

Міністерство освіти і науки України
Криворізький національний університет
Кафедра екології

Методичні вказівки

до виконання лабораторних робіт
з курсу «Радіоекологія»
для студентів спеціальності 101 «Екологія»

Кривий Ріг – 2023

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА.....	4
ВСТУП.....	8
Практична робота №1 ДОЗИМЕТРІЯ. РОЗРАХУНОК І ОЦІНКА ЕКВІВАЛЕНТНОЇ ДОЗИ ВИПРОМІНЮВАННЯ ВНАСЛІДОК ПОТРАПЛЯННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ОРГАНІЗМ	23
Практична робота №2 РАДІОМЕТРІЯ. ВИЗНАЧЕННЯ ЗАГАЛЬНОЇ β -АКТИВНОСТІ ПРОБ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА	25
Практична робота №3 ЕКСПРЕС-МЕТОД РАДІОМЕТРІЇ ОБ'ЄКТІВ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА	31
Практична робота №4 РАДІАЦІЙНО-ГІГІЄНИЧНА ОЦІНКА ТЕРИТОРІЇ	33
Практична робота №5 СПЕКТРОМЕТРІЯ. ВИЗНАЧЕННЯ ВМІСТУ ^{137}Cs В ОКРЕМИХ КОМПОНЕНТАХ ЕКОСИСТЕМ.....	37
Практична робота №6 ТЕХНОРАДІОЕКОЛОГІЯ. РАДІАЦІЙНИЙ КОНТРОЛЬ БУДІВЕЛЬНИХ МАТЕРІАЛІВ	43
Практична робота №7	

ПОБУДОВА КАМЕРНИХ МОДЕЛЕЙ РАДІОАКТИВНОСТІ ПРИРОДНИХ ЕКОСИСТЕМ	45
Практична робота №8 ВИЗНАЧЕННЯ РАДІОЄМНОСТІ ВОДНИХ І НАЗЕМНИХ ЕКОСИСТЕМ	48
Понятійний словник курсу “Радіоекологія”	50
Список допоміжної літератури	57

ПЕРЕДМОВА

Радіоекологія є новою наукою, наукою XX сторіччя. Радіоекологія виникла як результат розвитку нових технологій, які були сприйняті як потенційно небезпечні для здоров'я людини, а згодом – як небезпечні і для природного середовища.

Спочатку, відразу після винайдення рентгенівського випромінювання, виникла радіобіологія, на яку покладалося завдання підвищити обізнаність людства у сфері радіації та визначення зшкоди, якої вона може завдати. У 1896 р. А.Беккерель відкрив явище природної радіоактивності, слідом за цим були зроблені споріднені з радіоекологією біохімічні дослідження знаходження, розподілу і міграції радіоактивних елементів у природі. У 20-ті роки XX століття В.І. Вернадський розвив учення про біосферу, яке включало і поняття радіоактивності.

Ф. та І.Кюрі показали, що людина стає творцем штучної радіоактивності. У 1942 році у США здійснена перша контрольована ланцюгова реакція. Перед фізиками передусім стояло питання: який саме результат дії радіації на людину у вимірах радієвих одиниць? Програми атомної бомби у 1943-1945 рр. привели до активізації досліджень аспектів радіаційного захисту в усіх розвинених країнах світу.

Радіоекологія як серія досліджень енергійно стартувала наприкінці 50-х та напочатку 60-х років XX століття, в результаті збільшення кількості ядерних підприємств та випробувань ядерної зброї і внаслідок цього – загострення проблеми перерозподілу радіоактивності у навколишньому середовищі.

Хоча термін “радіоекологія” вперше з’явився у науковій періодиці в 1956 р., його стали використовувати в атомних центрах США з 1950-х років. Існували і використовувалися аналоги терміна “радіоекологія”.

Це, передусім, термін, що сив класичним, – “радіаційна біогеоценологія”, запропонований Н.В. Тимофєєвим-Ресовським, який використовувався наприкінці 40-х – на початку 50-х років. Сьогодні вважається, що “радіоційна біогеоценологія” – головна наукова галузь радіоекології.

Із часом термін “радіоекологія” набув загального визнання, особливо після того, як саму екологію було визнано важливою наукою.

На початку свого існування радіоекологія розвивалася за двома напрямками:

- 1) зв’язок дози іонізуючого випромінювання з ефектами впливу іонізуючої радіації на існуючі природні організми і екосистеми;
- 2) перенесення і міграція радіоактивності харчовими ланцюжками водних та наземних екосистем.

У кінці п’ятого та на початку шостого десятиріч минулого століття, коли глобальні радіоактивні випадіння з атмосфери, що утворювалися внаслідок випробувань ядерної зброї, досягли максимуму, було взято курс на вивчення радіаційного забруднення внаслідок випробувань ядерної зброї [1]. У Бельгії, при Центрі ядерних випробувань, був створений радіобіологічний центр. Одним із завдань центру було поєднання досліджень вмісту ^{90}Sr в атмосферних випадіннях після застосування ядерної зброї з роботами в цьому напрямі, що проводились інших країнах, особливо у Великобританії.

У США у той час стали розуміти важливість концепції міграції радіонуклідів по харчових ланцюгах (особливо: рослинність – молочна худоба – молоко – людина), відбувається фокусування досліджень на визначенні кількості переходу радіонуклідів по ланцюжках міграції через різні екосистеми до людини.

Результати цих досліджень у різних країнах лягли в основу створення комп’ютерних моделей екосистеми.

Чорнобильська аварія відкрила шлях до співробітництва з російськими радіоекологами, і Міжнародний союз радіоекологів (IUR) відіграв у цьому велику роль.

Таким чином, інтерес до радіаційної екології в останні десятиріччя у значній мірі зріс у зв'язку з тим, що людство міцно вступило в атомну еру і корисне застосування іонізуючих випромінювань поширюється з кожним роком у всіх галузях народного господарства. Разом з тим у процесі отримання і застосування атомної енергії, виробництва і використання штучних радіоізотопів зростає ймовірність надходження радіоактивних відходів у зовнішнє середовище. Через це зрозумілою є актуальність досліджень, спрямованих на поповнення наукових знань у цій галузі екології.

Сьогодні перед радіоекологією стоїть близько сотні невирішених питань, серед яких до найбільш актуальних і гострих, як визначено на III з'їзді з радіоекологічних досліджень, відносять:

- екологічне нормування радіаційних навантажень на біоту і людину,
- екологічні радіаційні ризики (генетичні та соматичні),
- експеримент (контроль) в радіоекології,
- конструювання (інженерія) екосистем з певними радіоекологічними параметрами в зоні впливу АЕС,
- оцінка онтогенетичних радіаційних ризиків від природного радіаційного фону,
- розробка реєстру контрзаходів з рекомендаціями щодо їх адаптації до конкретних умов радіонуклідного забруднення,
- самоочищення екосистем від радіонуклідних забруднень,
- “Precise agriculture” (високоточно-оптимальне сільське господарство) на радіоактивно забруднених землях,
- розвиток і застосування аналізу співвідношення користь – шкода при будівництві “Укриття-2”, при використанні контрзаходів і прийнятті рішень,
- застосування середніх і максимальних оцінок радіоекологічних ризиків в умовах невизначеності (флуктації) формуючих факторів,
- стандартизація підходів (алгоритмів) встановлення максимальних оцінок радіоекологічних ризиків та ін.

Накопичені у світовій літературі численні дані й отримана за тривалий час інформація про екологічну значимість ядерних аварій служать матеріалом для подальших радіоекологічних повідомлень, без яких неможлива правильна політика стосовно ядерної зброї,

атомної енергетики, ядерного транспорту, радіохімічної добувної промисловості та ін.

Вважається, що радіоекологія сьогодні здатна запропонувати багатий матеріал і розробити чутливу методологію для перспективних плідотворних спільних досліджень кількісних залежностей “доза – ефект” для нерадіоактивних токсикантів на екологічному рівні [3].

Можна вважати, що основна задача фахівців у галузі радіаційної екології – не допустити такого радіоактивного забруднення тієї чи іншої екосистеми, яке призведе до незворотних змін у цій екосистемі. Для вирішення цієї задачі фахівцю в галузі радіаційної екології необхідно як мінімум мати уяву про методи вимірювання радіоактивності в об’єктах навколишнього середовища, методи оцінки шляхів розповсюдження радіоактивних речовин у навколишньому середовищі, методи оцінки радіаційної ситуації на будь-якій території, а також методи оцінки контрзаходів, спрямованих на запобігання або зменшення впливу на населення іонізуючих випромінювань

Вступ

1. Основні поняття і визначення

Для оцінки впливу іонізуючого випромінювання на живі організми прийнято використовувати поняття **поглиненої дози іонізуючого випромінювання** (D_n). Це кількість енергії випромінювання, яка поглинена одиницею маси тіла об'єкта, що опромінюється. Одиницею поглиненої дози випромінювання у міжнародній системі (СІ) є *грей* (Гр):

$$1 \text{ Гр} = 1 \text{ Дж/кг.}$$

Добре відомими є відмінності у біологічному ефекті різних видів (гамма, бета, альфа) іонізуючого випромінювання. Для оцінки цих відмінностей введено поняття **відносної біологічної ефективності (ВБЕ)** цих видів випромінювання – це коефіцієнт, який характеризує відносну ефективність дії радіації з різними значеннями лінійної передачі енергії (**ЛПЕ**) щодо певного біологічного ефекту. ВБЕ різних видів іонізуючого випромінювання варіює від 1 до 20 умовних одиниць.

У радіобіології й радіоекології прийнято переводити поглинену дозу випромінювання, яку дістають біологічні об'єкти за тих чи інших умов, з урахуванням його ВБЕ, у **еквівалентну дозу іонізуючого випромінювання** (De).

Еквівалентна доза – це добуток поглиненої дози іонізуючого випромінювання на ВБЕ певного виду випромінювання:

$$De = D_n \cdot \text{ВБЕ}$$

Як відомо, зовнішньому впливу іонізуючого випромінювання та інкорпорованим в організмі радіонуклідам властивий різний ступінь ефекту з боку різних органів і систем організму. Тобто існує відносна

значущість тих чи інших органів у забезпеченні життєдіяльності організму людини: при одній і тій самій дозі опромінення одних організмів призводить до загибелі організму, а інші органи при цьому витримують великі поглинені дози без помітного впливу на весь організм.

Через неоднакову сприйнятливість різних органів і тканин до променевого впливу було введено поняття **ефективної еквівалентної дози іонізуючого випромінювання ($De.e$)**. Для її розрахунку потрібно помножити значення еквівалентної дози – De (Зв) на відповідний тканинний коефіцієнт P :

$$De.e = De \cdot P$$

У таких випадках ефект впливу гамма-випромінювання на все тіло людини береться за 1, а вибіркового вплив на окремі органи і тканини виражають у частках одиниці. Так, у разі надходження ^{131}Y з довкілля до організму, він на 90% накопичується у щитовидній залозі, і вся зумовлена цим радіонуклідом еквівалентна доза випромінювання діє переважно на клітини цієї залози.

Експерименти та розрахунки засвідчили, що ймовірність значного ураження всього організму при цьому становить 0,05. Це означає: якщо поглинена доза зовнішнього випромінювання 10 Гр є летальною для людини, то при вибіркового опроміненні у такій дозі щитовидної залози (через ^{131}Y) ефект буде близький до ефекту поглиненої людиною дози зовнішнього випромінювання 0,5 Гр. Така доза, як правило, не може спричинити летального ефекту.

За публікацією Міжнародного Комітету радіаційного захисту (МКРЗ) №60, цей тканинний коефіцієнт P становить:

- Статеві залози – 0,20
- Червоний кістковий мозок – 0,12
- Товста кишка – 0,12
- Шлунок – 0,12
- Легені – 0,12
- Сечовий міхур – 0,05
- Молочні залози – 0,05
- Печінка – 0,05
- Стравохід – 0,05
- Щитовидна залоза – 0,05

- Шкіра – 0,01
- Поверхня кісток – 0,01
- Інші органи – 0,05

Знаючи ці коефіцієнти, можна розраховувати значення ефективних еквівалентних доз для ситуацій вибіркового і нерівномірного опромінення.

Для оцінки часових характеристик дози іонізуючого випромінювання використовують поняття дози за тривалий проміжок часу – її називають очікуваною, за 50-річний період – піввікова доза, за середню тривалість життя (70 років) – “життєва” доза.

Ці поняття використовують для прогнозу і характеристики радіоекологічної ситуації на ядерних підприємствах за нормальних і аварійних умов. На практиці частіше для цього використовують річну піввікову еквівалентну дозу випромінювання.

2. Дозиметричні одиниці у радіоекології

За СІ одиниця активності (*A*) радіонукліда – це **1 Бк (беккерель)**.

1 Бк – це активність радіонукліда, за якої відбувається розпад одного ядра радіоактивного елемента за секунду [**1 Бк = 1 розп./сек**].

Нижче у **табл. 1** наведено співвідношення між системними і позасистемними дозиметричними одиницями.

Таблиця 1

Співвідношення між системними та позасистемними одиницями дозиметричних одиниць

Величина її позначення	Одиниця її позначення	Співвідношення між одиницями	
СІ		Позасистемна	
Активність радіонукліду, <i>A</i>	Беккерель (Бк)	Кюрі (Ки)	1 Ки = $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк
Поглинена доза випромінювання, <i>Dn</i>	Грей (Гр)	Рад (рад)	1 рад = 0,01 Гр
Потужність поглиненої дози випромінювання, <i>Pn</i>	Грей за секунду (Гр/с)	Рад за секунду (рад/с)	1 рад/с = 0,01 Гр/с

Еквівалентна доза випромінювання, H	Зіверт (Зв)	Бер (бер)	1 бер = 0,01 Зв
Потужність еквівалентної дози випромінювання, P_e	Зіверт за секунду (Зв/с)	Бер за секунду (бер/с)	1 бер/с = 0,01 Зв/с

Похідні одиниці:

- 1) питома активність, Бк/кг (Кі/кг)
- 2) об'ємна активність, Бк/л, Бк/м³, Бк/км³
- 3) поверхнева активність (щільність), Бк/м², Бк/км²

Оцінка поглинання доз від різних джерел

3.1. При зовнішньому опроміненні

Можливі кілька способів розрахунку й оцінки цієї дози для конкретної людини і певної популяції в цілому. Найбільш простим і точним способом є оцінка поглиненої дози випромінювання за показаннями індивідуального дозиметра (конденсаторного, плівкового чи термолюмінесцентного), який носять постійно.

Інший, більш складний спосіб – це оцінка поглиненої дози, отриманої внаслідок зовнішнього опромінення за даними зовнішньої дозиметрії фону гамма- і бета-випромінювання на території. Тут враховують дозу від хмари, поверхні землі на початку аварії й у наступних процесах ліквідації наслідків.

Простий спосіб розрахунку поглинених доз при зовнішньому опроміненні передбачає оцінку середніх значень потужності поглиненої дози гамма-випромінювання (p) на території та час перебування на цій території (t):

$$D_{з.о.} = p \cdot t.$$

Для врахування екранування дози будинками і спорудами вводять коефіцієнт екранування – **Кекр** – співвідношення потужності поглинених доз випромінювання всередині приміщення і поза ним. У розрахунках середніх показників рекомендується припускати, що **Кекр** = 0,4.

Знаючи потужність поглиненої дози від хмари і ґрунту на різних ділянках території, час перебування на вулиці та у приміщенні і

коефіцієнти екранування, можна в разі зовнішнього опромінення оцінити поглинену дозу випромінювання для кожної з груп людей

3.2. При надходженні радіонуклідів у організм

Частіше за все це здійснюється шляхом моделювання. Для цього використовують прийняті МКРЗ **дозові ціни радіонуклідів (ДЦ)**.

Дозова ціна радіонукліда (Зв/Бк) – це поглинена доза внаслідок потрапляння радіонукліда активністю 1 Бк до організму людини при диханні (інгаляційний шлях) чи при проковтуванні (травний шлях).

Таблиця 2

Дозові ціни деяких радіонуклідів (згідно з публікацією 60 МКРЗ)

Радіонуклід		Дозова ціна, Зв/Бк	
При проковтуванні (травний шлях)		При диханні (інгаляційний шлях)	
<i>90Sr</i>	$4 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-7}$	
<i>95Zr</i>	$1 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-9}$	
<i>131Y</i>	$2 \cdot 10^{-8}$	$2.5 \cdot 10^{-8}$	
<i>134Cs</i>	$2 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	
<i>137Cs</i>	$2 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	
<i>141Ce</i>	$1 \cdot 10^{-9}$	$2 \cdot 10^{-8}$	
<i>144Ce</i>	$1 \cdot 10^{-8}$	$4 \cdot 10^{-8}$	
<i>238Pu</i>	$7 \cdot 10^{-7}$	$7 \cdot 10^{-5}$	
<i>241Pu</i>	$1 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	
<i>40K</i>	$1 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	

Як бачимо, для більшості радіонуклідів дозова ціна при інгаляційному шляху їх надходження є більшою, ніж при травному шляху надходження радіонуклідів до організму людини.

3.2.1. Інгаляційна доза

Розрахунок і оцінка **інгаляційної еквівалентної дози випромінювання** потребують знання значень активності радіонукліда у вдихуваному повітрі за весь період життя на забрудненій території чи роботи в умовах забруднення.

Якщо це аварія, то важливо оцінювати активність радіонукліда у повітрі, приміщеннях і на вулиці для різних її етапів. Потрібно також знати об'єм споживаного людиною (дорослим, дитиною) повітря в різних ситуаціях: на роботі, під час відпочинку.

Середня добова кількість повітря, яку вдихає людина за різних умов

Умови				Кількість вдихуваного повітря, мЗ/добу	
Чоловіком	Жінкою	Дитиною 10 років	Дитиною 1 рік	Новонароджений	
Стан спокою	3,6(8)	2,3(8)	2,3(8)	1,3(14)	0,69(3)
Легка праця	9,6(8)	9,1(8)	6,24(8)	2,5(10)	0,09(1)
Проф. діяльність	9,6(8)	9,1(8)	6,24(8)	—	—
Усього на добу	23	21	5	3,8	0,8
Усер. за рік життя	9200	8400	6000	1520	

Тоді, знаючи активність певного радіонукліда у вдихуваному повітрі протягом року та його річне надходження інгаляційним шляхом (PH_i), дозу $D_{інг}$ обчислюють:

$$D_{інг} = ДЦ \cdot PH_i.$$

Активність радіонукліда у вдихуваному повітрі можна оцінити шляхом прямого вимірювання чи через розрахунки вмісту радіонуклідів у ґрунті й на поверхні доріг.

3.2.2. Травна доза

Існує декілька шляхів оцінки дози при надходженні радіонуклідів травним шляхом (з їжею, з питною водою).

І метод. Дози випромінювання конкретних осіб можуть бути розраховані за показником активності ^{137}Cs , що надходить в організм із продуктами харчування; за показниками ЛВЛ (лічильник випромінювань людини). Але цей метод не надає відомостей про активність, наприклад, ^{90}Sr , ^{239}Pu тощо, а активність ^{137}Cs може істотно змінюватися протягом доби.

Для оцінки загальної небезпеки радіоекологічної ситуації для великих популяцій введено поняття *колективної еквівалентної дози випромінювання*.

Визначення її дуже просте. Усю популяцію населення N , що проживає на забрудненій радіонуклідами території, можна поділити на декілька (i) груп із чисельністю населення в групі N_i , кожна з яких характеризується середньою дозою випромінювання Di . Колективна еквівалентна доза випромінювання для популяції становить суму добутків $N_i \cdot Di$.

Формула оцінки колективної дози:

$$Dk = N_i \cdot Di \quad (\text{люд} \cdot \text{Зв, або люд} \cdot \text{бер}).$$

Зрозуміло, що для малих популяцій цю дозу оцінювати недоцільно. Це поняття використовується для популяції в 1000 або 10000 чоловік.

II метод. Цей метод ґрунтується на середніх оцінках активності радіонуклідів у продуктах харчування людини й у воді, за якими, з огляду на раціон, оцінюють річне надходження радіонуклідів в організм. Обчислюють дозу випромінювання за формулою:

$$Dx = DЦi \cdot PHi,$$

де Dx – індивідуальна харчова доза від певного i -го радіонукліда;
 $DЦi$ – дозова ціна певного (i -го) радіонукліда у разі проковтування;

PHi – сумарне річне надходження радіонукліда i в організм людини з продуктами харчування. Як і в разі оцінки інгаляційної еквівалентної дози, підсумовують еквівалентні дози від усіх радіонуклідів, що є в продуктах харчування.

III метод. Третій шлях розрахунку використовують, якщо немає регулярних даних про активність радіонуклідів у продуктах харчування і у воді. В цьому випадку за допомогою камерних моделей (побудова яких розглядається в посібнику) розраховують активність радіонуклідів у продуктах харчування виходячи з активності радіонуклідів у забруднених сільськогосподарських угіддях, а за цим – у забруднених м'ясі й молоці. Далі використовують ту саму формулу для розрахунку річної піввікової еквівалентної дози від уживання місцевих продуктів харчування. Цей метод малопридатний у випадку оцінки доз для конкретних людей, але цілком виправданий, коли потрібно оцінити середні

індивідуальні та колективні еквівалентні дози випромінювання для популяції населення, що проживає на певній території.

Види дозиметричної та радіометричної апаратури

4. Види дозиметричної та радіометричної апаратури

Типові *дозиметри* – прилади для вимірювання дози випромінювання (поглиненої, еквівалентної, експозиційної) або потужностей цих доз – наведено на *рис. 1*.

Багато з приладів, що сьогодні випускаються, крім вимірювання дози або її потужності, здатні вимірювати й інші характеристики поля випромінювання (інтенсивність випромінювання, поверхневе забруднення, питому активність радіонуклідів) – це *радіометри*.



Радіометр типу
СРП-88Н



Дозиметр типу ДРГ-01Т

Дозиметр типу ДБГ-06Т

Дозиметр типу ДБГ-01Н

Рис 1. Прилади для вимірювання зовнішнього гамма-випромінювання

Окремий вид радіометричних приладів – *спектрометри* (рис. 2). Спектрометри – це прилади, що формують спектр залежності інтенсивності заряджених частинок або гамма-квантів від енергії, яку вони випускають (енергетичний спектр проби), що дає можливість визначати активність одного, декількох або багатьох радіонуклідів у пробі за одним спектрометричним дослідженням.



Рис.2. Вигляд спектрометра: а) гамма-спектрометр СЕГ-001м “АКП-С” б) бета-спектрометр СЕБ-01-150

Усі кількісні методи вимірювання радіоактивності можна виразити у вигляді:

$$A = kN,$$

де A – активність препарату, Бк ;

N – швидкість лічби або кількість імпульсів, зареєстрованих протягом певного часу (імп/сек);

k – коефіцієнт градування ($\frac{\text{Ав}}{\text{імп/сек}}$).

Майже всі радіометричні методи є відносними. Сутність *відносного методу* полягає в тому, що активність зразка проби

визначають через порівняння зі зразковим препаратом, який є ідентичним даному зразку проби (за товщиною шару в мг/см², розмірами і енергетичним спектром) і які вимірюються в однакових умовах. За допомогою такого зразкового препарату градуюють вимірювальну установку, тобто визначають коефіцієнт перерахунку k , який зв'язує активність препарату з певним спектром випромінювання і швидкість лічби його на цій установці.

4.1. Апаратура для β -радіометрії

Енергія β – частинок, які утворюються при радіоактивному розпаді ядер одного типу, не є однаковою, а вимірюється від 0 до деякої величини $E_{\text{макс}}$. При цій максимальній енергії або певному максимальному пробігу β – частинок у речовині можна ідентифікувати нукліди.

Послаблення β – випромінювання у речовині характеризується шаром речовини (зазвичай в мг/см²), який послаблює потік β – частинок удвічі. Ця величина має назву шару напівпослаблення.

Для вимірювання радіоактивності проб β – випромінювачів необхідно мати відповідну вимірювальну установку, яка звичайно складається з:

- детектора β – частинок,
- пристрою реєстрації імпульсів,
- джерела електромережі.

У ролі детектора β – частинок зазвичай використовують циліндричні (СБМ-20, СТС-6) і торцеві (СБТ-13, СБТ-15, МСТ-17 та ін.) лічильники Гейгера – Мюллера, сцинтиляційні пластмаси або сцинтиляційні рідини та іонізаційні камери, іноді – напівпровідникові детектори.

Для градування апаратури використовуються готові зразкові препарати, або останні можуть бути вироблені зі зразкових радіоактивних розчинів (ЗРР), що виготовляються на основі таких радіонуклідів: ^{14}C , ^{22}Na , ^{32}P , ^{35}S , ^{42}K , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{65}Zn , ^{88}Y , $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$, ^{109}Cd , ^{131}I , ^{137}Cs і т.ін

4.2 Апаратура для α - радіометрії

Особливості α - радіоактивності пов'язані з тим, що α - випромінювання є моноенергетичним, а пробіг α - частинок у речовині є дуже малим (у мг/см²). Це призводить до того, що зразки проби для вимірювання α - радіоактивності повинні бути дуже тонкошаровими (товщина шару – менша за 1 мг/см²). Для вимірювання товстошарових препаратів проб характерним є те, що швидкість лічби при інших однакових умовах (ефективність установки, площа джерела та ін.) залежить лише від масової активності зразка.

Для вимірювання α - активності зазвичай використовують *сцинтиляційні лічильники*. Такі лічильники складаються зі сцинтилятора (сірчистий цинк, активований сріблом чи іншим металом, який нанесено тонким шаром на прозору підложку проби – скло або органічне скло). Світлові спалахи, що виникають у сцинтиляторі під впливом α - частинок, перетворюються фотоелектронним помножувачем (ФЕП) на електричні імпульси, які реєструють звичайні лічильні прилади.

Для вимірювання α - активності (наприклад ^{222}Rn) також використовуються *трекові дозиметри* – прилади, що реєструють кількість треків, які залишають α - частинки на спеціальному полімерному матеріалі. Такі дозиметри, в основному, готуються для вимірювання активності певного радіонукліда.

4.3. Апаратура для γ -радіометрії

У радіоактивних нуклідів γ - переходи характеризуються випусканням моноенергетичних γ - квантів з відомими квантовими виходами і часом життя збуджених рівнів – періодами напіврозпаду. Вимірюючи енергію та інтенсивність γ - квантів, а також оцінюючи період напіврозпаду їх окремих моноенергетичних груп, можна однозначно ідентифікувати радіонукліди в зразку проби і достатньо точно визначати абсолютні значення їх активності. Ці задачі вирішують γ - *спектрометричні методи* аналізу з використанням сцинтиляційних або напівпровідникових детекторів.

Найбільш широко використовуються сцинтиляційні детектори на основі монокристалу NaI (Tl) і напівпровідникові Ge-Li (Ge)

детектори. Перевага перших –найвища ефективність реєстрації γ - квантів, обумовлена високою щільністю речовини $\rho = 3,67 \text{ г/см}^3$, більшим атомним номером $Z_{\text{еф}} = 51$ і можливістю використання кристалів великих розмірів до $150 \cdot 150 \text{ мм}$ і більше, включаючи кристали з колодязем. Недосконалість сцинтиляційних детекторів полягає в незадовільному енергетичному дозволянні (наприклад $8\text{-}12\%$ ($50\text{-}80 \text{ кеВ}$) для ^{137}Cs ($E_{\gamma} = 0,667 \text{ МеВ}$), яке обумовлене низькою величиною квантового виходу фотоелектронів (імовірність утворення фотоелектрона при попаданні на фотокатод фотопомножувача світлового кванта) і статистичною природою помноження вторинних електронів.

Перевага Ge-Li (Ge) детекторів полягає у високому енергетичному дозволянні ($4\text{-}7 \text{ кеВ}$ для γ - квантів ^{60}Co із $E_{\gamma} = 1,332 \text{ МеВ}$), яке обумовлюється майже повним збиранням вільних електронів, що утворюються внаслідок взаємодії γ -квантів.

5. Накопичення і міграція радіонуклідів в екосистемах

Для характеристики перетворень і міграції радіонуклідів в екосистемах у радіоекології прийнято застосовувати коефіцієнти накопичення.

Ці коефіцієнти демонструють, у скільки разів більшою (чи меншою) може бути активність певного радіонукліда в елементах екосистеми порівняно з навколишнім середовищем. Тому вони виступають специфічною для радіоекології характеристикою екосистем і біоценозів.

Коефіцієнт накопичення (K_n) – цей термін вживається для організмів, що мешкають у глибині ґрунту, на поверхні, у воді.

Коефіцієнт переходу (K_n) – застосовують також для наземних організмів чи мешканців водоймищ, коли йдеться про міграцію радіонукліда трофічними ланцюгами.

Ці коефіцієнти відбивають частинку радіоактивності, що потрапляє від одного елемента екосистеми до іншого.

Для системи “ґрунт – рослина” це співвідношення активності радіонукліда на 1 кг повітряно-сухої біомаси рослин (CI) і його

вмісту в 1 кг повітряно-сухого ґрунту (C_2), на якому ці рослини вирощують, Бк/кг:

$$K_n = C_1/C_2 \text{ (Бк/м}^2 \text{ або кБк/м}^2\text{)}$$

Використовують також коефіцієнт виносу (K_v) RN із біомасою:

$$K_v = C \cdot B/A, \quad (*)$$

де C – питома активність радіонукліда в 1 кг біомаси рослин, Бк/кг;

B – врожай з 1 км² площі, кг;

A – поверхнева активність (щільність) радіонуклідів, викинутих на територію, Бк/км².

Коефіцієнти накопичення відображають частку радіонуклідів, що переходять в одиницю біомаси з одиниці об'єму середовища проживання і використовуються найчастіше в радіоекології водних систем:

$$K_n = C_1/C_2,$$

Де C_1 – питома активність радіонукліда в 1 кг біомаси, Бк/кг;

C_2 – об'ємна активність радіонукліда в 1 л води, Бк/л.

Коефіцієнт виносу радіонукліда у цьому випадку визначають також за формулою (*), де під B розуміють біомасу гідробіонтів в одиниці об'єму середовища їхнього проживання, а під A – активність радіонуклідів, що потрапила у цю саму одиницю об'єму середовища.

Практична робота №1

ДОЗИМЕТРИЯ. РОЗРАХУНОК І ОЦІНКА ЕКВІВАЛЕНТНОЇ ДОЗИ ВИПРОМІНЮВАННЯ ВНАСЛІДОК ПОТРАПЛЯННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ДО ОРГАНІЗМУ

1. Мета роботи

Навчитися проводити дозиметричні обстеження продуктів харчування та здійснювати орієнтовну оцінку дозового навантаження на людину при споживанні продуктів харчування.

2. Оснащення

Дозиметр ДРГ-01Т, ДБГ-06Т, ДБГ-01Н або радіометр РКС-20.03 “Прип'ять”, наважки проб продуктів харчування, терези 2 кл., експрес-методика оцінки радіаційного забруднення продуктів харчування.

3. Теоретичні відомості

Дозиметричні обстеження об'єктів харчування, питної води, об'єктів довкілля проводять задля оцінки їх радіонуклідного

забруднення та орієнтовної оцінки радіоекологічного стану території або певної екосистеми.

Експрес-метод визначення вмісту ^{137}Cs у продукті харчування полягає у такому:

- а) підготувати наважку проби для вимірювання: зробити середньостатистичну пробу продукту, визначити вагу проби, підготувати посуд та рівномірно розмістити пробу у посуді для дозиметрії;
- б) за допомогою дозиметра провести дозиметричні вимірювання проби продукту та визначити потужність експозиційної дози, що створюється випромінюванням від даної проби;
- в) використовуючи дані коефіцієнтів переходу від потужності експозиційної дози до вмісту радіоцезію у пробі, визначити вміст ^{137}Cs у продукті.

4. Хід роботи

- а) підготувати прилад до роботи;
- б) провести вимірювання потужності експозиційної дози, яку створює проба продукту харчування;
- в) результати вимірювань занести у таблицю:

Вид проби	Маса проби m, кг	ПЕД фону, мкР/год	ПЕД проба+фон, мкР/год	ПЕД проби, мкР/год
1.	1.	1.	1.	1.
2.	2.	2.	2.	2.

д) за допомогою експрес-методу визначити вміст ^{137}Cs у продукті харчування.

ж) з урахуванням даних річного споживання населенням Миколаївщини даного продукту харчування розрахувати величину еквівалентної дози випромінювання ^{137}Cs на населення Миколаївщини при споживанні даного продукту харчування.

з) Порівняти отриману величину з нормуючими документами (ГДД = 1 мЗв/рік, згідно з НРБУ-97).

Контрольні питання

- 1. Яка доза випромінювання є еквівалентною, яка – експозиційною?
- 2. Який норматив, за НРБУ-97, опромінення населення?

3. Що таке дозиметр іонізуючого випромінювання?
4. У чому полягає метод експрес-аналізу вмісту ^{137}Cs у продуктах харчування?

Практична робота №2

РАДІОМЕТРИЯ. ВИЗНАЧЕННЯ ЗАГАЛЬНОЇ β -АКТИВНОСТІ ПРОБ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

1. Мета роботи

Навчитися проводити радіометричні дослідження об'єктів навколишнього середовища, визначати їх загальну β - активність.

2. Оснащення

Радіометрична установка малого фону УМФ (-1500, -2000), калієвий еталон, наважка проби навколишнього середовища.

3. Теоретичні відомості

При кожному акті розпаду відбувається випромінювання однієї частинки, через це загальне число альфа- або бета-частинок, що випромінюється в об'єкті зовнішнього середовища у всіх напрямках в одиницю часу, і визначає активність даного радіонукліда в цьому об'єкті зовнішнього середовища. Однак для реєстрації альфа-бета-частинок, альфа-гамма-, та бета-гамма-активних ізотопів необхідно відділити потік частинок від поліквантів (це завжди призводить до деякого послаблення останнього, значно ускладнює визначення величини активності ізотопу та призводить до помилок при вимірюваннях і обчисленнях). Тому на практиці активність таких ізотопів найчастіше визначають за гамма-випромінюванням. У цьому випадку необхідно враховувати, що різні радіоактивні ізотопи при одному акті розпаду можуть випромінювати не один гамма-квант, а декілька, і тому активність (A) такого радіонукліда визначається співвідношенням загальної кількості гамма-квантів (N_{j0}), що випромінюються радіоактивним ізотопом в усіх напрямках за одиницю часу, і числа гамма-квантів (n), що випромінюються при одному акті розпаду:

$$A = \frac{N_{j0}}{n} \quad (\text{розн/сек або беккерелів})$$

Для визначення загальної кількості гамма-квантів достатньо знати число зареєстрованих установкою імпульсів (N), ефективність лічильника (ϵ) та геометрію установки (відносне розташування проби та детектора (лічильника)). Очевидно, що кількість зареєстрованих пристроєм імпульсів ($Nj\theta$) пропорційна кількості гамма-квантів (Nj), що надходять до лічильника, і ефективності (ϵ) лічильника:

$$Nj\theta = \epsilon \cdot Nj$$

У свою чергу, Nj пропорційна кількості гамма-квантів $Nj\theta$, що випромінюється ізотопом в усіх напрямках і залежить від геометрії пристрою. Отже:

$$Nj = a \cdot Nj\theta$$

де a – коефіцієнт, що враховує частку гамма-квантів, які реєструються детектором (лічильником), від загальної їх кількості $Nj\theta$, що випромінюється радіоактивним ізотопом.

Через те що співвідношення числа гамма-квантів Nj , які надходять до детектора (лічильника), та їх загального числа $Nj\theta$, що випромінюється ізотопом за одиницю часу в усіх напрямках, визначається співвідношенням тілесних кутів π і 4π , в яких поширюються потоки гамма-квантів Nj та $Nj\theta$, тобто:

$$\frac{N_j}{N_{j\theta}} = \frac{\omega}{4\pi}$$

а тілесний кут, під яким ми бачимо лічильник з точкового джерела S :

$$\omega = \frac{ld}{r^2}$$

де ld – площа поздовжнього перетину газового лічильника,
 r – відстань між лічильником та ізотопом (рис. 3),

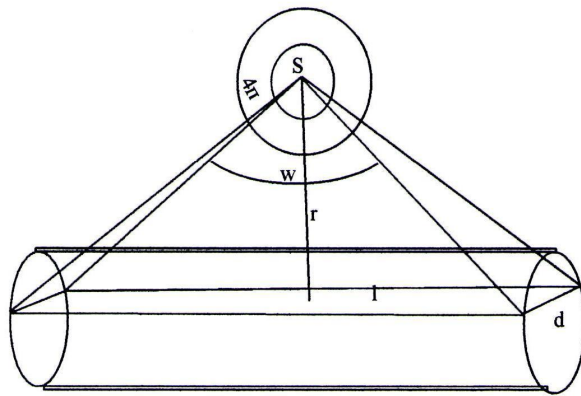


Рис. 3. Схема параметрів для визначення a

тоді коефіцієнт

$$a = \frac{ld}{4\pi r^2} \text{ і, отже:}$$

$$N_\gamma = \frac{ld}{4\pi r^2} \cdot N_{\gamma_0}.$$

Оскільки $N_\gamma = \frac{N}{\varepsilon}$, то $N_{\gamma_0} = \frac{4\pi r^2}{ld\varepsilon}$, і, нарешті, активність препарату дорівнює:

$$A = N \frac{4\pi r^2}{nld\varepsilon}$$

(розн/сек або

беккерелів)

Орієнтовні вимірювання гамма- і бета-активності об'єктів зовнішнього середовища проводяться безпосередньо на місці, використовують переносні прилади СРП, ДБГ-0.4, "Прип'ять" та інші. У лабораторних умовах визначають радіоактивне забруднення відібраних проб за допомогою установок: гамма-спектрометра (АІ-1024-95 з ДГДК, ГАММА-АК,-1С), бета-спектрометра (СББ-01,

БЕТА-01С), альфа- спектрометра (СЕА-13П з ППД), бета-радіометричної установки УМФ-1500 та інших. Як детектори випромінювань найчастіше використовуються газорозрядні, сцинтиляційні, напівпровідникові лічильники.

Усі радіометричні дослідження є *відносними* – в основі лежить метод відносного порівняння швидкості лічби імпульсів від проби зі швидкістю лічби від еталона (зразка радіоактивності). Для будь-яких радіометричних вимірювань сьогодні випускають зразкові

радіоактивні препарати з вмістом α -, β - чи γ - нуклідів або такі, що враховують різну геометрію випромінювання: точкові, об'ємні або рідкі препарати.

Як еталон при визначенні *загальної β -активності* об'єкта навколишнього середовища застосовується калій-40. Вибір останнього зумовлений великим поширенням його в природі. Калій-40, в основному, визначає бета-фон більшості природних об'єктів, які обстежуються при дослідженнях. Важливою перевагою калію-40 є також його великий період піврозпаду ($1.27 \cdot 10^9$ років), який дозволяє не вносити поправки на розпад. Перелічені властивості роблять можливим застосування калію-40 як еталона при гігієнічних дослідженнях.

Для приготування еталона беруть наважку безводного хімічно чистого, дрібно розтертого сірчанокислого чи хлористого калію вагою 250 або 300 мг.

Повну кількість бета-розпадів, що сталася в даній наважці речовини еталона, розраховують виходячи із вмісту калію в наважці КСІ і вмісту радіоактивного калію-40 у природній суміші ізотопів (^{30}K , ^{40}K , ^{41}K), який становить 0,0119%. Активність 1г калію-40 дорівнює $6,28 \cdot 10^6$ Кі.

4. Завдання

А. Підготувати радіометричну установку УМФ-1500 з ПСО-2-5 до роботи, згідно з її технологічною документацією.

Б. Приготувати калієвий еталон і зробити розрахунок параметрів еталона.

В. Визначити швидкість лічби імпульсів, що утворюються радіоактивністю проби, на радіометричній установці.

Г. Обчислити активність проби.

Д. Знайти похибки обчислень.

Ж. Зробити оцінку радіаційної обстановки.

5. Вказівки до виконання роботи

5.1. Приготувати еталон. Взяти наважку KCl вагою 250 мг.

- Вміст K у взятій наважці дорівнює ...

- Вміст калію-40 в 0,131 г калію дорівнює ...

- Активність $1,559 \cdot 10^{-5}$ г калію-40 = $1,559 \cdot 10^{-5} \cdot 6,28 \cdot 10^{-6} = 9,79 \cdot 10^{-10}$ Кі

- Знайдена активність еталона в кюрі відповідає:

$9,79 \cdot 10^{-11} \cdot 2,22 \cdot 10^{-12} = 217,3$ розпадів за хвилину.

- Враховуючи, що при радіоактивному перетворенні калію-40 бета-розпаду зазнають 88% атомів, а решта (12%) зазнають К-захоплення, справжня бета-активність препарату дорівнюватиме $217,3 \cdot 0,88 = 191,2$ розпад/хвилину.

- Знаючи справжню бета-активність еталона і швидкість лічби його, можна визначити процент реєстрованих радіометром бета-розпадів у вигляді імпульсів від загального числа бета-розпадів.

$$K_{ef}^{TM} = \frac{N_{\text{еталону}} \left(\frac{\text{розпад}}{\text{хвилину}} \right)}{191,2 \left(\frac{\text{розпад}}{\text{хвилину}} \right)}$$

5.2. Увімкнути та підготувати установку УМФ-1500 з ПСО-2-5 до роботи.

5.3. Зробити три вимірювання показників фону і знайти середнє їх значення (N_f імпульс/хвилину).

5.4. Зробити три вимірювання швидкості лічби від калієвого еталона і знайти середнє їх значення (N_e імпульс/хвилину).

5.5. Розрахувати ефективність радіометричної установки за калієвим еталоном:

$$K_{ef} = \frac{N_{\text{еталону}} \left(\frac{\text{імпульсів}}{\text{хвилину}} \right) - N_{\text{фону}} \left(\frac{\text{імпульсів}}{\text{хвилину}} \right)}{191.2 \left(\frac{\text{розпад}}{\text{хвилину}} \right)}$$

5.6. Провести по три вимірювання швидкості лічби від кожної проби і знайти середнє їх значення (***Nпроби імпульс/хвилину***).

5.7. Визначити середнє значення активності проб:

5.8. Обчислити похибки вимірювань.

5.9. Результати вимірювань занести у таблицю.

Дата, час вимір ю- вання	Наз ва проб и	Швидкіс ть лічби (імп/хв)	Швидкіс ть лічби фону (імп/хв)	Швидкіс ть лічби проби без фону (імп/хв)	Активність	
					Роз- пад /хв	Беке- рель

Контрольні питання

1. Що являє собою радіоактивність?
2. Що зветься активністю радіоактивної речовини?
3. Що береться за одиницю активності в системі СІ?
4. Які позасистемні одиниці активності та їх похідні?

Практична робота №3

ЕКСПРЕС-МЕТОД РАДІОМЕТРІЇ ОБ'ЄКТІВ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

1. Мета роботи

Навчитися проводити вимірювання загальної β -активності проб навколишнього середовища та оцінювати вміст калію-40 у пробах.

2. Оснащення

Переносний радіометр (типу РКС-20.03 “Прип’ять”), наважка проби ґрунту (рослинності, води), терези 4 кл., лабораторний посуд.

3. Теоретичні відомості

Радіометри, на відміну від звичайних дозиметрів, дозволяють вимірювати не лише дозу іонізуючого випромінювання, яка створюється випромінюванням радіонуклідів, присутніх у пробі, а й і активність радіонуклідів за їх β -випромінюванням. Це стосується переносних портативних радіометрів типу “Прип’ять”, які мають у своїй основі газорозрядні лічильники Гейгера – Мюллера. Метод базується на різниці проникаючої здатності гамма- та бета-випромінювань. При проведенні аналізу необхідно ознайомитися з роботою лічильника та методом визначення бета-активності проби.

4. Хід роботи

- а) підготувати радіометр до роботи;
- б) підготувати наважку проби;
- в) провести вимірювання β -активності проби;
- г) результати вимірювань занести у таблицю

Вид проби	Маса проби m, кг	Показання приладу $\gamma + \beta$	Показання приладу γ	Показання приладу $\gamma + \beta - \gamma$	Загальна (активність 40К), $A \pm 2\sigma$, Кі (Бк)	β -активність проби
1. 2.		1. 2.		1. 2.		

д) розрахувати питому активність $40K$ у пробі: $C = A/m$

е) результат оформити з урахуванням помилки вимірювань.

Контрольні питання

1. Які види випромінювання супроводжують розпад ядер природного ^{40}K ?
2. Чому β -активність ^{40}K певного продукту визначає його природну β -активність?
3. Що таке газорозрядний лічильник? На якому фізичному процесі побудовано його дію?

Практична робота №4 **РАДІАЦІЙНО-ГІГІЄНІЧНА ОЦІНКА**

ТЕРИТОРІЇ

1. Мета роботи

Навчитися виділяти об'єкти, відбирати проби навколишнього середовища та робити їх попередню обробку для радіаційно-гігієнічного обстеження території.

2. Оснащення

Дозиметр, радіометрична установка УМФ-1500, калієвий еталон, наважка проби навколишнього середовища.

3. Теоретичні відомості

Постійний радіаційний контроль за чистотою зовнішнього середовища необхідно здійснювати там, де є можливість його забруднення рідкими, твердими або газоподібними відходами закладів, в яких працюють з радіоактивними речовинами (РР). Основним змістом таких робіт є своєчасне й повне виявлення можливих джерел забруднення, кількісна та якісна характеристика радіоактивних відходів і стану зовнішнього середовища.

Напрямки, в яких здійснюється контроль, можуть бути різними. Вони, головним чином, визначаються шляхами надходження радіоактивної речовини (РР) у зовнішнє середовище. Зважаючи на особливості дії РР у зовнішньому середовищі, під контроль доводиться брати не тільки те середовище, в яке безпосередньо

надходить радіоактивна речовина, але й те, в яке вона може частково або повністю мігрувати в результаті сорбції, обмінних процесів тощо.

При контролі за територією, що оточує об'єкти, на яких проводяться роботи з відкритими РР, здійснюються дозиметричні заміри над поверхнею землі, відбираються проби ґрунту, наземних рослин і повітря для радіометричних та радіохімічних досліджень (рис. 4).

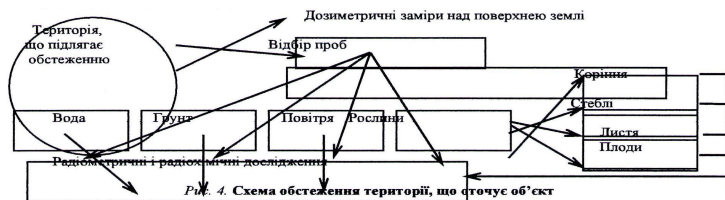


Рис. 4. Схема обстеження територій, що оточують об'єкт

Контроль, який здійснюється за цією схемою, дає можливість характеризувати не лише кількість радіоактивних опадів, а й їх накопичення в ґрунті, в рослинах, у воді. Аналогічна схема обстеження водойм зображена на рис. 2.

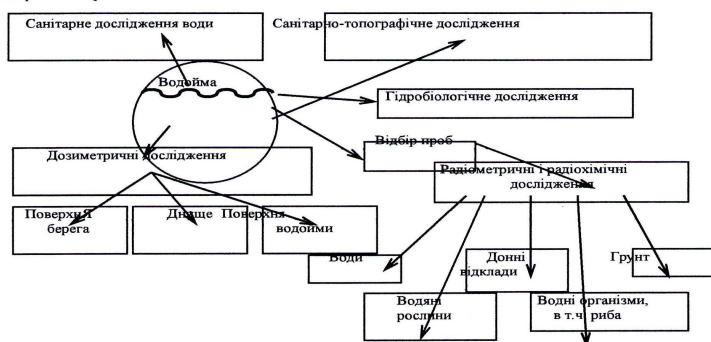


Рис. 4. Схема обстеження водойми

На підставі результатів проведених досліджень роблять гігієнічну оцінку об'єкту зовнішнього середовища з урахуванням можливості негативного впливу радіоактивних речовин на здоров'я людей і вносять пропозиції щодо розробки профілактичних та оздоровчих заходів.

4. Вказівки щодо відбору проб

Природна радіоактивність води, ґрунту, рослин, харчових продуктів зумовлена наявністю в них природних радіонуклідів (радіоізотопів урану, радію, торію, калію та інших). У них можуть потрапляти й штучні радіонукліди.

Відбір проб водних організмів і донних відкладень проводиться в місцях можливого забруднення, а також на 10-20 метрів вище і в кількох точках нижче за течією річки.

В озері (ставку) кількість точок відбору проб визначається на місці, залежно від розміру водойми і умов перемішування води.

Проби відбираються на глибині до 0,5 м від поверхні в кількості від 1 до 20 л, залежно від питомої активності, ступеня мінералізації і завдань дослідження.

Взяття проб проводиться за допомогою батометрів у скляний посуд, в який попередньо вноситься невелика кількість азотної кислоти. Азотну кислоту додають, щоб запобігти випадінню осаду і зменшити адсорбцію РР на стінку посуду.

Планктонні форми водних організмів відбираються шляхом виловлювання спеціальними сітками, бентос – шляхом зіскрібання лопаткою або шпателем у склянку, нектон – виловлюванням рибальськими снастями, перифітон збирають руками, причому необхідно захоплювати стебла й коріння.

У процесі збирання й доставки рослин в лабораторію не слід допускати стикання їх підводних частин з надводними, це дасть можливість запобігти забрудненню останніх сорбованими РР.

Для тривалого зберігання відібрані проби рослинних і тваринних організмів слід консервувати формаліном.

Проби донних відкладень можна збирати шляхом зіскрібання верхніх шарів за допомогою скребачки або банки.

Наземну частину трав'яного покриття зрізають ножом, якщо рослини забруднені ґрунтом, нижню частин їх зрізають або обмивають водою.

Проби ґрунту беруть з площі 10 x 10 см і глибиною 5 см. Якщо потрібно знати, наскільки шкідлива речовина проникла в ґрунт, проби відбирають з глибини 10, 15, 20 см.

5. Вказівки щодо підготовки проб для вимірювання

Той чи інший відібраний продукт для приготування середньої проби старанно перемішують. Проби хліба, овочів, рослин і т.д. попередньо подрібнюють ножом або на м'ясорубці.

У прожарений і зважений на технічних терезах фарфоровий тигель (або чашку) вміщують наважку подрібненого продукту в кількості 200-1000 г (залежно від виду продукту). Взятую наважку або

випарюють на водяній бані, або обвуглюють на електричній плитці. Обвуглювання слід вважати закінченим після припинення скупчування матеріалу і зникнення диму. Потім тигель або чашку переносять в муфельну піч для зоління. Зоління слід проводити дуже обережно, не допускаючи початкового нагрівання муфеля більше 300 °С. У подальшому температуру в муфелі можна довести до 350°-380 °С, але не вище, оскільки при більш високій температурі настає сильне спікання золи і може мати місце втрата радіоактивних речовин.

Так, калій при температурі 600-700 °С має значну леткість, а втрати цезію відмічаються при температурі близько 400 °С. Зоління вважається закінченим, коли зола набуває білого або сіро-білого кольору.

Після деякого остигання золені проби переносять з муфеля в ексикатор, охолоджують до кімнатної температури і зважують. Вагу золи визначають для кожної проби. Готову золу розтирають у дрібний порошок у тій же чашці або в тиглі.

Для проведення радіометричних вимірів на підкладку переносять золу і старанно розрівнюють по всьому заглибленню підкладки. Висота бортів у підкладках, використовуваних для визначення активності, має бути не меншою за 6 мм.

Контрольні питання

1. Що таке радіаційно-гігієнічна оцінка території? У чому полягає її відмінність від радіоекологічної оцінки території?
2. Які вимоги до вибору ділянки для радіаційно-гігієнічної оцінки території?
3. Які головні вимоги до відбору і підготовки проб?

Практична робота №5

СПЕКТРОМЕТРИЯ. ВИЗНАЧЕННЯ ВМІСТУ ^{137}Cs В ОКРЕМИХ КОМПОНЕНТАХ ЕКОСИСТЕМ

1. Мета роботи

Навчитися проводити радіометрію проб зовнішнього середовища.

2. Оснащення

Гамма-спектрометр, наважка проби навколишнього середовища (проба ґрунту, повітряно-суха проба рослинності)

3. Теоретичні відомості

Гамма-спектрометричні дослідження базуються на вмінні отримувати енергетичний спектр від проби та ідентифікувати радіонукліди у пробі.

Підготовка проб та гамма-спектрометричний аналіз проби виконується відповідно до методики [6]. Гамма-спектрометр на базі багатоканального амплітудного аналізатора дозволяє отримувати спектр, який відображає активність тих чи інших радіонуклідів, розкладених поканально, залежно від їх енергії випромінювання (гамма-спектрометри, в основному, розкладають потік випромінювання від проби в енергетичний спектр від 0,2 до 1,5 MeV) (рис. 5, 6).

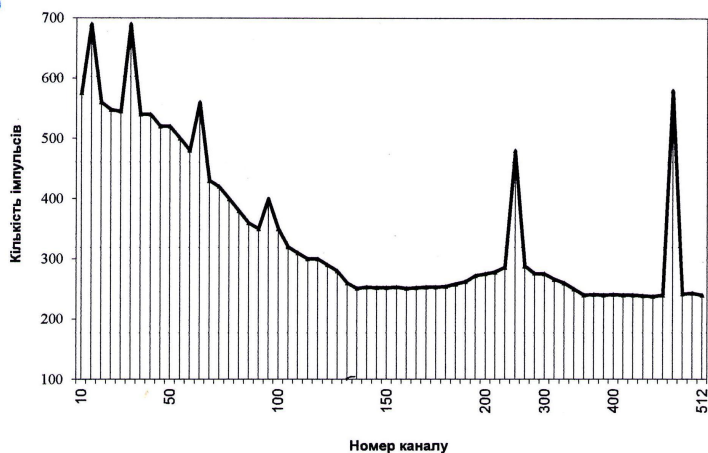


Рис. 5. Енергетичний спектр проби за багатоканальним аналізатором імпульсів АІ-1024-95

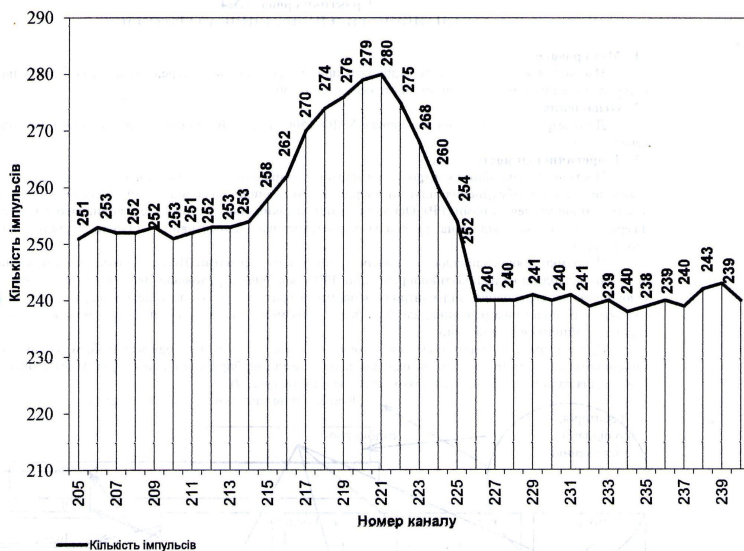


Рис. 6. Ділянка спектра з певним "піком"

3.1. Вимірювання фонових характеристик спектрометра

Мінімально детектована активність залежить від значення фону, яке реєструється спектрометром у вибраному енергетичному діапазоні.

Вимірювання фонових характеристик для розрахунку малих величин активності проводиться протягом 6-8 годин.

Із фонового спектра розраховують мінімальне значення активності за певною гамма-лінією радіонукліда.

$$A_{\min} = \frac{\sqrt{\sum_i N_{i\delta}}}{\varepsilon(E_i) \cdot t_{\delta} \cdot I_i} \quad (3.1.1)$$

де ***E_i***, ***I_i*** – енергія і абсолютна інтенсивність *i* гамма-лінії радіонукліда (у долях)

ε ***i*** – ефективність реєстрації спектрометра у вибраній геометрії для енергії *E_i* (долі)

N_{iφ} – кількість зареєстрованих імпульсів в *i*-каналі (імп.)

Мінімально детектована активність за будь-який час експозиції розраховується за формулою:

$$A_{\min}(t) = A_{\min}(t_{\text{TM}}) \cdot \sqrt{\frac{t_{\text{TM}}}{t}} \quad (3.1.2)$$

Для фонового спектра розраховується також величина

$$\sum \hat{O}_0 = \frac{\sum_{m=M_0}^M N_m}{t_{\delta}} \quad (3.1.3)$$

де ***N_m*** – кількість імпульсів в *m*-каналі аналізатора;

M₀, ***M*** – канали, що відповідають початку та кінцю енергетичного діапазону спектрометра.

Ця величина характеризує інтегральний фон спектрометра і використовується для оперативного щоденного контролю постійності фону.

3.2. Критерій перевірки статистичної значимості амплітудного піка

Статистична значущість величини ***S_i*** і обумовлена активністю, що мінімально детектується:

$$S_s \geq 2 \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^{m2} N_{\gamma TM}} \cdot \sqrt{\frac{t}{t_{TM}}}$$

$$S_s = S_s - \frac{t}{t_{\delta}} \cdot S_{\gamma \delta}$$

де S_s – відкорегована з урахуванням фону площа піка, S_i , $S_{i\phi}$ – площі піків відповідно у спектрі проби й у фоновому спектрі.

При невиконанні цієї умови припускається, що значення активності за i -тою гамма-лінією не перевищує МДА.

3.3. Розрахунок активності радіонукліда у пробі

Розрахунок здійснюється за формулою:

$$A_s = \frac{S_i}{\varepsilon(E_i) \cdot I_i \cdot t \cdot m} \quad (3.3.1)$$

3.4. Оформлення фонових характеристик спектрометра здійснюється у формі:

Дата	Радіонуклід	E (МэВ)	t_{δ} (сек.)	$\sum n_{\gamma \delta}$ (імп)	S_a (і м п)	$A_{\min}$ у геометрії (х) ДЛІЯ $t = t_{\delta}$	
						Бк-проб у	Кі-про бу

3.5. Протокол результату гамма-спектрометрії проби повинен мати повну інформацію про вимірювання:

Радіо- нуклід	E (МэВ)	№ кан а- лу	Площа піка (імп.)	Коефіцієнт статистичної значущості	По- ми- лка	Акти- в- ність Бк	Мас- а про- би, кг	Акт ив- ність Бк/к г
------------------	------------	----------------------	-------------------------	--	-------------------	----------------------------	--------------------------------	----------------------------------

			$S - \frac{t}{t_{\delta}}$	$2 \cdot \sqrt{\sum_{i=m}^{m2} N_{i\delta}}$	σ σ %	проб и		

4. Завдання

а). Визначити загальну площу піка для проби ґрунту (за рис. 2)

б). Визначити площу фону **S_{ϕ}**

в). Розрахувати площу піка над фоном $S_i = \sum n_{i\delta} - S_{\phi}$

г). Результати розрахунку занести у таблицю:

Дата	Радіо - нуклі д	Е	t_{δ}	$\sum n_{i\delta}$	S_{ϕ}	$S_i = \sum n_{i\delta}$	Маса проби	A_i
		(МэВ)	(сек.)	(ім .)	(ім п.)	(ім п.)	кг	Бк/к г

4.1. Визначити активність ^{137}Cs у пробі ґрунту за формулою

$$A_i = \frac{S_i}{\varepsilon(E_i) \cdot I_i \cdot t \cdot m},$$

де **E_i** , **I_i** – енергія і абсолютна інтенсивність i -гама-лінії радіонукліда (у долях)

ε **i** – ефективність реєстрації спектрометра у вибраній геометрії для енергії **E_i** (долі)

S_i – площа піку в i каналі без фону (імн.)

M – маса проби (кг).

д). Аналогічно до пп. 4.1-4.5 провести дослідження для проби рослинності, проб молока.

е). Результати дослідження навести у вигляді:

- Вміст ^{137}Cs у ґрунті дорівнює _____ Бк/кг

- Вміст ^{137}Cs у рослинності дорівнює _____ Бк/кг
- Вміст ^{137}Cs у молоці дорівнює _____ Бк/кг

Контрольні питання

1. Що таке гамма-спектрометричний аналіз проб навколишнього середовища? В чому полягає сутність цього методу визначення радіоактивності проб навколишнього середовища?
2. Як визначити активність цезію-137 у пробі за допомогою гамма-спектрометра?
3. Що таке фон гамма-спектрометра?
4. Що таке мінімальнодетектована активність цезію-137 на гамма-спектрометрі? Від чого вона залежить?
5. Від чого залежить ефективність вимірювання проб на гамма-спектрометр

Практична робота №6

ТЕХНОРАДІОЕКОЛОГІЯ. РАДІАЦІЙНИЙ КОНТРОЛЬ БУДІВЕЛЬНИХ МАТЕРІАЛІВ

1. Мета роботи

Навчитися визначати вміст природних радіонуклідів у будівельних матеріалах.

2. Оснащення

Гамма-спектрометр, наважка проби будівельних матеріалів, посуд Марінеллі.

3. Теоретичні відомості

Кожне підприємство, яке виготовляє або відпускає будівельну сировину або матеріали (щебінь, пісок, зола і шлаки ТЕС, відходи і другорядні продукти промисловості), здійснює їх оцінку на радіаційну небезпеку.

Радіоактивність сировини або матеріалів вимірюється методом експрес-оцінки за допомогою рекомендованих приладів згідно з відповідними методиками.

У випадку перевищення нормативу для першого класу (придатність для всіх видів будівництва) проба сировини або матеріалів з указаної партії повинна спрямовуватися для дослідження на радіоактивні елементи у стаціонарну відомчу (регіональну) лабораторію на гамма-спектрометрію, а партія до отримання результатів аналізу повинна очікувати на них.

Потужність дози гамма-випромінювання на об'єкті будівництва вимірюється у кожному приміщенні будівлі, яке здається у експлуатацію, до закінчення робіт.

Концентрацію родону необхідно вимірювати на перших поверхах та у напівпідвальних приміщеннях будівель, що експлуатуються.

4. Завдання

1. Підготувати пробу будівельних матеріалів до гамма-спектрометрії.
2. Провести вимірювання потужності експозиційної дози випромінювання.
3. Зробити наважку проби.
4. Здійснити гамма-спектрометричні дослідження проби.
5. Виконати розрахунок вмісту ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K у пробі будматеріалів.
6. Розрахувати величину сумарної питомої активності природних радіонуклідів у пробі будматеріалів.
7. Порівняти отриману величину з нормативними документами.
8. Зробити висновок за результатами досліджень.

Контрольні питання

1. Як визначається сумарна питома активність природних радіонуклідів у будівельних матеріалах?
2. У чому полягає метод експрес-оцінки радіоактивності проб будматеріалів?
3. Від чого залежить радіоактивність будівельних матеріалів?

Практична робота №7

ПОБУДОВА КАМЕРНИХ МОДЕЛЕЙ РАДІОАКТИВНОСТІ ПРИРОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

1. Мета роботи

Навчитися будувати камерні моделі переносу радіонуклідів між компонентами екосистеми.

2. Теоретичні відомості

Для опису перенесення, переходу і міграції радіонуклідів в екосистемах часто використовують *метод камерних моделей*.

У камерних моделях весь ланцюг перенесення радіонуклідів для простоти поділяють на камери (*вох* – коробка). У математичних моделях взаємодію між камерами задають за допомогою коефіцієнтів. За способами взаємодії між камерами моделі можна поділити на *стаціонарні* і *динамічні*.

Стаціонарні камерні моделі (*рис. 7*) будують на основі постулату про наявність сталої статистичної рівноваги в системі

“екосистема – організм – середовище”. При цьому розподіл активності радіонуклідів у кожній з виділених камер вважають рівномірним. За відомими значеннями Кп радіонуклідів між камерами чи за відомою кількістю стабільного аналога радіонукліда в певній камері розраховують питому активність у ній радіонуклідів. Стабільними аналогами радіонуклідів є елементи, які за своїми метаболічними характеристиками в екосистемі подібні до радіонуклідів (стабільним аналогом Sr є Ca , а стабільним аналогом Cs – K).

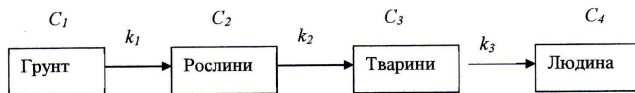


Рис. 7. Стаціонарна камерна модель екосистеми

У стаціонарних моделях:

k_1, k_2, k_3 – прямі коефіцієнти перенесення радіонуклідів між камерами;
 C_1, C_2, C_3, C_4 – концентрації радіонукліда у камерах 1, 2, 3, 4 відповідно.

Через стаціонарну камерну модель можна обчислити активність радіонуклідів в інших камерах:

$$\begin{aligned} C_2 &= k_1 \cdot C_1 \\ C_3 &= k_2 \cdot C_2 = k_1 \cdot k_2 \cdot C_1 \\ C_4 &= k_3 \cdot C_3 = k_1 \cdot k_2 \cdot k_3 \cdot C_1 \end{aligned} \quad (7.3.1.)$$

Крім простих стаціонарних камерних моделей, широко використовують **динамічні камерні моделі** (рис. 8), які ґрунтуються на двох основних припущеннях:

1) екосистему можна поділити на кілька взаємодіючих камер, між якими з часом відбувається міграція радіонуклідів. Радіонукліди, що надійшли в камеру, миттєво переміщуються в усіх частинах камери однаково в будь-який момент часу;

2) втрати радіонуклідів камерою є пропорційними активності радіонуклідів у камері. Перенесення радіонуклідів з однієї камери до іншої відбувається за законами кінетики, його описують системою простих диференціальних рівнянь (7.3.2.).

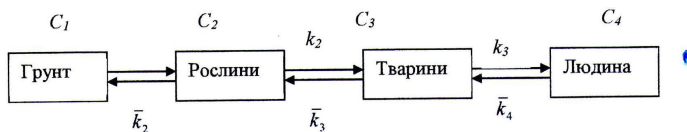


Рис. 8. Динамічна камерна модель екосистеми. У динамічних моделях:
 k_1, k_2, k_3 – прямі коефіцієнти перенесення радіонуклідів між камерами;
 $\bar{k}_2, \bar{k}_3, \bar{k}_4$ – зворотні коефіцієнти.

$$\frac{dC_1}{dt} = \bar{k}_2 \cdot C_2 - k_1 \cdot C_1 \quad (7.3.2.)$$

$$\frac{dC_2}{dt} = k_1 \cdot C_1 - k_2 \cdot C_2 - \bar{k}_2 \cdot C_2 + \bar{k}_3 \cdot C_3.$$

$$\frac{dC_3}{dt} = k_2 \cdot C_2 + \bar{k}_4 \cdot C_4 - \bar{k}_3 \cdot C_3 - k_3 \cdot C_3$$

$$\frac{dC_4}{dt} = k_3 \cdot C_3 - \bar{k}_4 \cdot C_4.$$

Ця система легко розв'язується. Практично для будь-якої складної та розгалуженої екосистеми така система може бути складена і розв'язана (за допомогою *MAPLE 5*, *MAPLE 6*).

Метод камерних моделей є найпростішим і адекватним математичним методом опису радіоекологічних процесів в екосистемах різної складності.

3. Завдання

1. Побудувати блок-схему екосистеми за даними робіт №1-3.
2. Визначити коефіцієнти переходу певного радіонукліда між камерами (за даними робіт №1-5).
3. Записати диференціальні рівняння камерної моделі.

Контрольні питання

1. Що таке камерна модель?
2. Що собою являє камерна модель міграції радіонуклідів у прісноводній (морській, наземній, лучній) екосистемі?
3. Що таке стаціонарна і динамічна камерні моделі?
4. Від чого залежить міграція радіонуклідів у водній екосистемі?
5. Які фактори визначають міграційні процеси радіонуклідів у наземній екосистемі?

Практична робота №8
ВИЗНАЧЕННЯ РАДІОЄМНОСТІ ВОДНИХ І НАЗЕМНИХ
ЕКОСИСТЕМ

1. Мета роботи

Навчитися визначати радіоємність та чинник радіоємності певної екосистеми.

2. Теоретичні відомості

Радіоємність екосистеми – це максимальна кількість радіонуклідів, що може міститись у певній екосистемі, не порушуючи її основних трофічних властивостей, кондиціонування і надійності.

Здатність екосистем накопичувати і міцно утримувати радіонукліди, що надходять до них, є їхньою фундаментальною властивістю. Мірою цієї властивості екосистем може бути *чинник радіоємності* F – співвідношення активності радіонуклідів, що міцно сорбовані компонентами екосистеми, і загальної радіоактивності цієї екосистеми.

$$F = \frac{A_{\text{екосист}}}{A_{\text{заг.}}},$$

де $A_{\text{екосист}}$ – активність радіонуклідів, сорбована компонентами екосистеми (**Бк**),

$A_{\text{заг.}}$ – загальна активність радіонуклідів, що надійшла до екосистеми (**Бк**).

Верхньою межею є такий ступінь активності радіонуклідів, який ще не порушує функціонування екосистеми, тобто не знижує її продуктивності, кондиціонування і надійності.

3. Завдання

1. За даними попередніх робіт розрахувати $A_{\text{екосист}}$, вважаючи, що екосистема, яка розглядається, має такі характеристики:

- площа території – 1200 га,
- врожай рослинності складає 12000 кг,
- загальна активність радіонуклідів, яка надійшла до екосистеми, $A_{\text{заг.}} = 10000$ Бк.

2. Розрахувати чинник радіоємності певної екосистеми.

3. Зробити висновок щодо надійності стану екосистеми.

Контрольні питання

1. Що таке радіоємність екосистеми та яке її значення для оцінки стану екосистеми?

2. Що таке чинник радіоємності екосистеми та яке його практичне значення у радіоекології?
3. Як визначити радіоємність певної екосистеми?
4. Які фактори визначають радіоємність екосистеми?
5. Від чого залежить зміна радіоємності екосистеми?
6. Яка роль біотичної складової для радіоємності екосистеми?

Понятійний словник курсу “Радіобіологія”

Авторадіографія	Спосіб вивчення розподілу радіоактивних речовин у досліджуваному об'єкті шляхом накладання на нього чутливих до радіоактивних випромінювань фотоматеріалів
Активність	Число розпадів радіоактивних ядер в одиницю часу. Одиниці активності в системі СІ 1 бекерель (Бк) відповідає одному розпаду радіоактивного ізотопу за секунду. Кюрі (Ки) – позасистемна одиниця активності радіонуклідів, $1\text{Ки} = 3,7 \cdot 10^{10}$ актів ділення в 1 секунду. 1 Ки відповідає приблизно активності 1 г радію
Альфа-частинки (α)	Потік позитивно заряджених частинок ядер атомів гелію
Бекерель	Активність нукліда в радіоактивному джерелі (А), позначається як “Бк”, міжнародне позначення – “Bq”
Бер	Біологічний еквівалент рентгена, позасистемна одиниця еквівалентної дози опромінення людини іонізуючим випромінюванням
Бета-частки (β)	Потік негативно заряджених електронів ядерного походження, що випускаються ядром радіоактивних елементів при його розпаді
Відкриті джерела	Такі джерела, речовини і устрої, експлуатація яких не виключає надходження радіації в навколишнє середовище
Відносна біологічна ефективність	Співвідношення поглинутої дози стандартного випромінювання, що викликає певний біологічний ефект і поглиненої дози радіації, що вивчається, яка дає такий самий ефект, наприклад загибель 505 клітин або піддослідних тварин
Внутрішнє іонізуюче опромінення (інкорпороване)	Опромінення, що утворюється внаслідок проникнення та накопичення радіоактивних ізотопів всередині організму

Гама-випромінювання (γ)

Короткохвильове електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі 10-8 см і енергією більше 250 кеВ, а також електромагнітне випромінювання радіонуклідів (незалежно від енергії), що виникає при розпаді радіоактивних ядер та елементарних частинок і при взаємодії швидких заряджених частинок з речовиною.

Різні види електромагнітного випромінювання відрізняються умовами створення та певними властивостями (довжина хвилі, енергія)

Гранична доза /ГД/

Гранична індивідуальна еквівалентна доза за рік, яка при рівномірному впливові протягом 70 років не викличе в стані здоров'я людини несприятливих змін

Граничне річне надходження /ГРН/

Таке надходження радіації до організму на протязі року, яке за 70 років створить в критичному органі особи еквівалентну дозу, що дорівнює граничній дозі

**Гранично допустиме надходження (ГДН)
Грей**

Таке надходження радіоактивних речовин в організм протягом року, яке за 50 років створює в критичному органі еквівалентну дозу, що дорівнює 1 ГДК

Одиниця поглиненої дози іонізуючої радіації, позначається як "Гр", міжнародне позначення – "Gy".

Грей за секунду

Потужність поглинання дози випромінювання, позначається як "Гр/с", міжнародне позначення – "Gy/s".

Групи критичних органів

Виділяють три:

1 група – все тіло, гонади, червоний кістковий мозок,

2 група – м'язи, щитовидна залоза, легені, печінка, селезінка, шлунково-кишковий

тракт, кришталік ока та інші органи, не віднесені до 1 та до 3 груп,
 3 група – кісткова тканина, шкіра, кістки передпліччя, ступня та долоні
 Міра дії іонізуючого випромінювання у визначеному середовищі. Виражається величиною ефекту іонізації (так звана експозиційна доза, що характеризує джерело випромінювання) або кількістю поглинутої (тканинами, організмом) енергії випромінювання. Одиниці дози: експозиційна – рентген (Р) викликає утворення в 1 см² повітря 2,8.10⁹ пар іонів. 1Р-2,58.10-4Кл/кг; поглиненої – грей (Гр) – відповідає поглиненню енергії в 1 Дж масою опроміненої речовини в 1 кг. 1 рад = 10-2 Гр

Доза

**Доза
випромінювання**

Величина поглинутої енергії випромінювання в одиниці маси опроміненої речовини

**Доза
опромінення**

Величина енергії, яка поглинена одиницею об'єму або маси речовини, що опромінюється

**Дозиметрія
іонізуючого
випромінювання**

Галузь прикладної ядерної фізики та радіобіології, де розглядаються властивості іонізуючого випромінювання, фізичні величини, хімічні взаємодії випромінювання з речовиною, а також прилади дозиметричного контролю характеризує оцінку впливу різних видів випромінювання на організм людини Кількість енергії рентгенівського або гамма-випромінювання, поглинутої одиницею маси повітря

**Еквівалентна
доза (Де)
Експозиційна**

Доза, еквівалентна випромінюванню (позначається як “Зв”, міжнародне позначення – “Sv”)

Зіверт

Зіверт на секунду	Потужність еквівалентної дози випромінювання (позначається як “Зв/с”, міжнародне позначення – “Sv/s”)
Зовнішнє опромінення	Опромінення, що впливає на певний організм через шкіру, систему органів травлення та дихання.
Інкорпорація	Включення речовини, яка потрапляє в організм і впливає на його фізичний, фізіологічний стан
Іонізуюча радіація	Випромінювання високих енергій, що викликає іонізацію атомів і молекул речовин
Іонізуюче випромінювання	Різні форми енергії, що виділяються при розпаді (розщепленні) ядер атомів
Коефіцієнт якості	Коефіцієнт, який показує, у скільки разів радіаційна небезпека даного виду випромінювання вища за стандартний
Критичні органи	Органи, які внаслідок опромінення найбільш чутливі та завдають найбільшої шкоди життю і здоров’ю організму
Кулон на кілограм	Доза експозиційна випромінювання (позначається як “Кл/кг”, міжнародне позначення – “C/kg”)
Період напіврозпаду	Час, протягом якого число радіоактивних атомів ізотопу зменшується вдвічі
Піони (або Пі-мезони)	Сили в ядрі між протонами (яких більше) і нейтронами, що забезпечують їх зв’язок. Це особливі частинки, якими постійно обмінюються між нуклонами, завдяки чому забезпечується енергія зв’язку в ядрі.
Поглинена доза (Дп)	Кількість енергії будь-якого випромінювання, поглинута одиницею

	маси опроміненої біологічної речовини (тканини)
Потужність дози	Доза випромінювання, віднесена до одиниці часу ($p = D / t$)
Протектор	Речовина, введена в живу систему ще до опромінення, яка присутня в тканинах, клітинах, організмі в момент опромінення і суттєво послаблює ураження від опромінення
Протон	Елементарна частинка будь-якого атомного ядра, яка визначає фізичні та хімічні властивості елементів.
Радіація	Атом та інші системи здійснюють випромінювання (радіацію при квантових переходах із збудженого стану до стану з меншою енергією)
Радіоактивне забруднення біосфери	Потрапляння радіоактивних ізотопів до складу живих організмів і в середовище їх життя (атмосферу, гідросферу, ґрунт), що здійснюється в результаті ядерних вибухів, аварій на АЕС, викидів у довкілля радіоактивних відходів, розробки радіоактивних руд, в результаті використання радіоактивних речовин у військовій та науковій діяльності
Радіоактивні аерозолі	Аерозолі з радіоактивною дисперсійною фазою. Природні радіоактивні аерозолі містять радіоактивні ізотопи калію, полонію, торію, урану тощо
Радіоактивні відходи	Продукти, що утворюються при роботах з радіоактивними речовинами і які містять кількість радіоактивних ізотопів, вищу за норму радіоактивної безпеки. Для профілактики шкідливого впливу на організм людини і оточуючого середовища тверді та рідкі радіоактивні відходи після відповідної обробки

Радіоактивні води	захоронюються в спеціальних збірниках у підземних сховищах Природні води, що містять підвищену кількість радіоактивних речовин. У підземних водах найчастіше присутні ізотопи радію-226, урану-238, радону-222
Радіоактивні препарати	У медичній практиці це речовини, що містять радіоактивні ізотопи і застосовуються для медико-біологічних досліджень, діагностики і лікування захворювань
Радіоактивні речовини	Речовини, здатні випромінювати енергію методом радіоактивного розщеплення
Радіоактивність	Самостійне перетворення ядер атомів деяких хімічних елементів у ядра інших елементів, що супроводжується виділенням іонізуючого випромінювання; (лат. радіо – “випускаю, випромінюю” + активус – “діяльний”) –

СПИСОК ДОПОМІЖНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. *Авсеєнко В.Ф.* Дозиметрические и радиометрические приборы и измерения – К., 1990. – 68 с.
2. *Бабаєв Н.С., Демин В.Ф., Ильин Л.А., Книжников В.А.* Человек и окружающая среда. – М.: Энергоатомиздат, 1984. – 238 с.
3. *Григорьева Л.І., Томілін Ю.А.* Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище: Навч. посібник. – Миколаїв: МДГУ ім. Петра Могили, 2005. – 172 с.
4. *Григорьева Л.І., Томілін Ю.А.* Радіоекологічні та радіобіологічні аспекти зрошуваного землеробства півдня України: Монографія. – Миколаїв: МДГУ ім. Петра Могили, 2006. – 264 с.
5. *Козлов В.Ф.* Справочник по радиационной безопасности. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 256 с.

6. Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основи радіоекології. – К.: Вища шк., 2003. – 319 с.
7. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / Под ред. А.Н. Марья, А.С. Зыковой. – М., 1980. – 336.
8. Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиены. – М.: Энергоатомиздат – 4-е изд., перераб. и доп. – 1990. – 354 с.
9. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ – 97). – Київ: МОЗ України, 1998. – 135 с.
10. Общие положения безопасности АЭС. Методы расчета распространения радиоактивных веществ с АЭС и облучения окружающего нзееленря // НТД “Безопасность в атомной энергетике”: МХО Интератомэнерго. – Т. 1. Ч. 1. – М.: Энергоатомиздат, 1984. – 112 с.