпечуються міцними протиаварійними оболонками. Створюють ешелоновані системи захисту – контейнмент, який може винести падіння бомби, літака, землетрус та інші стихійні лиха (рис. 7).

Ядерні реактори прагнуть розміщувати далеко від густонаселених районів і аеропортів. Остання обставина пов'язана з тим, що літаки найчастіше терплять аварію при зльоті та посадці.

**Порівняння радіоактивного забруднення місцевості при аварії на АЕС
та ядерному вибуху**

Явище	Аварії на АЕС	Ядерний вибух
Формування радіоактивного забруднення у часі	Викид з витіканням радіоактивних речовин з реактору до атмосфери з розподіленням їх в приземному шарі до 200-300 м від поверхні землі	Миттєве виділення радіоактивних речовин з їх перетвореннями протягом 7-10 хвилин в шарі атмосфери на висоті 10-20 км
Характеристика радіоактивного сліду	Неоднорідний розподіл щільності забруднення радіонуклідами в оточуючих регіонах	Забруднення місцевості у формі еліпсу з плавним зниженням його щільності по мірі віддалення від епіцентру (при наземному вибуху)
Ізотопний склад продуктів випадіння	Продукти ділення, збагачені газоподібним йодом, телуром та довго живучими ізотопами (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu)	Продукти ділення, в основному короткоживучі
Дисперсний склад продуктів ділення	Середній розмір радіоактивних частинок 1 мкм	Середній розмір радіоактивних частинок 200-400 мкм
Вторинне пилоутворення	Є джерелом радіоактивного зараження протягом тривалого періоду, особливо у перші місяці після аварії	Практично не уявляє небезпеки вже за кілька годин після вибуху (при повітряному вибуху)
Інтенсивність спаду загальної радіоактивності на місцевості після аварії (вибуху):		
- за 1 годину	у 2 рази	у $3 \cdot 10^3$ раз
- за 10 діб	у 8 раз	у $3 \cdot 10^6$ раз
- за 1 рік	у 560 раз	у $3 \cdot 10^8$ раз

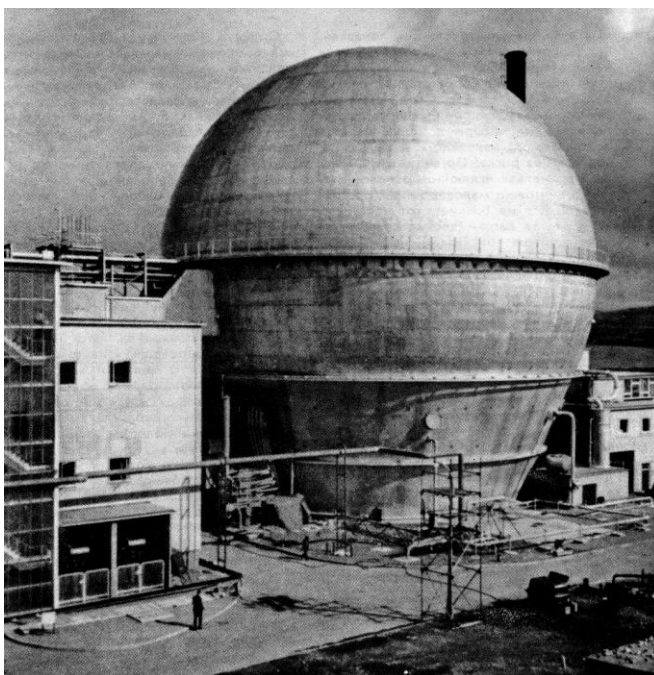


Рис. 7. Протиаварійна оболонка атомного реактора (Великобританія)

Всі АЕС забезпечують санітарно-захисною зоною. Розміри цієї зони для АЕС потужністю до 100 тис. кВт не менше 3 км, а понад 100 тис. кВт – 5 км до найближчих населених пунктів.

Завдання для самоперевірки

1. РАДІАЦІЯ ВИКОРИСТОВУЄТЬСЯ В МЕДИЦИНІ

- А. в діагностичних цілях
- Б. для лікування
- В. в діагностичних цілях та для лікування

2. ВЕЛИЧИНА МАКСИМАЛЬНОЇ РАЗОВОЇ ДОЗИ, ОТРИМАНОЇ ПРИ ПРОМЕНЕВІЙ ТЕРАПІЇ

- А. 0,5 Зв
- Б. 1,0 Зв
- В. 1,5 Зв
- Г. 2,0 Зв
- Д. 2,5 Зв

3. ПЕРЕВАГИ ВИКОРИСТАННЯ РАДІОНУКЛІДУ ^{99}Tc ПО ЗРІВНЯННЮ З ^{131}I В РАДІОНУКЛІДНІЙ ДІАГНОСТИЦІ

1. зменшення дозових навантажень
2. відсутність накопичення в косній тканині
3. відсутність накопичення в щитовидній залозі
4. відсутність косно-мозкового радіаційного синдрому

А. правильно 1, 2

Б. правильно 1, 3

В. правильно 2, 3

Г. правильно 2, 4

Д. правильно 3, 4

4. ДЛЯ ЗНИЖЕННЯ ДОЗОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ПАЦІЄНТА ПРИ РАДІОНУКЛІДНІЙ ДІАГНОСТИЦІ ЗДІЙСНЮЮТЬ ПЕРЕХІД ВІД ВИКОРИСТАННЯ НУКЛІДУ ^{131}I ДО НУКЛІДУ

А. ^{99}Mo

Б. ^{99}Tc

В. ^{64}Cu

Г. ^{24}Na

5. ХАРАКТЕРИСТИКА РАДІОАКТИВНОГО СЛІДУ ПРИ АВАРІЇ НА АЕС ТА ЯДЕРНОМУ ВИБУХУ

<u>Тип викиду</u>	<u>Формування радіоактивного забруднення в часі</u>	<u>Радіоактивний слід</u>
1. аварія на АЕС 2. ядерний вибух	А. тривалий розподіл радіоактивних речовин в шарі атмосфери товщиною 200-300 м над поверхнею землі Б. миттєве виділення радіоактивних речовин в шарі атмосфери на висоті 10-20 км	І. в формі еліпсу з поступовим зниженням щільності забруднення при віддаленні від центру ІІ. в формі круга ІІІ. неоднорідний розподіл щільності забруднення

Розділ 7

Кругообіг штучних радіоізотопів у зовнішньому середовищі. Дискримінанти радіонуклідів

Теоретична частина

Забруднення радіонуклідами після ядерного вибуху

Безпосередньо після завершення ядерної реакції до моменту часу 10^{-7} с від її початку, енергія, що виділилася, зосереджується у вельми обмеженій масі і об'ємі (1 т і 1 м^3). Температура та тиск при цьому досягають колосальних величин ≈ 10 млн. градусів і млрд. атм. Під дією високого тиску в навколишньому середовищі виникає сильна **ударна хвиля**. Ядерний вибух також породжує **проникаючу радіацію** – потоки γ -квантів і нейтронів, які розповсюджуються в повітрі на багато сотень метрів. 50 % енергії витрачається у вигляді вибухової хвилі, 35 % – теплового випромінювання і 15 % – іонізуючої радіації.

Хмара, що утворюється, в поперечнику досягає сотні метрів. Через хвилину вона підіймається на висоту 4 км, а через 10 хв. – 10 км. Залучені в кулю речовини досить швидко випаровуються і перемішуються. Важкі частинки осідають відразу в місці вибуху. Якщо ж потужність вибуху була велика і куля знаходиться високо над землею, то осідання відбувається повільніше. Таким чином кількість радіоактивних випадінь поблизу місця вибуху залежить від потужності вибуху і висоти над поверхнею землі. 90 % радіоактивних речовин міститься в капелюшку і 10% в його ніжці. Надалі хмара, що містить продукти ядерних реакцій, розноситься вітрами на відстані десятки і сотні км.

Продукти ділення ядер випускають γ -кванти і електрони. Під їх дією відбувається радіоактивне забруднення місцевості в області сліду хмари, що є найнебезпечнішим наслідком ядерного вибуху. 1/3 радіації вивільняється протягом декількох секунд після вибуху. 2/3 радіації утворюється при розпаді продуктів ділення, що може продовжуватися тривалий час.

Особливо небезпечні вибухи на малій висоті, коли вогненна куля торкається поверхні землі. Вгору здіймається величезний стовп пилу і землі, а радіоактивні продукти згодом випадають

разом з пилом. Якщо тільки 5 % енергії вибуху 1 Мт бомби витрачено на випаровування піску, з яким стикається вогненна куля, то в нього буде залучено $\approx 2 \cdot 10^4$ т породи. Концентрація радіоактивних частинок в результаті наземного ядерного вибуху навіть на великих відстанях від місця їх утворення може досягати 10^2 – 10^3 частинок в 1 м^3 і більше.

Ізотопний склад частинок:

а) ізотопи, які швидко розпадаються в часі: ^{141}Ce , ^{140}Ba , ^{131}I , ^{95}Zr , ^{89}Sr ;

б) ізотопи, кількість яких наростає в часі: ^{144}Ce , ^{144}Pr , ^{106}Ru , ^{106}Rb , ^{147}Pm , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{90}Y .

Утворення радіоактивних частинок відбувається багатьма шляхами. Це:

I шлях – процес ділення;

II шлях – виникнення наведених радіоізотопів;

III шлях – виникнення ізотопів при взаємодії нейтронів з елементами атмосфери, води, ґрунту.

Початкова суміш продуктів ділення містить більше 200 ізотопів 35 елементів. Більшість з них має малий період напіврозпаду $T_{1/2}$.

Ізотопи, які обумовлюють основну частку опромінювання, наведено в таблиці 5.

Таблиця 5

Основні ізотопи ядерного вибуху

Ізотопи (шлях утворення)	$T_{1/2}$	Кількість активності, Кі/Мт
^{239}Pu (II шлях)	$2,4 \cdot 10^4$ років	$3,6 \cdot 10^3$
^{90}Sr (I шлях)	28 років	$1 \cdot 10^5$
^{89}Sr (I шлях)	51 день	$1,7 \cdot 10^7$
^{137}Cs (I шлях)	27 років	$1,4 \cdot 10^5$
^{131}I (I шлях)	8 днів	$7,3 \cdot 10^7$
^{95}Zr (I шлях)	64 дні	-
^{14}C (III шлях)	5600 років	$2,2 \cdot 10^3$
^{45}Ca (III шлях)	152 дні	$4,7 \cdot 10^7$
^{55}Fe (III шлях)	2,9 року	$1,7 \cdot 10^7$

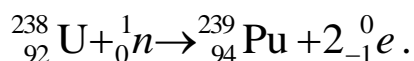
Частинки, що утворюються при вибухах потужністю менше 100 кт, залишаються в тропосфері, а при вибухах потужністю більше 500 кт – повністю проникають в стратосферу. У тропосфері частинки затримуються декілька тижнів, а в

стратосфері – багато місяців до декількох років. Розмір частинок, що потрапляють в тропосферу 10 – 100 мкм, а в стратосферу – менше 10 мкм. Частинки з діаметром більше 0,1 мм випадають протягом доби поблизу місця вибуху.

На території, де радіоактивні випадіння найбільш небезпечні, радіоактивні частинки видно неозброєним оком. Японські рибачки, що піддалися дії радіоактивних осадів на судні, що знаходилося в 130 км від місця вибуху потужної термоядерної бомби в березні 1954 р., свідчили, що радіоактивні випадіння білого пилу нагадували сніг, що покривав палубу шаром 35–85 г пилу на 1 м². Радіоактивні випадіння були агломеровані в гранули розміром 300 мкм.

Короткоживучих ізотопи ⁸⁹Sr та ¹³¹I грають роль тільки в тропосферних випадіннях, де вони не встигають розпастися. Ізотопи відкладаються на листях рослин, звідки переходять в харчові продукти. При відкладенні цих ізотопів на ґрунт небезпека від їх дії зменшується, оскільки їх період напіврозпаду менше вегетаційного періоду рослин.

Ізотоп ²³⁹Pu відноситься до наведених радіоізотопів, що утворюються при захопленні нейтрона ²³⁵U за реакцією:



Хоча плутоній утворюється у великих кількостях і присутній протягом довгого часу, проте саме із-за його великого $T_{1/2}$ він не представляє великого біологічного значення.

Ізотоп ¹⁴C. Цей ізотоп знаходиться в рівновазі з ізотопом ¹²C. Ця ситуація залишалася незмінною щонайменше 15000 років аж до 1954 р., коли почалися випробування ядерної зброї, що привело до утворення додаткових кількостей ¹⁴C і істотного зрушення рівноваги. Ізотоп ¹⁴C виникає при взаємодії атмосферного азоту з нейтронами за ядерною реакцією ${}_{7}^{14}\text{N} + {}_0^1n \rightarrow {}_{6}^{14}\text{C} + {}_{1}^1\text{H}$ в кількості $3,2 \cdot 10^{23}$ атомів ¹⁴C на 1 кг вибуху. В результаті проведення ядерних випробувань кількість ¹⁴C в атмосфері збільшилася удвічі. $T_{1/2}$ ¹⁴C дорівнює 5600 років, тому цей ізотоп залишатиметься джерелом радіоактивного випромінювання, хоча і з низькою потужністю дози, ще впродовж 11000 років і торкнеться 300 поколінь людей.

Коли вибух проводиться близько від поверхні землі, нейтрони вступають у взаємодію з компонентами ґрунту, найчастіше при цьому утворюються радіоізотопи ^{45}Ca і ^{55}Fe .

При наземному вибуху на силікатних ґрунтах розчинність радіоактивних продуктів в біологічному середовищі складає 2 %, а при вибухах на карбонатних ґрунтах – (50-100) %. З урахуванням сорбції окремих радіонуклідів в кров можуть всмоктуватися продукти вибуху з часток силікатів до доль %, з часток карбонатів – (15-25) %.

Забруднення верхнього шару ґрунту

Поверхнєве забруднення ґрунту існує відносно недовго, протягом декількох тижнів радіонукліди починають проникати углиб ґрунту – утворюється об'ємне зараження глибиною декілька см. У верхньому шарі ґрунту (5–6 см) міститься близько 80–95 % всій активності.

Ізотоп ^{90}Sr . В цілях скорочення надходження ^{90}Sr і інших радіонуклідів в організм людини і тварин необхідно знижувати інтенсивність їх залучення до біологічного кругообігу через рослини. Ізотопи переводять глибокою оранкою в нижні шари ґрунтового шару, до яких не доходить коренева система рослин. Наприклад, на глибині 25–30 см ^{90}Sr сильно не впливатиме на життя рослин. Застосування деяких органічних добрив і вапняку знижує надходження в рослини ^{90}Sr . Азотні ж добрива, навпаки, сприяють накопиченню ^{90}Sr в рослинах. Надходження ^{90}Sr в рослини з водних розчинів відбувається інтенсивніше, ніж з ґрунту.

Ізотоп ^{137}Cs . Другим по небезпеці ізотопом, що накопичується в ґрунтах, є ^{137}Cs . Цей ізотоп сильно сорбується мінералами ґрунту. Ємкість сорбції залежить від фізико-хімічного стану ґрунту. Проілюструвати це можна наступним прикладом. Після Чорнобильської катастрофи найбільш інтенсивному радіоактивному забрудненню піддалися райони Білорусько-Українського Полісся. Ґрунти цих місць дерново-підзолисті і торф'яно-болотисті містять мало мінералів, які фіксують ^{137}Cs , що визначило інтенсивнішу його міграцію в рослини через кореневу систему. Проведені дослідження показали, що в раціонах харчування населення цих районів вміст

^{137}Cs був в кілька разів вище, чим в центральних, менш забруднених районах.

Методи зменшення рівня радіоактивного забруднення продуктів харчування:

- очищення овочів від шкірки;
- вимочування в лимонній або оцтовій кислоті;
- відварювання в підсоленій воді;
- виготовлення з забрудненого молока продуктів тривалого зберігання: сиру, масла, молока згущеного

Радіоактивне забруднення водних джерел

Рівень радіоактивного забруднення водних джерел залежить від кількості опадів, кількості дощових вод, що стікають в джерело, об'єму джерела, часу переходу води до споживача, швидкості дезактивації. Перед дезактивацією води проводять осадження зважених часток, адсорбцію радіоізотопів на цих зважених частках. Дезактивація включає: коагуляцію, хлорування і фільтрацію, що призводить до видалення 70-80 % радіоактивності. Ефективність очищення можна збільшити до 99,9 %, якщо підключити метод іонного обміну.

Радіоактивне забруднення продуктів харчування

Хліб не представляє великої небезпеки при його вживанні після радіоактивного зараження, оскільки із зерна, забрудненого на кореню в стиглому стані, переходить в хліб навіть з муки грубого помелу 10-15 % радіоактивних речовин. Крім того, через проміжок часу, необхідного на збір зерна, обмолот, помел, значна частка радіоактивних продуктів розпадається. Вже через сім діб радіоактивність хліба буде більш ніж в сто разів нижче за початкове забруднення зерна.

Овочі. Найбільш забруднені ті овочі, які зростають над ґрунтом: зелень, капуста, огірки і так далі. Коренеплоди, що знаходяться під шаром ґрунту, практично не забруднюються продуктами вибуху.

З поверхні овочів і фруктів радіоактивний пил ефективно віддаляється при їх мийці. Рівень радіоактивності при цьому знижується в 50-100 разів. Відварювання зменшує вміст

радіонуклідів на 30-50 %. Овочі необхідно очищувати від шкірки, це зменшує активність від ^{137}Cs при відварюванні на 30-40 %. Для виведення радіонуклідів з овочів, зокрема, ягід, рекомендується їх вимочування в лимонній кислоті.

М'ясо. Споживання м'яса не може створити небезпечних дозових навантажень у людей, оскільки основні ізотопи, що поступають в м'ясо, тобто м'язову тканину, це ^{132}Te і ^{99}Mo , які відносно рівномірно розподіляються в організмі людей і швидко виводяться. Субпродукти: нирки, печінка, вим'я, легені концентрують радіонукліди набагато сильніше, ніж м'ясо (\approx до 90 %).

Перед приготуванням м'ясо необхідно вимочити в розбавленій оцтовій кислоті протягом 2 годин. Відварювання м'яса зменшує вміст ^{137}Cs на 50 %, а ^{90}Sr – на 60 %. Відварювання риби зменшує вміст ^{137}Cs на 40 %. Відварювання необхідно проводити в підсоленій воді. Не рекомендується смажити м'ясо і рибу. Під час смажіння на поверхні утворюється скориночка, яка перешкоджає виведенню шкідливих речовин.

У кістках тварин відкладається значна кількість ^{89}Sr і ^{140}Ba , тому кістковий бульйон краще не вживати, або робити його вторинним.

Яйця. Не рекомендується в заражених районах їсти варені яйця, оскільки в шкаралупі накопичується ^{90}Sr , який при варці переходить в білок.

Молоко представляє найбільшу небезпеку. При вживанні забрудненого молока в щитовидній залозі людей відкладається 25-30 % кількості ізотопів радіойоду ^{131}I , тому вона може піддаватися дії великих доз випромінювання ізотопами йоду. Враховуючи, що у дітей вага щитовидної залози в 10 разів менша, ніж у дорослого, а кількість споживаного молока більша, тканинні дози опромінювання цього органу досягають декількох тисяч рад. Окрім радіойоду заражене молоко містить ізотопи ^{90}Sr і ^{137}Cs .

Як метод захисту можна рекомендувати відмову від вживання свіжого молока, заміну його концентрованим, згущеним або сухим і проведення йодної профілактики. Прийом пігулок КІ забезпечує різке зменшення (у 50-100 разів) надходження радіоактивних ізотопів йоду в щитовидну залозу і прискорення виведення його з організму.

Забруднене молоко не повинне знищуватися. З нього можна виготовити молочні продукти тривалого зберігання: сир, масло, молоко згущене. Деконтамінація, таким чином, здійснюється при зберіганні, а не обробці. Перехід ^{131}I в ці молокопродукти коливається від 0,2-3,5 % (масло) до 16 % (вершки). Наприклад, при переробці молока після Чорнобильської аварії в молокопродукти їх активність знижувалася в 2,5-3,0 рази. При переробці в масло очищення склало 98 %, у сир – 90 %, у творог – 75 %.

Необхідно відзначити, що при вибухах на карбонатних ґрунтах радіоактивність молока і вміст в ньому ^{131}I в 5 разів вище, ніж при вибухах на силікатних ґрунтах.

Поведінка окремих радіонуклідів

Розглянемо окремі радіонукліди, що мають найбільший внесок у внутрішнє опромінювання.

Ізотоп ^{90}Sr . Загальне опромінювання від ^{90}Sr – основний фактор при оцінці небезпеки забруднення продуктами ділення. ^{90}Sr має тривалий період напіврозпаду і значний період напіввиведення (≈ 300 років). У зв'язку з цим концентрація цього радіоізоотопу в тілі людини зростає, і він виявляється в організмі протягом всього його життя. ^{90}Sr надає соматичні пошкодження. Оскільки стронцій за хімічними властивостями подібний до кальцію, то разом з ним він відкладається в кістках людини і тварин.

^{90}Sr міститься в багатьох харчових продуктах: молоці, свіжих овочах, коренеплодах, хлібобулочних виробах, борошні, свіжих фруктах, картоплі, м'ясі (продукти приведені по убутанню в них активності). Хімічна схожість стронцію і кальцію призводить до того, що ^{90}Sr виявляється домішеним до кальцію при пересуванні по харчовим ланцюгам. Тому кількість стронцію зручно виражати в стронцієвих одиницях – це кількість стронцію-90 на грам кальцію.

Кількість ^{90}Sr в молоці можна оцінити за емпіричною формулою:

$$\left[\begin{array}{c} \text{середній} \\ \text{вміст } ^{90}\text{Sr} \\ \text{в молоці,} \\ \text{пКі/л} \end{array} \right] = A \left[\begin{array}{c} \text{середнє сумарне} \\ \text{накопичення } ^{90}\text{Sr} \\ \text{в ґрунтах,} \\ \text{мКі/км}^2 \end{array} \right] + B \left[\begin{array}{c} \text{середнє випадіння} \\ ^{90}\text{Sr} \text{ за попередній} \\ \text{місяць,} \\ \text{мКі/км}^2 \end{array} \right],$$

ґрунтовий канал листове відкладення
надходження ^{90}Sr ^{90}Sr

де: A і B – експериментальні постійні.

Від 50 до 83 % ^{90}Sr потрапляє в молоко через ґрунтовий канал. Продукти, отримані з молока, чистіше за саме молоко. Cs і Sr у сирі менше на 70 %, у сметані – на 80 %, а вершки і масло майже чисті.

Ізотоп ^{137}Cs міцно фіксується в ґрунтах, тому надходження його в продукти і організм людини обумовлено відкладенням на наземні частини рослин. Один з основних постачальників ^{137}Cs в організм людини – молоко. Оскільки період напіввиведення ^{137}Cs відносно невеликий (близько 100 днів), то вже через декілька періодів встановлюється приблизна рівновага між його вмістом в організмі і надходженням ззовні.

Ізотоп ^{14}C . Середня тривалість життя ізотопу ^{14}C дорівнює 8000 років, тому незначне збільшення радіоактивності від кількості ^{14}C , що додалася, розтягується на багато поколінь. Ізотоп ^{14}C надає вплив на генний апарат людини, по-перше, внаслідок тривалості дії; по-друге в результаті його входження разом з ^{12}C до складу молекул генів.

Дискримінанти радіонуклідів

Дискримінанти радіонуклідів – це речовини або комплекс речовин, призначені для вилучення радіоактивних часток з різних субстанцій або нівеляції їх дії на навколишнє середовище.

Види дискримінації радіонуклідів.

- 1) ізотопне розбавлення;
- 2) введення імплантантів;
- 3) обробка активною хімічною сполукою;
- 4) сорбція хімічно активними агентами.

Типовими імплантантами є титанати барію, калію; активними хімічними сполуками – гідроксиди кальцію з великою питомою поверхнею та сахарати Са; хімічними сорбентами – ниткоподібні кристали титанатів лужних металів ($\text{K}_2\text{TiP}_5\text{O}_{18}$). Для

дискримінації радіонуклідів в ґрунті використовують меліоранти на основі $\text{Ca}(\text{OH})_2$ з великою питомою поверхнею (до $15 \text{ м}^2/\text{г}$). Дискримінація в рослинних кормах для харчування худоби проводиться кормовою добавкою, що містить високоактивні компоненти: CaCO_3 , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, сахарати Са.

Завдання для самоперевірки

1. **ОБОВ'ЯЗКОВИМ ПРОНИКНЕННЯМ ВИНΙΚАЮЧИХ РАДІОНУКЛІДІВ ДО СТРАТОСФЕРИ СУПРОВОДЖУЄТЬСЯ**

- А. ядерний вибух
- Б. аварія на атомній установці
- В. аварія на АЕС
- Г. всі види викидів радіонуклідів

2. **ХАРАКТЕРИСТИКА ТРОПОСФЕРНОГО ЦИКЛУ – ПЕРІОД ПОЛОВИННОГО ОСІДАННЯ ДОРІВНЮЄ ЧАСУ, НЕОБХІДНОМУ ДЛЯ**

- А. осідання часток хмари на половину висоти його підйому
- Б. осідання половини кількості радіоактивних продуктів
- В. осідання половини кількості радіоактивних продуктів певного ступеню дисперсності

3. **ОСНОВНИМ ФАКТОРОМ, ЩО ВИЗНАЧАЄ МІГРАЦІЮ РАДІОНУКЛІДІВ В ВОДІ, Є**

- А. седиментація
- Б. розбавлення
- В. сорбція дном
- Г. сорбція тканинами гідробіонтів

4. **СТУПІНЬ НАКОПИЧЕННЯ ДНОМ РАДІОНУКЛІДІВ ОСОБО ВИСОКА ДЛЯ ДНА**

- А. піщаного
- Б. мулового
- В. кам'яного

5. У ВОДОЙМАХ ІЗ ЛУЖНОЮ РЕАКЦІЄЮ РАДІОНУКЛІДИ РІДКОЗЕМЕЛЬНИХ ЕЛЕМЕНТІВ (Y, Zr, La, Pr)

А. випадають в осадок із води

Б. знаходяться у воді у виді крупнодисперсних колоїдів

В. інтенсивно поглинаються донними відкладеннями

Г. інтенсивно поглинаються тканинами гідробіонтів

6. ДНО ВОДОЙМИЩА Є ДЕПО ДЛЯ РАДІОНУКЛІДІВ

А. короткоживучих

Б. довгоживучих

В. всіх, незалежно від величини періоду напіврозпаду

7. УЛАМКОВІ ПРОДУКТИ ДІЛЕННЯ УРАНУ

А. міцно фіксуються верхнім шаром ґрунту (до 5 см)

Б. рівномірно розподіляються в ґрунтовому шарі товщиною до 15 см (кореневий шар)

В. нерівномірно проникають в нижні ґрунтові шари

8. РУХЛИВИМИ РАДІОІЗОТОПАМИ У ҐРУНТІ Є

А. які знаходяться у ґрунтовому розчині

Б. обмінні іони на поверхні мінеральних часток

В. обмінні іони на поверхні органічних часток

Г. які входять до складу нерозчинних сполук

9. ПЕРЕХІД РАДІОІЗОТОПІВ ІЗ ОБМІННОЇ ФОРМИ ДО НЕОБМІННОЇ ПОВ'ЯЗАНО З ВКЛЮЧЕННЯМ В КРИСТАЛІЧНУ РЕШІТКУ

А. хлоридів

Б. фосфатів

В. сульфатів

Г. нітратів

Д. карбонатів

Є. бромідів

Розділ 8

Відносна біологічна ефективність іонізуючих випромінювань. Генетична дія іонізуючого випромінювання. Соматичні мутації

Теоретична частина

Відносна біологічна ефективність іонізуючих випромінювань

Радіочутливість відображає здатність живого об'єкта відповідати тією чи іншою реакцією на вплив іонізуючого випромінювання. Протилежне поняття – *радіорезистентність*. Радіочутливість виражається в одиницях поглинутої енергії, яка здатна викликати спостережувану реакцію у певного відсотка популяції. Кількісною характеристикою радіочутливості є доза радіації, яка викликає загибель половини об'єктів, опромінених протягом 30 діб після опромінення (летальна доза – ЛД_{50/30}). У таблиці 6 показано ряд прикладів радіочутливості організмів згідно з величиною ЛД₅₀. З наведених даних очевидно, що чим складніша організація, тим менше організм протистоїть дії іонізуючого

Таблиця 6

Радіочутливість організмів

Тип	ЛД ₅₀ , Гр	Середня величина ЛД ₅₀
Найпростіші Бактеріофаги Віруси Бактерії	220 – 8400 } 62 – 4600 } 17 – 3500 }	3300
Рослини Водорості Лишайники Покритонасінні Голонасінні	300 – 1700 } 5000 – 10000 } 10 – 1500 } 4 – 150 }	7500 400
Безхребетні Хробаки Комахи Молюски	500 – 1600 } 580 – 2000 } 120 – 200 }	900

Хребетні Рептилії Амфібії Риби Птахи	15-500 7 – 30 6 – 55 6 – 14	250 20
Ссавці Дрібні Великі	8 – 15 1,5 – 2,7	6
Людина	2,5	2,5

випромінювання, тим менше величина ЛД_{50/30}. Найбільш радіостійкі форми живих організмів знаходяться серед одноклітинних вірусів і фагів. В якості прикладу вкрай низької радіочутливості можна привести бактерії, виявлені у каналі американського ядерного реактора, де потужність дози досягала 10 млн рад/добу. В цих умовах вони не тільки жили, але і розмножувалися, прекрасно себе почували, за що і були названі радіостійкий мікрококк.

До числа найбільш радіочутливих компонентів природних біогеоценозів належать деревні рослини, особливо хвойні породи, близькі за радіочутливістю до людини і ссавців. Трав'янисті рослини менш радіочутливі, ніж деревні. Мохи, лишайники та ґрунтові гриби характеризуються низькою радіочутливістю. На біогеоценотичному рівні найважливішою первинною реакцією на радіацію є селективне пригнічення та загибель (при досить високій дозі) найбільш радіочутливих рослин і тварин.

На рис. 8 представлені межі радіочутливості різних класів живих організмів. Чим вище на еволюційних сходах стоять організми, тим вони радіочутливіші і тим більш вузькі діапазони радіочутливості у окремих представників даного класу.

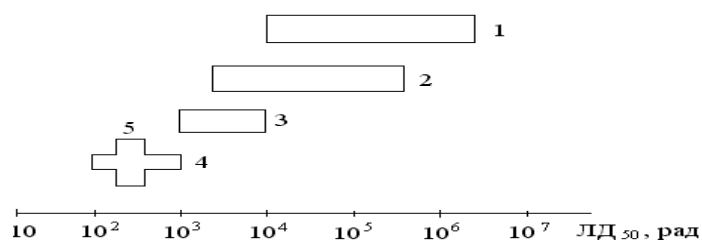


Рис. 8. Радіочутливість різних організмів: 1 – мікроорганізми; 2 – рослини; 3 – холоднокровні тварини; 4 – теплокровні тварини; 5 – людина

Слід підкреслити, що існує певна закономірність між видом тварини і його радіочутливістю. А саме: радіочутливість ссавців до інкорпорованих радіонуклідів (тобто відкладених в певному органі і які надають внутрішнє опромінення) значно зростає при переході від дрібних тварин до великих і до людини, наприклад, у ряді щур→собака→людина. Це зумовлено: а) інтенсивністю обмінних процесів, яка вище у дрібних тварин; б) відмінностями в розмірах ШКТ (довжина ШКТ більше у великих тварин); в) швидкістю руху по ШКТ харчової грудки і швидкістю виведення радіонуклідів з організму; г) чутливістю до пролонгованого опромінення, характерного для внутрішнього зараження радіонуклідами; д) швидкістю оновлення клітинних популяцій у розглянутих видів тварин і людини.

Насправді, еквівалентні кількості радіонуклідів створюють в органах і тканинах великих біологічних об'єктів у 2–7 разів більшу поглинену дозу ($D_{\text{погл.}}$), ніж у дрібних тварин. Це необхідно враховувати при проведенні радіобіологічних досліджень. Так, $D_{\text{погл.}}$ у експериментальних тварин (собак, щурів, кроликів, мишей) зазвичай менше в 2 рази, ніж у людини при однаковій кількості введеного нукліда. Висока швидкість обмінних процесів знижує радіочутливість організму.

Підкреслимо, що ступінь радіочутливості сильно варіює в межах одного виду (індивідуальна радіочутливість). А для даного індивідуума залежить також від статі та віку (рис.). Радіочутливість в перші 2–3 тижні після народження різко підвищується, а потім знижується, виходить на плато в зрілому стані і знову підвищується в останній період життя.

В одному організмі радіочутливість різних тканин і клітин дуже сильно розрізняється. Вперше це було зазначено в 1906 р. французькими дослідниками В. Бергоньє і Л. Трибондо. Вони сформулювали закономірність, названу правилом Бергоньє і Трибондо: клітини тим більше радіочутливі, чим більша в них здатність до розмноження і чим менш виразно виражені їх морфологія (будова і форма) і функція (диференціація).

Звідси випливає ряд практичних висновків. Клітини найбільш радіочутливі в період ділення, при опроміненні уражаються в перш за все зростаючі тканини. Це робить опромінення найбільш небезпечним для дітей і вагітних жінок. На цьому ж базується і радіотерапія пухлин – зростаюча тканина

пухлини гине при опроміненні в дозах, які менше пошкоджують навколишні нормальні тканини. При підвищеній функціональній працездатності органа або тканини їх радіочутливість збільшується, наприклад, молочної залози в період лактації. У порядку зменшення чутливості до дії іонізуючого випромінювання найбільш радіочутливі тканини можна розташувати в ряд: лімфатична тканина > лімфатичні вузли > селезінка > виличкова залоза > кістковий мозок > зародкові клітини. М'язова, нервова, кісткова тканини відносяться до радіорезистентних. Доза 0,002 Гр щодня викликає зміни в крові. Велика чутливість кровотворних органів і клітин крові до радіації лежить в основі визначення характеру променевої хвороби.

Смертельні дози для окремих частин тіла наступні, рад: голова – 2000; нижня частина живота – 3000; верхня частина живота – 5000; грудна клітка – 10000; кінцівки – 20000. Поглинена доза випромінювання, що викликає ураження окремих частин тіла, а потім смерть, перевищує смертельну поглинену дозу опромінення всього тіла.

Всі розглянуті особливості визначають ВБЕ – відносну біологічну ефективність випромінювання.

Генетична дія іонізуючих випромінювань

Раніше розглядався вплив іонізуючого випромінювання на клітину. Найбільш важливо порушення нормального ходу мітозу і виникнення хромосомних перебудов, що обумовлюють появу мутацій. *Мутації* – це раптові, природні або викликані штучно зміни спадкових властивостей організмів, що змінюють їх морфологічні і фізіологічно-поведінкові ознаки. Мутації змінюють всі наступні клітинні покоління. Таким чином, генетична дія іонізуючих випромінювань або радіаційний мутагенез і полягає у виникненні мутацій при опроміненні організмів.

Основні ознаки людини передаються від покоління до покоління через хромосоми. Клітини людини містять 46 хромосом, половина з яких материнські, а половина – батьківські. Успадковані ознаки передаються за допомогою компонентів хромосом – генів. У 46 хромосомах містяться близько 104 генів. Відповідно до рівнів носіїв генетичної інформації мутації

поділяють на хромосомні, генні і геномні. В основі генетичних ефектів опромінення лежать пошкодження яєчників і сім'яників, тобто клітинних структур, які обумовлюють спадковість.

Генетичний ефект іонізуючих випромінювань наглядно демонструється зрушенням в співвідношенні статей в потомстві батьків, які зазнали опромінення. Так, у опромінених жінок частіше народжуються дівчатка, а в потомстві опромінених батьків переважають хлопчики.

Успадкування негативних генетичних змін, викликаних радіаційними ушкодженнями людей, зажадало перегляду попередніх уявлень про порогові і гранично допустимі дози опромінення. Відповідно до рекомендацій МКРЗ прийнята лінійна безпорогова залежність між дозою та ймовірністю виникнення пострадіаційних генетичних і онкогенних ефектів. У певному інтервалі доз частота мутацій зростає пропорційно дозі опромінення. Ця закономірність виражається формулою:

$$\frac{N}{N_0} = kD,$$

де N_0 – число мутацій в контролі, тобто число спонтанних мутацій;

N – загальне число мутацій за вирахуванням контролю;

k – коефіцієнт пропорційності.

Графічно ця залежність зображується прямою (рис. 9). При збільшенні дози вище деякого значення лінійність кривих «Дози – мутації» порушується.

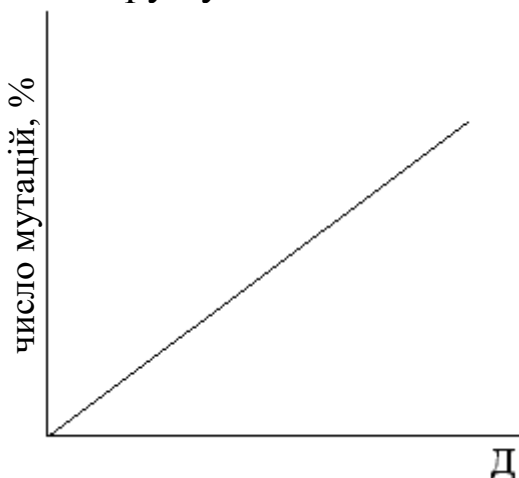


Рис. 92. Залежність числа мутацій від дози опромінення

У процесі виникнення мутацій фактор часу є несуттєвим.

Важливо пам'ятати, що мутації, які знову виникають, є рецесивними. Вони не проявляються в характеристиках потомства до тих пір, поки подібні мутації не зустрінуться в хромосомах при заплідненні. Імовірність подібної зустрічі в першому поколінні дуже мала, але гени, що мутують, стійко передаються від покоління до покоління і накопичуються в кількості, достатній для зустрічі один з одним.

Підвищення природного радіоактивного фону веде до накопичення в організмі людини прихованих мутацій. Встановлено, що у 4 % дітей, які народжуються проявляються спадкові дефекти. Це результат звичайного процесу накопичення мутованих генів в популяції. Доза, розтягнута на тривалий період, виробляє менше мутантів, ніж та ж доза за короткий період часу. За даними експертів ООН генетичні хвороби, що виникають внаслідок опромінення в дозі 1 рад популяції в 1 млн новонароджених, будуть спостерігатися у 63 немовлят, що становить 0,06 % від загального числа генетичних хвороб в популяції.

Дуже рідко виникають генні мутації, що поліпшують ті або інші властивості організму. Саме вони дають основний матеріал для штучного відбору, використовуваного радіаційною селекцією. В результаті опромінення культурних рослин і промислових мікроорганізмів проводиться відбір господарсько-цінних мутацій. Так виведені нові сорти ячменю, вівса, гороху, арахісу, плодових культур. Багато промислових штамів мікроорганізмів – продуцентів антибіотиків, вітамінів, амінокислот також отримані шляхом радіаційного мутагенезу.

Соматичні мутації

Соматичні мутації – це мутації, що виникають в клітинах тіла і обумовлюють мозаїчність організму, тобто утворення в ньому окремих ділянок тіла з відмінним від інших набором хромосом або генів. Чим раніше в процесі розвитку організму виникає соматична мутація, тим більша кількість клітин – нащадків її успадкує за умови, що мутація не вбиває клітин-носивельку і не знижує темпів її розмноження. Прояв деяких соматичних мутацій пригнічується сусідством нормальної

тканини. Соматичні мутації також можуть не проявитися в силу того, що в даній тканині відповідна ділянка хромосоми неактивна. У 60-х роках 20 ст. з'ясувалося важливе значення соматичних мутацій у виникненні вроджених вад і в канцерогенезі (розвитку ракових пухлин). На відміну від генетичних мутацій, що виявляються у потомства, соматичні мутації проявляються безпосередньо у опроміненій особі. Розрізняють ранні соматичні ефекти, для яких характерна чітка дозова залежність, і пізні, до яких відносять підвищення ризику розвитку пухлин і лейкозів, вкорочення тривалості життя і різного роду порушення функції органів. Всі ці наслідки об'єднують під поняттям «віддалені наслідки опромінення».

Проміжне місце між генетичними і соматичними ушкодженнями займають *ембріотоксичні ефекти* – вади розвитку при опроміненні плоду. Важливо пам'ятати, що плід дуже чутливий до опромінення, особливо в період органогенезу (на 4–12 тижнях вагітності у людини). Найбільш чутливим є мозок плоду, тому що в цей період відбувається формування кори.

Нижче наведено ряд прикладів відхилень від норми, що виявляються після опромінення плоду людини.

Мозок

- відсутність або атрофія головного мозку
- мозкова грижа
- монголізм
- розумова відсталість
- нейробластома
- ідіотія
- водянка головного мозку
- зменшення або відсутність деяких черепно-мозкових нервів

Очі

- повна відсутність очей – анофтальмія
- деформація райдужної оболонки
- відсутність кришталику (можливо спільно з відсутністю сітківки)
 - відкриті повіки
 - косоокість

- далекозорість
- вроджена глаукома
- частковий альбінізм

Скелет

- рівномірне зменшення скелета – затримка росту
- зменшення черепа
- вузька голова
- воронкоподібні груди
- вроджений вивих стегон
- надмірний розвиток і деформація ніг
- зменшення пальців

Інші аномалії

- зворотне розташування органів
- водянка нирки
- відсутність нирки
- дегенерація гонад
- депігментація і гіперпігментація шкіри
- рухові розлади кінцівок
- збільшення ймовірності виникнення лейкозу
- вроджений порок серця
- деформація вуха
- деформація особи
- порушення функції гіпофіза.

Завдання для самоперевірки

1. ІЗ ЗРОСТАННЯМ ЛІНІЙНОЇ ПЕРЕДАЧІ ЕНЕРГІЇ (ЛПЕ)

- А. підвищується ураженість клітин
- Б. зменшується ураженість клітин
- В. збільшується здатність до відновлення
- Г. зменшується здатність до відновлення

2. ОДНАКОВИЙ БІОЛОГІЧНИЙ ЕФЕКТ ДОСЯГАЄТЬСЯ ПРИ МЕНШІЙ СУМАРНІЙ ДОЗІ В РЕЖИМІ ОПРОМІНЮВАННЯ

- А. одноразовому
- Б. багаторазовому

3. ВІДНОСНА БІОЛОГІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ
ВИПРОМІНЮВАНЬ ЗАЛЕЖИТЬ ВІД УМОВ ОПРОМІНЕННЯ

1. величина дози
2. потужність дози
3. умови до опромінювання
4. тиск
5. температура
6. режим фракціонування

- А. правильно 1, 2, 3, 4
Б. правильно 2, 3, 4, 5
В. правильно 3, 4, 5, 6
Г. правильно 1, 2, 5, 6
Д. правильно 1, 2, 3, 6
Є. правильно 1, 4, 5, 6

Розділ 9

Поглинання і резорбція радіонуклідів рослинами і тваринами

Теоретична частина

Особливості поглинання радіонуклідів водними організмами

Поглинання радіонуклідів водними організмами здійснюється двома шляхами: адсорбцією їх на поверхні тіла і активним введенням їх всередину в ході обміну речовин – абсорбцією.

Адсорбція залежить від площі покривних тканин гідробіонтів. Особливо активна адсорбція у форм з великою поверхнею тіла, наприклад, у губок, планктонних організмів, зябер риб, луски і плавників. Наприклад, дафнія накопичує 50–60% радіоактивного Sr протягом 5 хвилин. Ікра риб поглинає радіонукліди, концентруючи їх в 100 і більше разів. Крім покривної адсорбції накопичення радіонуклідів відбувається при фільтрації води через відповідні органи.

Абсорбція (виборче поглинання) визначає інтенсивність накопичення радіонуклідів у внутрішніх тканинах гідробіонтів. Засвоєння радіоактивних речовин ракоподібними і рибами відбувається в основному зябровим апаратом, звідки вони надходять в кров. Поглинання радіонуклідів через зовнішні покриви грає другорядну роль. Наприклад, у коропа в зябрах відкладається $\approx 93\%$ загальної кількості ^{32}P , в той час як через покривні тканини проникає тільки 7%.

При низькій питомій активності води основну роль в зараженні тварин грають кормові ланцюжки, тому що дрібні організми, які служать кормом для більших тварин, добре накопичують радіонукліди і вже в концентрованому вигляді передають їх наступним ланкам трофічного ланцюга.

Перелічимо основні чинники, що визначають поглинання радіонуклідів гідробіонтами. Так, накопичення радіонуклідів

молодою рибою більш інтенсивне, ніж у дорослих особ за рахунок більш високого рівня обміну речовин.

Вплив сольового складу води. Морська вода з високим сольовим складом (30–35%) і з великим вмістом Са обмежує накопичення радіонуклідів рибами. Ці ж види риб, що мешкають в прісних водоймах, поглинають радіоізотопи значно інтенсивніше. Тому вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs в тканинах морських мешканців трохи нижче, ніж у мешканців прісних водойм. В цьому проявляється дискримінуюча роль Са по відношенню до Sr. Крім того, гідробіонти більш інтенсивно накопичують радіоізотопи біогенних елементів (P, C, N) і продукти, родинні за своїми хімічними властивостями цим елементам.

Вибірковість накопичення гідробіонтами окремих радіонуклідів. Нижче наведені основні види гідробіонтів і радіонукліди, інкопоровані ними.

Водорості. З суміші продуктів ділення водорості поглинають: ^{144}Ce , ^{91}Y , ^{90}Y , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{137}Cs ними майже не сприймається.

Організми зоопланктону накопичують з води переважно ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs і ^{144}Ce .

Риби. Домінуючими ізотопами в тканинах риб є: ^{55}Fe , ^{65}Zn , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn . Радіоізотопів Ru, Cs і Ce в тканинах риб не знайшли. Процес накопичення радіоактивних речовин в тканинах риб триває в основному 15–25 діб, максимально до 120 днів. Середня концентрація радіонуклідів в зябрах і покривних тканинах риби при тривалому (понад 25 діб) проживанні в радіоактивному середовищі може перевищувати питому активність води в 400–500 разів при концентрації $n \cdot 10^{-10}$ Кі/л. Вміст радіонуклідів в їстівних тканинах 1–10% сумарної зараженості риби.

Донні безхребетні тварини накопичують ^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{103}Ru , ^{89}Sr , ^{140}Ba .

Таким чином, всі гідробіонти можуть накопичувати радіоізотопи, але ця властивість виражена у них в різному ступені. Найбільш виражений ефект концентрування на першому трофічному рівні – у фітопланктонних організмів. В міру ускладнення будови морських організмів зменшується інтенсивність накопичення радіоізотопів в тканинах, зростає роль аліментарного фактора в забрудненні.

Виведення радіонуклідів здійснюється головним чином при попаданні гідробіонтів в чисту воду. При зниженні питомої активності води відбувається виведення радіонуклідів з організму гідробіонтів. Інтенсивність цього процесу збільшується зі збільшенням концентрації радіоактивних речовин в тканинах. В середньому протягом 10 днів перебування в чистій воді планктон і водорості втрачають 95–97% від загальної кількості накопичених продуктів. Виведення радіонуклідів з тканин риб відбувається з різною швидкістю. Так, ^{90}Sr навіть через 3 місяці перебування риби в чистій воді виявляється в її м'язах в кількості до 10%, а в кістках – до 50% від початкового рівня.

Поглинання і накопичення радіонуклідів наземними рослинами

Радіонукліди в рослини можуть потрапити двома шляхами: за допомогою поверхневого відкладення і шляхом ґрунтового (кореневого) засвоєння. Поверхнєве відкладення, в свою чергу, ділиться на листове і флоральне – проникнення через суцвіття.

На рівень забруднення рослин і характер розподілу радіонуклідів в їх тканинах впливає ряд факторів: властивості радіонуклідів, тип забруднення, морфологічні і фізіологічні особливості рослин. Провідна роль належить типу забруднення. У разі випадання радіоактивних речовин разом з дощовими опадами або твердими аерозолями найбільш високі концентрації ізотопів в тканинах рослин обумовлюються поверхневим відкладенням їх на листках і стеблах. Надходження через кореневу систему становить соті частки від наземного поглинання. Із загальної кількості радіоізотопів рослинами затримується близько 20%. Як приклад можна навести таке: на лугових цілинних ділянках трава затримує до 25% ^{90}Sr , до 30% ^{137}Cs , до 65% ^{144}Ce і 8–10% ^{95}Zr і ^{95}Nb . Ефективність затримки зростає в міру зменшення розміру частинок, що випадають. Відзначимо ту обставину, що кореневе засвоєння представляє повільний процес, тому для короткоживучих радіоізотопів (^{131}I) забруднення біотичних ланцюгів через кореневу систему мало ймовірно.

Поверхнєве відкладення визначається цілою низкою чинників. Розглянемо основні з них. Рослини з щільним листям,

що містять жирні і смолисті речовини, що мають ворсинки, будуть сильніше заражатися радіоактивними аерозолями, ніж рослини з рідким листям, з гладкими або покритими восковим нальотом листям.

Велике значення в утриманні радіоактивних речовин має архітектоніка рослин. Наприклад, форма суцвіть пшениці сприяє максимальному утриманню забруднень. З цієї причини пшеницю вважають основним джерелом радіоактивного стронцію, що надходить в організм людини. Причому там, де в їжу вживають хліб, випечений з цільного зерна, що містить залишки оболонки зерна, має місце більш інтенсивне зараження, ніж в районах, що вживають хліб з просіяного борошна.

Дощові опади, змиваючи з поверхні рослин радіоактивні частинки, знижують рівень їх забруднення. У дослідях з пшеницею було виявлено, що незахищені від дощу рослини засвоювали 20% ^{137}Cs , а захищені – до 80%.

Певна частина радіонуклідів, що затрималися на поверхні рослин, з плином часу резорбуються, проникають всередину і пересуваються зі струмом рідини в його різні частини. Пересування продуктів ділення U відбувається порівняно швидко. Вже через 40 годин після потрапляння на листя вони виявляються в інших частинах рослин в кількості ~15% від сорбованої. Найбільш рухомим є ^{137}Cs , його кількості пересувається в 100 разів більше, ніж інших радіоізоотопів. Цей ізотоп виявляється навіть в насінні. Sr, Ru і Cs затримуються в основному в листі, розташованих поблизу місця первинного зіткнення рослин з радіоізоотопами.

У зв'язку з тим, що вегетативний період лугових трав більш тривалий, ніж сільськогосподарських культур, час їх контакту з радіоактивними речовинами набагато триваліше, що призводить до інтенсивного накопичення радіоізоотопів в їх внутрішніх тканинах і створює передумови для забруднення тварин.

У лісовій зоні найбільшу здатність затримувати радіоактивні речовини мають хвойні породи дерев, що пов'язано з повільною зміною хвої. Листяні породи менш накопичують радіонукліди, тому що щорічно скидають свій покрив.

Кореневе засвоєння. По закінченню достатнього часу після випадання продуктів ділення урану внесок поверхневого відкладення зменшується і забруднення рослин, а через них і

раціону людини, довгоживучими уламками все більш починає залежати від їх поглинання через кореневу систему рослин. Коріння рослин знаходяться в контактi з ґрунтовим розчином, з якого відбувається поглинання рослинами іонів. Рослини можуть засвоювати іони, що знаходяться в поглиненому стані на твердій фазі ґрунту, однак цей шлях надходження речовин в рослини має другорядне значення. Головним чином засвоюються металоіони, які перебувають в ґрунтовому розчині. У міру надходження іонів в рослини відбувається зниження концентрації ґрунтового розчину, що призводить до безперервного переходу іонів з твердої фази в ґрунтовий розчин. Якщо швидкість десорбції іонів з твердої фази ґрунту не дорівнює швидкості поглинання іонів рослинами, буде відбуватися поступове зменшення концентрації ґрунтового розчину, що приводить до зниження темпів надходження іонів в рослини. Необхідно підкреслити, що, так як концентрація електролітів у водній фазі ґрунту низька, то вони знаходяться в дисоційованому стані. Отже, вони надходять в рослину у вигляді іонів, а не молекул. *Процес перенесення іонів із зовнішнього середовища в стебла рослин* проходить 3 основні стадії. Охарактеризуємо їх.

Початкова стадія – поглинання. В першу чергу спостерігається швидкий приплив катіонів. Поступово (в лабораторних умовах через 10–15 хв) швидкість поглинання іонів падає до більш низького, але стійкого рівня. Висока швидкість поглинання в початковий період обумовлена тим, що для вільної дифузії іонів виявляється доступним значний об'єм тканин – «вільний простір». Іони в вільному просторі легко обмінюються з іонами, що знаходяться поза рослини.

Перенесення іонів до провідних тканин. Провідні тканини розміщуються в центральній частині кореня. Іони не можуть проникнути туди за допомогою пасивної дифузії, а тільки шляхом активного переносу. Іони, здатні швидко акумулюватися, можуть створювати таку концентрацію в соку, що заповнює судини, яка значно перевищує їх концентрацію поза кореня.

Висхідний рух в судинній тканині. Іноді на швидкість пересування іонів до пагонів сильно впливає швидкість транспірації – випаровування води рослинами.

Кількість радіонуклідів, що поглинаються рослинами, контролюється багатьма факторами. Головними з них є

концентрація іона в живильному середовищі, його хімічні властивості, рН, концентрація інших іонів в живильному середовищі і ступінь участі радіонукліда в метаболічних процесах. Однак останній фактор можна не враховувати, так як більшість радіонуклідів не грають суттєвої ролі в метаболічних процесах.

Вплив концентрації. При відносно низьких концентраціях (≈ 1 мг-екв/л і менше) кількість іонів, що поглинаються рослинами, зазвичай прямо пропорційна його вмісту поза рослинами. При більш високих концентраціях ця залежність порушується, і кожне наступне збільшення зовнішньої концентрації дає все менше збільшення поглинання. При ще більш високих концентраціях можливі токсичні ефекти. Оскільки іонні концентрації продуктів ділення у зовнішньому середовищі зазвичай низькі, то між поглинанням і концентрацією зовні спостерігається лінійна залежність.

Вплив хімічних властивостей іонів. На першому етапі поглинання, тобто при надходженні у вільний простір, переважно акумулюються багатовалентні іони у порівнянні з одновалентними. На другій стадії поглинання, під час якої іони активно проникають через бар'єр, що перешкоджає дифузії, одновалентні іони поглинаються швидше, ніж багатовалентні. Отже, по відношенню до вмісту у зовнішньому середовищі іони низької валентності зазвичай переносяться в стебла рослин в більш істотних кількостях. Якщо склад іонів у зовнішньому середовищі такий, що відбувається переважне поглинання іонів одного знака, то нейтралізація електричного заряду здійснюється за допомогою виходу назовні інших іонів, найчастіше Гідрогену або гідрогенкарбонату. Відмінності в швидкостях пов'язані з їх радіусами гідратації. Так, К поглинається легше, Cs.

Вплив рН. Хоча максимальна швидкість поглинання частіше спостерігається при рН, близькому до нейтрального, значні варіації рН приводять лише до невеликого зменшення поглинання, при умові, що ступінь дисоціації солей не змінюється. Наприклад, поглинання Sr і Cs практично не змінюється при збільшенні рН від 5,5 до 8,5. Якщо зміна рН викликає зв'язування іонів в осад, поглинання сильно зменшується. По цій причині поглинання ^{144}Ce і інших рідкоземельних елементів дуже слабке, за виключенням

поглинання із кислих розчинів. Зміна валентності, викликана зміною рН, також може діяти на швидкість поглинання. Так, поглинання фосфату зменшується при збільшенні рН від 4 до 8. Це обумовлено зменшенням концентрації іонів H_2PO_4^- , а поглинанням домінуючого в області високих рН іона HPO_4^{2-} відбувається набагато повільніше.

Взаємини між іонами. Важливою обставиною є те, що якщо збільшення запасу будь-якого іона в зовнішньому середовищі буде викликати прискорення росту рослин, це повинно привести до збільшення поглинання й інших іонів. Іони також здатні конкурувати між собою в процесах поглинання. Цей ефект відомий як антагонізм іонів. Збільшення концентрації в живильному середовищі одного іона зазвичай призводить до зменшення поглинання інших іонів того ж знаку. Виняток становить Са: збільшення його запасів може збільшити поглинання інших катіонів. Здається, це є відображенням особливої ролі Са в процесах поглинання.

Дуже низькі концентрації радіонуклідів в живильному середовищі по відношенню до концентрації стабільних іонів служить причиною того, що радіонукліди не впливають на швидкість поглинання інших іонів. Однак, їх вхід контролюється концентрацією стабільних іонів.

Інші фактори. Чим міцніше радіонуклід фіксується в ґрунті, тим менша його кількість потрапляє в рослини. Так, наприклад, овес, вирощений на піску, накопичує ^{90}Sr в кілька разів більше, ніж при його виростанні на важкому суглинку. При цьому з глинистого піску надходило 8–10%, а з важкого суглинку – всього 1% від всього ^{90}Sr , внесеного в ґрунт. Легше засвоюються рослинами радіонукліди, що знаходяться в поверхневій кореневій дернині, що особливо розвинена у багаторічних трав. Найбільш важко засвоюються радіонукліди, сорбовані на мінеральних частинках ґрунту. Як і повз дернини джерелом радіоактивних речовин є також ґрунтовий розчин.

Рослини – мешканці низин і схилів зазвичай мають більшу активність, ніж рослини піднесених місць. Це пояснюється великим надходженням вологи і разом з нею розчинних радіоізотопів рослинам низин. Крім того, дощові потоки сприяють переносу радіонуклідів зі схилів в низини.

Поглинені радіонукліди з різними швидкостями переміщуються в судинні тканини і потім вгору – до листя. Надалі їх поведінка може виявитися різною. Деякі іони, які беруть активну участь в метаболічних процесах (нітрати, фосфати, калій), переміщуються вільно по всій рослині. Дво- і багатовалентні катіони менш мобільні: вони переносяться в стебла транспіраційним потоком, але, потрапивши в листя, практично втрачають здатність до перерозподілу. До цієї категорії відносяться найважливіші довгоживучі продукти ділення Sr, Ba, рідкоземельні нукліди. Виняток становить ^{137}Cs .

При засвоєнні радіонуклідів чітко проявляється *біогенна сепарація радіонуклідів*, тобто їх неоднаковий розподіл по рослині. При кореневому розподілі справедливий наступний ряд біогенної сепарації: коріння > стебла > листя > плоди. Виняток становить деревна рослинність, найменшою акумулюючою здатністю володіють стовбури дерев. Відносно накопичення рослинами різних елементів з ґрунтів виглядає наступним чином:



Харчові ланцюжки, через які радіонукліди можуть потрапляти в сільськогосподарські рослини, істотно відрізняються для випадку на суші і у водних середовищах. У міру просування по наземним харчовим ланцюгам найчастіше відбувається очищення від радіонуклідів, і продукти харчування потрапляють до людини менш забрудненими, ніж можна було б очікувати. Наприклад, в ланці ґрунт – рослина відбувається зменшення концентрації радіонукліда ^{137}Cs в 500 разів, а ^{90}Sr – в 5 разів а в ланці рослинність – м'ясо великої рогатої худоби, відповідно в 30 і 3000 разів. Дані цифри сильно залежать від виду рослини і типу ґрунту.

Водні харчові ланцюги не є основними джерелами надходження радіонуклідів, так як основна частина харчових продуктів проводиться на суші. Крім того, міграція радіонуклідів у водному середовищі триваліша, за цей час велика частина короткоживучих нуклідів розпадається. Істотний внесок вносять середньо- і довгоживучі радіонукліди, для яких характерно накопичення в водній ланцюга. Наприклад, в ланці вода – риба концентрація ^{137}Cs збільшується в 2000 разів, а ^{90}Sr в 30 разів.

Підсумовуючи матеріал даного розділу, наведемо схему (рис. 1), на якій представлені найбільш типові шляхи поширення в біосфері радіонуклідів. Вона характерна для ^{137}Cs і ^{90}Sr . Тут же даний зв'язок наземних і водних харчових ланцюгів.

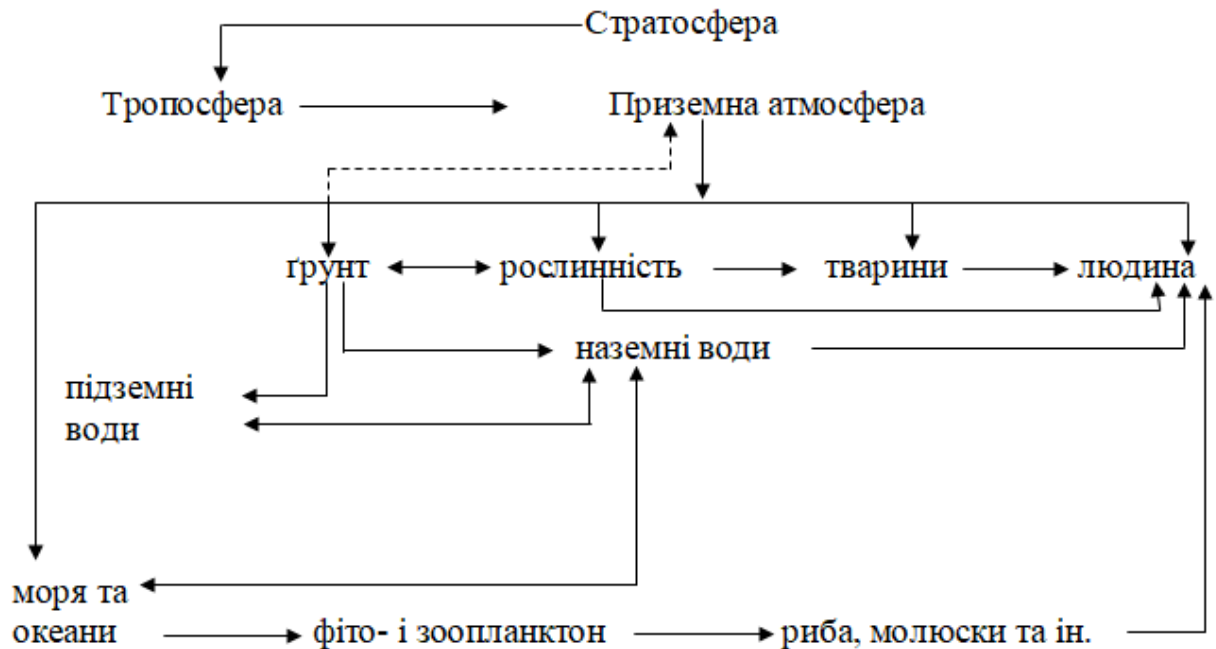


Рис. 1. Наземні и водні харчові ланцюги

Поглинання і накопичення радіонуклідів тваринами суші

Резорбція. Найбільш ймовірне надходження радіоактивних речовин в організм тварин при вживанні ними зараженого корму або води. Всмоктуванням через неушкоджену шкіру можна знехтувати. При пошкодженні шкіри і виникненні поранень резорбція таких радіоізоотопів, як ^{137}Cs , ^{131}I і ^{89}Sr , різко зростає. Добре вираженими радіотоксичними властивостями володіють тільки радіоізоотопи Cs і Sr, дія інших радіонуклідів значно слабкіше. Cs і Sr в організмі переносяться переважно по кровоносних, а Ce – по лімфатичних судинах.

Відзначимо, що частина радіоактивних речовин, яка всмокталася в дихальних шляхах, зазвичай піддається перевідкладенню. Наприклад, ^{239}Pu з легень переміщається в лімфатичні вузли, в м'язи, скелет, печінку, селезінку. ^{237}Np спочатку осідає в легенях, але незабаром в значній кількості

переміщається в шлунково-кишковий тракт, і тільки близько 2% його відкладається в кістковій тканині.

Розподіл. Більшість радіонуклідів, що потрапили в організм, відкладається в тканинах нерівномірно.

Характер розподілу в організмі остеотропних радіоізоотопів простежимо на прикладі ^{90}Sr . Зі збільшенням тривалості надходження Стронцію темп його відкладення в тканинах знижується. Наведемо такий приклад. У тілі свиней, переважно в кістковій тканині, затримується близько 4% введеного Стронцію. Спостерігається виражена дискримінація ^{90}Sr кальцієм. Виявилося, що при щодобовому надходженні з їжею 8,5 г Кальцію K_d дорівнює 0,33, а при надходженні Са в кількості 14 г – 0,17. З віком тварини K_d збільшується.

Динаміка розподілу ^{137}Cs в тканинах тварини при аліментарному зараженні. ^{137}Cs відноситься до радіонуклідів, що рівномірно розподіляються в організмі. Однак, в тканинах виявляється досить висока його концентрація. Найбільша концентрація ^{137}Cs виявлена в скелетному м'язі, серце, нирках і в печінці.

При тривалому надходженні радіонуклідів в організм внаслідок їх радіоактивного розпаду і виведення встановлюється рівновага вмісту радіонуклідів в організмі. Однак між коефіцієнтом накопичення і швидкістю встановлення рівноваги для різних ізоотопів немає певної залежності.

Кратність накопичення F різна для різних радіонуклідів і видів домашніх тварин. Для ^{90}Sr значення F за видами сільськогосподарських тварин можна розташувати в ряд по збільшенню забруднення тварин:

$$F_{\text{велика рогата худоба}} < F_{\text{кози}} < F_{\text{вівці}} < F_{\text{кури}}.$$

Для зниження F рекомендується насичувати раціон годування сполуками, що містять стабільні ізотопи фосфору або ізотопами – біохімічними аналогами. Однак в умовах нормально працюючої АЕС необхідності в цьому немає, оскільки активність аерозольного викиду АЕС не представляє ніякої небезпеки для тварин.

Кратність накопичення визначається цілою низкою чинників. Так, наприклад, вона залежить від функціонального стану тварини. Підвищення температури повітря до 40 ° С

зменшує відкладення ^{90}Sr в скелеті, а зниження температури до 5°C – уповільнює його виведення.

Вплив віку. У дорослих тварин в м'яких тканинах ^{137}Cs відкладається менше, а в кістках більше, ніж у молодих, зростаючих ^{90}Sr , навпаки, у великих кількостях накопичується в кістках і в менших кількостях – в м'яких тканинах.

Статеві відмінності. Концентрація ^{90}Sr в скелеті, а ^{137}Cs – в м'язах при інших умовах завжди вище у самців, ніж у самок.

Спосіб життя тварин. В органах і тканинах диких тварин відбувається більш інтенсивне накопичення радіонуклідів. Це пов'язано з тим, що худоба отримує корми, менш забруднені радіоактивними речовинами, ніж корм диких тварин.

Виведення. Головним шляхом виведення радіонуклідів з організму є ШКТ.

Поряд з фізіологічним виділенням радіонуклідів з організму постійно відбувається їх радіоактивний розпад, тому дійсне зменшення концентрації радіонуклідів в тканинах складається з втрат за рахунок біологічного виведення (T_6) і процесу радіоактивного розпаду (T).

Виведення з організму остеотропних і радіонуклідів, які рівномірно розподіляються, істотно відрізняється. Розглянемо основні риси їх виведення.

У перші дні і тижні найбільш інтенсивно з організму виводяться радіоізотопи, що затримуються в м'яких тканинах, і частково десорбуються з поверхневих шарів кістки. У більш пізні терміни виділення цих радіонуклідів різко зменшується, тому що в тілі залишаються остеотропні радіонукліди, фіксовані в органічній або мінеральній частині кістки. У зв'язку з таким характером виведення суміші, при якому більше 90% активності виділяється після перших 24 годин, судить про затриману їх кількість в організмі за активністю сечі або калу наступних днів практично неможливо. У сечі і калі зазвичай виявляється незначна кількість радіоактивних речовин, однак вважати, що і в організмі їх вміст низький, не завжди обґрунтовано. У кістковій тканині вміст остеотропних радіонуклідів може бути значним.

Радіоізотопи, що розподіляються в організмі рівномірно (^{137}Cs , ^{24}Na), виділяються з нього в певній закономірності, що характеризується експоненційною кривою (рис. 2). Для таких

радіоізотопів показники активності сечі і калу можуть служити характеристикою рівня їх залишкового вмісту в тілі тварини.



Рис. 2. Крива виведення з організму радіоактивних продуктів ділення урана після аліментарного зараження

Відносна доступність тваринам радіоактивних продуктів ділення урану, що утворюються при ядерних вибухах, залежить від типу випадінь. Продукти ділення, що формують місцеве випадання, засвоюються тваринами набагато гірше, ніж глобальні. Це пояснюється тим, що в зоні місцевих випадінь вони здебільшого включаються (замуровуються) в частинки рекристалізованого ґрунту.

Зауважимо, що в санітарному відношенні особливу важливість представляє виділення сільськогосподарськими тваринами радіоізотопів з молоком. До числа таких радіоізотопів відносяться ^{90}Sr , ^{131}I , ^{137}Cs . При тривалому утриманні корів на пасовищі, забрудненому радіоактивними продуктами ділення, концентрація цих ізотопів в молоці щодо їх вмісту в кормі буде перебувати в співвідношеннях 0,07; 0,1 і 0,35 відповідно. коефіцієнт дискримінації ^{90}Sr щодо Ca в ланці корм – молоко корів в середньому дорівнює 0,14. Практично це означає, що якщо в кормі міститься ^{90}Sr приблизно 100 с.о. (100 пКі/г Ca), то в молоці корів його вміст буде приблизно дорівнювати $100 \cdot 0,14 = 14$ с.о.

K_d ^{137}Cs щодо K в ланцюзі корм – молоко корів в середньому дорівнює 1,0, хоча він коливається в залежності від сезонів року

від 0,79 до 1,7. Виведення ^{137}Cs з молоком становить 7% добової її кількості, яка сприймається тваринам з кормом.

Завдання для самоперевірки

1. Назвіть два основні шляхи поглинання радіонуклідів водними організмами.
2. Що таке поверхове відкладення і кореневе засвоєння радіонуклідів рослинами? Які чинники їх визначають?
3. Наведіть основні складові харчового ланцюга на суші.
4. Перелічіть кількісні критерії міграції радіонуклідів за трофічними рівнями.
5. Від яких чинників залежить кратність накопичення радіонуклідів в організмі тварин?

Розділ 10

Раціональне харчування як метод радіаційного захисту

Теоретична частина

Сорбційна терапія вважається досить ефективним методом, але з сорбентами потрібно бути обережними, тому що вони можуть вивести і корисні речовини. Добре діє активоване вугілля. Незадовго перед забором в їжу домашнім улюбленцям як сорбент додають глинисте борошно. Глина чудово виводить з організму радіоактивні елементи.

Рекомендації по оптимізації харчування населення, яка зазнала радіоактивного опромінення, повинні будуватися на наступних принципах:

1. Енергетична адекватність, якісна повноцінність і збалансованість харчових речовин в раціонах відповідно до фізіологічних норм.

2. Правильна кулінарна обробка продуктів, що включає вимочування і варіння.

3. Збагачення раціону харчовими речовинами, що містять хімічні елементи, котрі вступають у конкурентні взаємини з радіонуклідами (К, Са, І), що містяться в харчових продуктах. Надлишок калію створюють петрушка, цибуля, часник, щавель, селера, цвітна капуста.

4. Збагачення раціону харчовими продуктами, багатими речовинами, що мають вільні сульфгідрильні групи і метильні групи (метионін, цистин, цистеїн, вітаміни групи В).

5. Збагачення харчового раціону істинними противоокислювачами (вітамін Е, селен (0,5 мг/добу), триптофан) і синергістами противоокислювачів (вітамін А), а також речовинами, що підвищують імунобіологічну реактивність і сприяють кровотворенню (вітаміни групи В, залізо).

6. Збагачення харчового раціону продуктами з великою кількістю неспецифічних сорбентів, що перешкоджають всмоктуванню радіонуклідів в травному каналі (клітковина (25 г/добу), пектин). Харчові волокна хліба грубого помелу.

Пектинові речовини пов'язують радіонукліди за рахунок карбоксильних груп галактуронової кислоти з подальшим утворенням нерозчинних комплексів, які, не всмоктуючись, виводяться з організму. Добова доза пектину для дорослих 2–4 г, дітей 1–2 г. Пектин міститься в яблуках, грушах, айві, водоростях. Прекрасної радіозв'язуючою активністю по відношенню до ^{137}Cs володіє пектин бурякових, цитрусових культур. Багаті пектинами також морква, ріпа, редька, редиска, гарбуз, перець солодкий, баклажани, абрикоси, вишні, сливи, обліпиха, червона і біла смородина, чорноплідна горобина.

7. Сорбентами можуть бути і інші речовини, наприклад, пігменти (барвники). Чим яскравіше овоч чи фрукт, тим більшими захисними властивостями він володіє. На території нашої країни до них відносяться шипшина, обліпиха, чорна смородина в будь-якому вигляді, чорниця, чорний і рожевий виноград, томатний сік, чорноплідна горобина і препарати з неї (краще всіх інших), буряк (барвник бетаїн не тільки виводить радіонукліди, але і перешкоджає раковому росту), капуста (крім верхніх листків і качана), морська капуста (її речовини – альгінати утримують ^{90}Sr), морські мідії (виводять ^{137}Cs), лікарський зелений чай з материнки, м'яти (виводять ^{137}Cs і ^{90}Sr). У заражених районах не можна вживати каву.

У салі-шипиг міститься арахідонова кислота, яка сприяє очищенню організму від наслідків радіації.

Листя чаю містять вітамін *P*, який має здатність зменшувати проникність і ламкість капілярів, тобто знижувати геморагічні явища.

8. Червоні терпкі вина містять катехіни – фенольні похідні, які утворюють з деякими радіонуклідами нерозчинні комплекси, які виводяться з організму. Однак зелений чай містить набагато більше таких сполук, ніж вина.

9. Достатнє забезпечення організму фосфором (м'ясо, риба, сир, сир), магнієм (зернові продукти).

10. Включення в раціон вітамінів, не тільки для підвищення стійкості організму до іонізуючих випромінювань, але і для прояву антиканцерогенного ефекту (каротин – провітамін *A*, аскорбінова кислота – вітамін *C*). Ряд вітамінів (*E*, *C*, *PP*, *B*, біотин) сприяють знешкодженню в організмі небезпечних для нього хімічних сполук, що утворюються в тканинах під впливом

іонізуючого випромінювання. Вітаміни також сприяють відновленню сульфгідрильних груп білків, які руйнуються при опроміненні. Не менш цінною є здатність ряду вітамінів і вітаміноподібних сполук (біофлавоноїдів) пов'язувати радіонукліди, ускладнюючи їх всмоктування і прискорюючи виведення їх з організму.

Завдання для самоперевірки

1. У чому полягає сорбційна терапія при виведенні радіонуклідів з організму людини?
2. Надайте характеристику основним принципам оптимізації харчування населення.

ЛІТЕРАТУРА

1. Хоботова Е.Б., Грайворонська І.В., Уханьова М.І. Радіоекологія: навч. посібник. Х.:, 2013. – 188 с.
2. Хоботова Е. Б. Основи екологічної токсикології: навчальний посібник / Е. Б. Хоботова, М. І. Уханьова, О. М. Крайнюков. – Х.: ХНАДУ, 2012. – 280 с.
3. Клименко М. О., Клименко О. М., Клименко Л. В. Радіоекологія: підручник. – Рівне : НУВГП, 2020. – 304 с.
4. Радіоекологія: підручник / Ю. Г. Масікевич та ін. – Чернівці : Місто, 2018. – 449 с.
5. Сільськогосподарська радіоекологія: підручник / За редакцією І. М. Гудкова. – К.: Видавництво Ліра-К, 2017. – 268 с.
6. Гудков І. М. Радіобіологія: підручник для. – К.: НУБіП України, 2016. – 485 с.
7. Основи екологічної токсикології: підручник / О. І. Семенова, Н. О. Бублієнко. – К.: НУХТ, 2014. – 265 с.
8. Токсикологічна хімія: підручник / І. В. Ніженковська, О. В. Вельчинська, М. М. Кучер. – К.: Медицина, 2020. – 372 с.
9. Екологічна токсикологія: навчально-методичний посібник / М. Петровська. – Львів : ЛНУ імені Івана Франка, 2014. – 116 с.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	3
Розділ 1. Термоядерні реакції. Здійснення термоядерного синтезу на сучасному етапі.....	4
Теоретична частина.....	4
Завдання для самоперевірки	5
Розділ 2. Складові зовнішнього опромінення.....	7
Теоретична частина.....	7
Завдання для самоперевірки.....	15
Розділ 3. Методи дозиметрії. Камера Вільсона.....	17
Теоретична частина.....	17
Завдання для самоперевірки.....	23
Розділ 4. Радіаційний захист від гамма- та нейтронного випромінювання.....	25
Теоретична частина.....	25
Завдання для самоперевірки.....	25
Розділ 5. Радіоактивність, що обумовлена наявністю радону. Інші джерела технологічно зміненого фону.....	27
Теоретична частина.....	27
Завдання для самоперевірки.....	32
Розділ 6. Джерела радіоактивності, які використовуються в медицині. Аварійні ситуації на АЕС.....	34
Теоретична частина.....	34
Завдання для самоперевірки.....	39
Розділ 7. Кругообіг штучних радіоізоотопів у зовнішньому середовищі. Дискримінанти радіонуклідів.....	41
Теоретична частина.....	41
Завдання для самоперевірки.....	49
Розділ 8. Відносна біологічна ефективність іонізуючих випромінювань. Генетична дія іонізуючого випромінювання. Соматичні мутації.....	51
Теоретична частина.....	51
Завдання для самоперевірки.....	71
Розділ 9. Поглинання і резорбція радіонуклідів рослинами і тваринами.....	60
Теоретична частина.....	60
Завдання для самоперевірки.....	72
Розділ 10. Раціональне харчування як метод радіаційного	

захисту.....	73
Теоретична частина.....	73
Завдання для самоперевірки.....	75
ЛІТЕРАТУРА.....	76