

І.М. Гудков, В.О. Кашпаров, О.Ю. Паренюк

РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

Київ – 2018

УДК
ББК
Г

Рекомендовано Вченою радою
Національного університету біоресурсів і природокористування України
Протокол № від 00.10.2018 р.

Рецензенти: доктор біологічних наук, професор **Ю.О. Кутлахмедов** (Національний авіаційний університет), доктор сільськогосподарських наук, професор **О.І. Розпутній** (Білоцерківський національний аграрний університет), доктор біологічних наук, професор **В.А. Гайченко** (Національний університет біоресурсів і природокористування України)

Гудков І.М., Кашпаров В.О., Паренюк О.Ю.
Радіоекологічний моніторинг: навчальний посібник

Викладено основні положення про радіоекологічний моніторинг як систему збору первинної інформації про потужність поглиненої в повітрі дози, вміст радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища, продукції рослинництва і тваринництва, продуктах харчування, воді та інших з метою подальшого її використання для радіаційно-гігієнічного та дозиметричного контролю. Радіоекологічний моніторинг розглядається як керований процес, завданням якого є контроль за поведінкою радіонуклідів у природних умовах і за антропогенного навантаження, аналіз отриманої інформації та складання прогнозу щодо радіаційної ситуації у майбутньому.

Для студентів екологічного напрямку підготовки освітньо-кваліфікаційного рівня магістр.

ПЕРЕДМОВА

Природні зміни у стані довкілля значною мірою вже здавна спостерігаються та вивчаються існуючими в багатьох країнах, у тому числі і в Україні, кліматичними, гідрометеорологічними, геофізичними та деякими іншими службами. Проте для того, щоб помітити певні зміни на фоні різних природних та антропогенних явищ, виявити закономірності у їх прояву, а головне, щоб прогнозувати, передбачати такі зміни, виникла потреба в організації спеціальних систематичних досліджень за спостереженням стану навколишнього середовища. З метою забезпечення функціонування системи таких спостережень та контролю навколишнього середовища, що може виділити зміни, спричинені антропогенною діяльністю, потрібна детальна інформація про природні коливання і зміни у довкіллі. Для цього й виникли спеціальні служби моніторингу, які передбачають отримання такої інформації.

Відповідно до Стратегії Державної екологічної політики України на період до 2020 р. одним з інструментів її реалізації є моніторинг стану довкілля та контроль у сфері охорони навколишнього середовища і забезпечення екологічної безпеки.

При цьому моніторинг розглядається як керований процес, завданням якого є відповідний (постійний, періодичний, циклічний) контроль динаміки основних процесів – фізичних, хімічних, біологічних та інших у природних умовах і за антропогенного навантаження. Такий підхід дає змогу поєднувати окремі елементи природного середовища у єдину систему та розроблення спеціального моніторингу радіаційного стану флори, фауни, людини й отримати цілісне уявлення про стан біосфери.

Збільшення рівнів радіаційного навантаження на навколишнє середовище зумовило необхідність проведення радіоекологічного моніторингу. Радіоекологічний моніторинг не є якоюсь принципово новою системою, що потребує організації мережі нових станцій спостереження, ліній та телекомунікацій, центрів обробки даних та інших служб. Він входить

складовою частиною у загальну систему спостереження та контролю стану довкілля, що давно вже розвивається в ряді держав.

Фактично радіоекологічний моніторинг на території колишнього СРСР, у тому числі і в Україні, почав здійснюватись після великої радіаційної аварії на Південному Уралі у 1957 р. в Челябінській області біля міста Киштим на підприємстві з наробки ^{239}Pu для ядерної зброї. Але особливу актуальність і значення він набув у нашій країні після аварії на Чорнобильській АЕС. Під час цієї аварії, яка є найбільшою за всю історію розвитку ядерної енергетики і котра одержала статус глобальної катастрофи, на висоту до 7 км було викинуто за офіційною оцінкою 1986 р. більше $1,85 \times 10^{18}$ Бк суміші радіоактивних ізотопів у вигляді аерозолу. За деякими іншими оцінками у навколишнє середовище надійшло близько 1×10^{17} Бк ^{137}Cs (майже половина його вмісту в активній зоні реактору), приблизно 8×10^{15} Бк ^{90}Sr і більш як 1×10^{14} Бк трансуранових елементів – $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am , $^{242-244}\text{Cm}$. Під радіонуклідним забрудненням рівня вище 37 кБк/м^2 (1 Кі/км^2 – межа, що розділила забруднені радіоактивним цезієм та умовно чисті території) опинилась територія площею понад 200 тис. км^2 на стику України, Білорусі і Росії, на котрій проживає понад 6 мільйонів осіб. Майже 360 тисяч осіб було евакуйовані із забруднених територій. Із землекористування було виведено понад 3000 км^2 площ.

Лише в Україні радіоактивного забруднення ^{137}Cs зі щільністю понад 37 кБк/м^2 зазнали 1,2 млн. га сільськогосподарських угідь у 74 районах 12 областей. У теперішній час потребують реабілітації й повернення у господарське використання за призначенням 130,6 тис. га сільськогосподарських угідь, які після аварії були виведені з користування.

Згідно з Положенням про державну систему моніторингу довкілля, затвердженим постановою Кабінету Міністрів України № 391 від 30 березня 1998 р., радіаційно-екологічний моніторинг території є невід'ємною складовою частиною державної системи моніторингу. Його проведення є обов'язковим за будь-яких умов, визначається законодавством та відомчими нормативними документами. Питання оперативної оцінки радіаційного стану об'єктів довкілля

та прийняття рішень щодо мінімізації негативних наслідків впливу радіоактивного забруднення на ці об'єкти, в тому числі й людину та інші живі організми, гостро стоїть і сьогодні у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС.

Основними і потенційними джерелами радіоактивного забруднення в мирний час є атомні електростанції, підприємства з виробництва ядерного палива, склади ядерної зброї, підприємства по переробці ядерних відходів, місця захоронення відходів, тощо.

Зараз в Україні на 4-х АЕС працюють 15 енергетичних ядерних реакторів. Значна частина ядерних реакторів Європи (а їх понад 150) знаходиться в межах можливої трансграничної дії аварійної ситуації. Величезна кількість радіонуклідів (близько 800 ПБк) все ще знаходиться в об'єкті «Укриття» у зоні відчуження Чорнобильської АЕС. В медицині, промисловості, наукових закладах України використовуються декілька десятків тисяч радіоактивних джерел. Незважаючи на великі зусилля з підвищення безпеки експлуатації ядерних реакторів та інших ядерних об'єктів, всі вони є потенційними джерелами радіаційної небезпеки та радіоактивного забруднення навколишнього середовища.

В Україні радіоекологічний моніторинг проводиться підрозділами Міністерств з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи (МНС), охорони здоров'я (МОЗ), аграрної політики і продовольства (Мінагрополітики), охорони навколишнього природного середовища (Мінприроди), Держкомлісгоспу, Держводгоспу, а також різними науково-дослідними інститутами, лабораторіями зовнішньої дозиметрії підприємств ядерно-паливного циклу тощо.

Разом з тим, реформування міністерств і відомств, трансформація соціально-економічних і трудових відносин, зміна умов господарювання потребують удосконалення і розвитку єдиних методологічних засад, нормативної бази та сучасних методів радіоекологічного моніторингу забруднених радіонуклідами територій. Рівні радіоактивного забруднення

навколишнього середовища та інтенсивність випромінювання, що визначають ступінь впливу іонізуючої радіації на людину та інші організми, змінюються в просторі й часі, що зумовлює необхідність оптимізації підходів та удосконалення пріоритетів радіоекологічного контролю з метою підвищення його ефективності, якості, узгодження та гармонізації з новими економічними та соціальними умовами.

Враховуючи те, що з часом саме забруднений радіоактивними речовинами ґрунт, сільськогосподарські угіддя стають основним джерелом подальшої тривалої міграції радіонуклідів трофічними ланцюгами, а виробництво і споживання продукції рослинництва і тваринництва зумовлює основний шлях їх надходження до організму людини, особливу актуальність набуває моніторинг радіаційної ситуації в агропромисловому комплексі.

Цей навчальний посібник підготовлений для магістратури зі спеціальності екологія. Він враховує те, що слухачі вже пройшли курси радіобіології та радіоекології і тому основи цих наук, зокрема розділів, що стосуються радіометрії, дозиметрії, дії іонізуючої радіації на живі організми та інші тут не розглядаються.

1. МОНІТОРИНГ. ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

1.1. Основні визначення і поняття. 1.2. Об'єкти, предмети та види моніторингу. 1.3. Екологічний моніторинг. 1.4. Цілі та завдання екологічного моніторингу. 1.5. Основні положення екологічного моніторингу.

Моніторинг. Це слово відсутнє в україномовних і російськомовних словниках, енциклопедіях 20-го століття. Є слово «монітор» (від лат. *monitor*, буквально – той, що наглядає, контролює, нагадує, попереджає).

Одне з найвідоміших визначень: монітор – це прилад для контролю певних параметрів, котрі мають зберігатися у заданих межах, наприклад рівня радіоактивного випромінювання у певному приміщенні, на певній території.

Хоча у спеціальній науковій літературі термін «моніторинг» почав зустрічатися у виданнях 70–80-х років минулого століття.

1.1. Основні визначення і поняття

Поняття "глобальна система моніторингу навколишнього середовища" (global environmental monitoring system – GEMS) вперше було запропоновано канадським вченим професором Р.Е. Манном на Стокгольмській конференції ООН з навколишнього середовища (Стокгольм, 5–16 червня 1972 р.). Воно досить швидко отримало міжнародне визнання і розповсюдження. Перші пропозиції з приводу такої системи були розроблені експертами спеціальної комісії SCOPE (Науковий комітет з проблем довкілля) в 1979 р. Саме тоді було запропоновано систему повторних спостережень одного чи більшої кількості елементів довкілля у просторі та часі з визначеною метою і відповідно із заздалегідь підготовленою програмою назвати моніторингом навколишнього середовища. Проте моніторинг не є лише новим означенням завдань вже давно працюючих гідрометеорологічних та геофізичних служб, а відноситься до системи, що створена для виявлення, як правило, антропогенних ефектів в довкіллі з використанням інформації та деяких елементів існуючих служб

спостережень за станом навколишнього середовища. І дуже скоро стало вочевидь, що таке визначення звужує рамки змісту моніторингу і не дозволяє з усією повнотою розкрити його цілі та завдання.

Найновітніша «Екологічна енциклопедія» у 2-му томі, виданому в Україні у 2007 р., посилаючись на міжнародний стандарт ISO 4225-80, дає таке визначення цьому терміну, поняттю:

Моніторинг (англ. monitoring, від лат. *monitor* – той, що контролює) – система тривалих спостережень, оцінювання, контролювання і прогнозування стану і змін будь-яких об'єктів, параметрів і процесів.

Інші джерела дають цьому поняттю трактовку, яка дещо відрізняється від наведеної.

Моніторинг – комплекс наукових, технічних, технологічних, організаційних та інших засобів, які забезпечують систематичний контроль (стеження) за станом та тенденціями розвитку природних, техногенних та суспільних процесів.

Моніторинг – безперервний процес спостережень і реєстрації параметрів об'єкта у порівнянні із заданими критеріями.

Моніторинг – система збору/реєстрації, зберігання й аналізу певної, як правило невеликої, кількості ключових (явних або непрямих) ознак/параметрів опису даного об'єкту для винесення висновку (судження) про поведінку/стан даного об'єкту в цілому. Тобто винесення судження про об'єкт в цілому на підставі аналізу невеликої кількості характерних для нього ознак.

Найбільш близький український еквівалент слова «моніторинг», який найповніше віддзеркалює його суть, – «відстеження». Терміни «контроль», «нагляд», «догляд», «пригляд», котрі іноді вказують як синоніми, мають все ж таки інше значення.

В СРСР, до якого у той час належала Україна, одним з перших теорію моніторингу навколишнього середовища став розробляти академік РАН Юрій Антонієвич Ізраель.

Уточнюючи визначення моніторингу навколишнього середовища, він зробив акцент не тільки на спостереженні, але й на прогнозі, вводячи у визначення терміну «моніторинг навколишнього середовища» антропогенний фактор як основну причину цих змін. Моніторингом навколишнього середовища він називає систему спостережень, оцінки і прогнозу антропогенних змін стану навколишнього природного середовища. І саме в його російськомовних наукових працях на початку 70-х років минулого століття вперше з'являється цей термін. Однією з перших його праць з цієї проблеми слід вважати основоположну статтю «Глобальная система наблюдений. Прогноз и оценка окружающей природной среды. Основы мониторинга», яка була опублікована у російському часопису «Метеорология и гидрология» у 1974 р. (№ 7. С. 3–8). Згодом він з'явився і в роботах українських вчених.



Ю.А. Израель (1930–2014)

Тоді ж на початку 70-х років минулого століття Ю.А. Израелем була створена одна з перших класифікацій систем й підсистем моніторингу. Вони можуть підрозділятися за різними ознаками:

- просторовому охопленню;
- об'єкту спостережень (абіотична компонента: атмосферне повітря, води суходолу і морів, ґрунти, геологічне середовище; біотична компонента: рослинний і тваринний світ, жива природа на територіях, що охороняються,

людина; фізичні фактори дії: іонізуючі випромінювання, неіонізуючі випромінювання, теплове випромінювання, шуми, вібрація);

- методам (пряме інструментальне вимірювання, дистанційна зйомка, непряма індикація, опитування, щоденникові спостереження);

- ступеня відношення ефекту і процесу, за якими проводяться спостереження;

- типу дії (географічне, біологічне, медико-географічне, соціально-економічне, громадське).

Тут не можна не згадати, що під час аварії на Чорнобильській АЕС Ю.А. Ізраель, будучи головою Державного комітету з гідрометеорології СРСР, керував роботами з моніторингу радіоактивного забруднення навколишнього середовища, на підставі яких приймалися рішення щодо мінімізації її наслідків у різних сферах господарювання і радіаційної безпеки, зокрема про евакуацію населення та відчуження непридатних для мешкання територій.

До 7 травня того драматичного 1986 р. стояло питання про необхідність тимчасового відселення Києва – міста з 2,5-мільйонним населенням. І саме Ю.А. Ізраель, служби якого вже на той час провели попередню оцінку радіоактивного забруднення територій, водних та інших об'єктів поблизу місця аварії, довів про відносно безпечну ситуацію для мешканців столиці і про відсутність необхідності у проведенні цього радикального заходу. Наступні роки показали правильність цього рішення.

1.2. Об'єкти, предмети та види моніторингу

Об'єкти, предмети та види моніторингу визначаються функціями, цілями та завданнями органів управління, а також станом науково-методичної, організаційно-правової та інформаційної бази його проведення.

Об'єкти, предмети та організацію моніторингу можна групувати виходячи з ряду певних ознак. Наприклад, по загрозам стійкості процесів та явищ (стійкі, нестійкі, такі, що являють потенційну небезпеку, такі, що являють

реальну загрозу у теперішній час та тому подібне); по можливості дії на них з боку окремих структур і суспільства в цілому, його органів влади та інститутів управління.

Моніторинг може бути спрямований на процеси і явища, котрі можна спостерігати на глобальному, континентальному, національно-державному рівні, а також на рівні окремих територій, регіонів, областей, районів, міст та інших населених пунктів.

Так, багатьма міжнародними організаціями систематично проводиться моніторинг геополітичних змін, розвитку культури, охорони навколишнього середовища, охорони здоров'я населення та худоби на всіх континентах і більшості країн світу. Багаторічні систематичні спостереження за метеорологічними процесами дозволяють складати відповідні прогнози щодо кліматичних і погодних змін, підвищень сонячної активності, виникнення магнітних бур та прийняти відповідні міри. Моніторинг хвороб великої рогатої худоби в Європі дозволив знизити ризик розповсюдження деяких епізоотій на інші країни й континенти.

Національні системи моніторингу України приймають участь у проведенні багатьох глобальних спостережень, надають міжнародним організаціям відповідну інформацію, а також використовують одержані матеріали.

Методологічно моніторинг – це проведення низки однотипних замірів досліджуваного об'єкта і подальший аналіз, оцінка, порівняння отриманих результатів для виявлення певних закономірностей, тенденцій, змін їх динаміки.

Основними напрямками моніторингу на сучасному етапі розвитку суспільства практично в усьому світі є такі: екологічний, економічний, суспільно-політичний, соціально-демографічний, науково-технічний, медико-біологічний, громадський. Серед них важливе місце займає екологічний моніторинг.

1.3. Екологічний моніторинг

Екологічний моніторинг, екомоніторинг, моніторинг навколишнього середовища, моніторинг довкілля (англ. environmental monitoring) – це комплексна науково-інформаційна система регламентованих періодичних безперервних, довгострокових спостережень, оцінки і прогнозу змін стану природного середовища з метою виявлення негативних змін і вироблення рекомендацій з їх усунення або ослаблення.

Стаття зі згаданої вище «Екологічної енциклопедії» (т. 2, К., с. 315–316) дає дещо інше визначення цьому поняттю:

«Екологічний моніторинг – система спостережень, збирання, опрацювання, передавання, аналізу, прогнозування і збереження інформації про стан навколишнього природного середовища та зміни його природних і природно-антропогенних комплексів, ресурсів і процесів з метою раціонального природокористування і природо відтворення».

В принципі, обидва ці визначення правильні і достатньо повно віддзеркалюють суть цього поняття.

Екологічний моніторинг виник на стику екології, біології, географії, геології та деяких інших природничих наук. Він ґрунтується на загальних екологічних законах і принципах, застосовує загальнонаукові методи досліджень (аналіз, синтез, узагальнення, статистична обробка інформації, моделювання тощо), а також різні методи одержання первинної і вторинної інформації про хімічні, фізичні та біологічні властивості компонентів довкілля.

Об'єктами екологічного моніторингу залежно від рівня, цілей, завдань, методів і масштабів досліджень можуть бути окремі сфери навколишнього середовища (атмосфера – повітря, гідросфера – підземні та поверхневі води, літосфера – ґрунти), їхні окремі компоненти або біосфера в цілому); території (регіони, райони, ландшафти, басейни річок тощо); галузі виробництва і об'єкти людської діяльності (об'єкти промисловості, енергетики, транспорту,

сільського господарства, військової діяльності, у тому числі відходи різних сфер діяльності); процеси діяльності (екологічні управління, політика, освіта, нормування, підприємство тощо); несприятливі природні процеси (ерозія, зсуви, карст).

Предметом екологічного моніторингу є організація та функціонування системи оцінювання та прогнозування стану екологічних систем, їх елементів, біосфери, характеру впливу на них природних та антропогенних факторів.

1.4. Цілі та завдання екологічного моніторингу

Залежно від цілей і методології виділяють різні види екологічного моніторингу.

Залежно від цілей

Інформаційний моніторинг полягає у структуризації, накопиченні і розповсюдженні інформації.

Базовий моніторинг (фоновий) виявляє нові проблеми, небезпеки, тенденції до того, як вони стануть осмисленими на рівні управління. За об'єктом моніторингу організовується постійне спостереження з періодичним вимірюванням показників.

Проблемний моніторинг передбачає з'ясування закономірностей, процесів, небезпек, проблем, які вже відомі і розуміння, усунення, коригування яких є важливим з погляду управління.

Загальний (стандартний) моніторинг – це оптимальні за кількістю параметрів спостереження в пунктах, об'єднаних в єдину інформаційно-технологічну мережу, котра дає змогу на основі оцінки й прогнозування радіаційного стану навколишнього середовища регулярно розробляти управлінські рішення на всіх рівнях.

Кризовий (оперативний) моніторинг – це інтенсивні спостереження за об'єктами, джерелами радіоактивного впливу, розташованими у зонах аварій із шкідливими наслідками, з метою забезпечення своєчасного реагування на

кризові та надзвичайні ситуації і прийняття рішень щодо їх ліквідації, створення нормальних умов для життєдіяльності населення та господарювання.

Науковий (фоновий) моніторинг складається зі спеціальних високоточних спостережень за радіаційним фоном та радіонуклідним забрудненням окремих об'єктів навколишнього середовища.

Залежно від методології

Динамічний моніторинг – аналізуються дані про динаміку розвитку або зміни об'єкта, явища або певної характеристики. Це найпростіший спосіб моніторингу, який використовується для аналізу відносно простих систем і явищ: температура навколишнього середовища, кількість атмосферних опадів, час сходу й заходу сонця тощо. Основною ціллю такого дослідження є встановлення тенденцій і не завжди виявлення їх причин чи передумов.

Конкурентний моніторинг – паралельно за єдиною методологією досліджуються одна, кілька чи низка ідентичних або подібних систем. Дає можливість оцінити і порівняти показники систем, виявити різницю між ними, встановити переваги та недоліки.

Порівняльний моніторинг – порівнюються окремі показники або результати більш комплексних досліджень, проведених за ідентичними критеріями, кількох систем одного рівня або вищих і нижчих систем. Такий підхід дає можливість рандомізувати показники, виявити причини, що збільшують або зменшують різницю між ними.

Комплексний моніторинг – поєднує в собі методи дослідження, що використовуються у різних видах моніторингів.

У технічній діагностиці під моніторингом розуміють безперервний процес збору та аналізу інформації про значення діагностичних параметрів стану об'єкта.

Моніторинг параметрів – це спостереження за якими-небудь параметрами. Результат моніторингу параметрів являє собою сукупність вимірних значень, що отримуються на нерозривно послідовних один за одним інтервалах часу, протягом котрих значення параметрів суттєво не змінюються.

Моніторинг стану – це спостереження за станом об'єкта для визначення і прогнозу моменту переходу у крайній стан. Результат моніторингу стану об'єкта являє собою сукупність діагнозів складових його суб'єктів, що отримуються на нерозривних один до одного інтервалах часу, протягом котрих значення параметрів суттєво не змінюються. Принциповою відміною моніторингу стану від моніторингу параметрів є наявність інтерпретатора вимірних параметрів у термінах стану – експертної системи підтримки прийняття рішень про стан об'єкту й подальше управління.

Моніторинг критично важливих і небезпечних об'єктів – процес інструментального автоматизованого цілодобового спостереження за окремими параметрами об'єктів. Метою моніторингу є попередження надзвичайних ситуацій та пошкодження або руйнування об'єктів. Основною відміною цього виду моніторингу є те, що у процесі моніторингу відстежуються деформації та зсуви об'єкту й окремих його елементів, що дозволяє попередити настання негативної події, а не тільки проінформувати екстрені служби про надзвичайну подію, що трапилася. Моніторинг здійснюється за допомогою оптичних, лазерних та геофізичних методів та інструментів.

Основними завданнями екологічного моніторингу є:

- спостереження за станом біосфери, оцінка і прогноз її стану,
- визначення ступеня антропогенного впливу на навколишнє середовище,
- виявлення факторів і джерел впливу,
- прогнозування можливих змін у стані навколишнього середовища.

Система екологічного моніторингу будується на принципах:

- об'єктивності і достовірності;
- систематичності спостережень за станом навколишнього природного середовища;
- багаторівневості;
- узгодженості нормативного та методичного забезпечення;
- узгодженості технічного та програмного забезпечення;
- комплексності в оцінці екологічної інформації;

- оперативності проходження інформації між окремими ланками системи;
- відкритості інформації для населення.

Екологічний моніторинг прийнято класифікувати на фоновий (базовий); глобальний і регіональний; імпактний, екосистемний і компонентний.

Деякі фахівці виділяють загальний, кризовий і фоновий екологічний моніторинг.

Кожний вид моніторингу передбачає *три етапи досліджень: спостереження, оцінка екологічної ситуації, прогнозування екологічних умов.*

Види моніторингу відрізняються не лише площею охоплення, а й методами спостережень, програмами, мережею, об'єктами, частотою і точністю спостережень.

Екологічний моніторинг є надзвичайно важливим компонентом екологічного контролю, з якого починається *аудит екологічний, експертиза екологічна, будь-яка екологічна оцінка*, він є фактографічною основою розробки *політики екологічної*. В усіх розвинутих країнах функціонують системи екологічного моніторингу з розгалуженими мережами пунктів спостережень і автоматизованими центрами збирання та обробки екологічної інформації, які використовують геоінформаційні технології і супутникове забезпечення, можливості активного міжнародного обміну інформацією для гарантування *безпеки екологічної* як окремих регіонів, так і планети в цілому.

1.5. Основні положення екологічного моніторингу

В Україні розробку систем екологічного моніторингу (СЕМ «Україна») започатковано у 1992 р. під егідою Міністерства охорони навколишнього природного середовища (Мінприроди). У 1993 р. Кабінет Міністрів України затвердив Положення про державний моніторинг навколишнього середовища. У 1998 р. прийнято нове «Положення про Державну систему моніторингу довкілля (ДСМД)», затверджене постановою Кабінету Міністрів від 30 березня 1998 р. за № 391. Згідно з цим документом суб'єктами ДСМД в Україні є

Мінприроди, Міністерство надзвичайних ситуацій, Міністерство охорони здоров'я, міністерство аграрної політики, Держкомлісгосп, Держводгосп, Держкомзем, Держбуд, Геологічна служба.

Система екологічного моніторингу потребує створення ефективної мережі об'єктів спостережень за станом компонентів довкілля, визначення методів і показників, попереднього районування території за природно-економічними особливостями. Здійснюючи екологічний моніторинг, головну увагу приділяють найхарактернішим ознакам екосистем, що дають змогу виявити основні тенденції їх змін під антропогенним впливом.

Одним з перспективних є біоекологічний моніторинг: оцінка особливостей і рівня забруднень довкілля за допомогою біотестування – вивчення реакцій *біоіндикаторів* (рослин чи тварин) на забрудненості довкілля.

Набуває розвитку соціально-екологічний моніторинг.

Глобальний екологічний моніторинг (функціонує з 1974 р.) передбачає систематичне вивчення довкілля за єдиними правилами та уніфікованими методиками на 8 континентальних, 77 базових і 66 біосферних регіональних станціях, розташованих у різних точках Землі. У процесі його проведення вивчають і прогнозують зміни природних процесів (кліматичні, геологічні), контролюють енергетичний і тепловий баланс Землі, рівні різних типів радіації, вуглекислого газу і кисню у тропосфері, глобальне збільшення забруднення атмосфери, Світового океану, міграцію тварин, виникнення і динаміку екологічних катастроф, наслідки стихійних лих і воєн.

В залежності від критеріїв виділяють наступні види екологічного моніторингу:

біоекологічний (санітарно-гігієнічний) моніторинг полягає у спостереженні за станом і впливом навколишнього середовища на здоров'я людини з метою захисту її від негативних чинників;

геоекологічний (геосистемний, природньо-господарський) моніторинг – це спостереження за змінами природних екосистем і за перетворенням їх на природно-технічні системи, а також моделювання та прогнозування стихійних

змін навколишнього середовища і явищ, які погіршують життєве середовище людей;

літомоніторинг – моніторинг за станом геологічного середовища;

біосферний (глобальний) моніторинг – це спостереження за природними процесами і явищами на рівні біосфери, а також через з'ясування глобальних змін фонових показників у природі;

геофізичний моніторинг — це система спостереження за природними та штучними геофізичними полями та явищами, а також спостереження, аналіз та прогнозування забруднення навколишнього середовища шкідливими речовинами;

кліматичний моніторинг – це спостереження за станом кліматичної системи (атмосфера – океан – літосфера – кріосфера – біота) та оцінка і прогнозування можливих змін клімату;

біологічний моніторинг – це контроль стану навколишнього природного середовища за допомогою живих організмів;

супутниковий моніторинг використовує дистанційні (незбурювальні, невторгальні) методи і дозволяє за космічними знімками стежити за змінами, що відбуваються на поверхні Землі та в атмосфері.

Крім того, залежно від призначення здійснюється загальний, кризовий та фоновий моніторинг:

Загальний (стандартний) *моніторинг* навколишнього природного середовища – це оптимальні за кількістю параметрів спостереження в пунктах, об'єднаних в єдину інформаційно-технологічну мережу, які дають змогу на основі оцінки й прогнозування стану навколишнього середовища регулярно розробляти управлінські рішення на всіх рівнях.

Оперативний (кризовий) *моніторинг* навколишнього природного середовища – це інтенсивні спостереження за природними об'єктами, джерелами техногенного впливу, розташованими в районах екологічної напруженості, у зонах аварій та природних явищ із шкідливими екологічними наслідками, з метою забезпечення своєчасного реагування на кризові та

надзвичайні екологічні ситуації і прийняття рішень щодо їх ліквідації, створення нормальних умов для життєдіяльності населення та господарювання.

Фоновий (науковий) моніторинг навколишнього природного середовища — це спеціальні високоточні спостереження за всіма складовими навколишнього середовища, а також за характером, складом, колообігом та міграцією забруднювальних речовин, за реакцією організмів на забруднення на рівні окремих популяцій, екосистем і біосфери в цілому.

Фоновий моніторинг здійснюється в природних та біосферних заповідниках, на інших територіях, що охороняються, на базових станціях.

Всі класифікації систем екологічного моніторингу є достатньо умовними. В основному за масштабами узагальнення інформації виділяють:

– *глобальний (біосферний) моніторинг*, який передбачає стеження за загальносвітовими процесами і явищами у біосфері та здійснення прогнозу можливих змін;

– *національний моніторинг* – передбачає стеження спеціально створеними органами у межах держави;

– *регіональний моніторинг* – охоплює окремі регіони, в межах яких мають місце процеси і явища, котрі відрізняються за природним характером чи антропогенними діями від загального базового фону;

– *локальний моніторинг* – передбачає здійснення спостережень у особливо небезпечних зонах й місцях, які безпосередньо примикають до джерел забруднюючих речовин чи факторів.

При розгляданні основних завдань, сформульованих для Глобальної системи моніторингу довкілля (ГСМД) саме в аспекті виявлення змін стану довкілля за рахунок антропогенного впливу не можна помітити яких-небудь суперечок в меті моніторингу в наведеному визначенні. Проте роботи по виявленню та попередженню стихійних лих метеорологічного чи гідрологічного характеру проводяться існуючими службами, а роботи по попередженню хвороб – відповідними службами охорони здоров'я та т. і.

Звичайно ці служби повинні розвиватись, але навряд чи доцільно об'єднувати їх до єдиної системи моніторингу.

Варто відзначити, що система екологічного моніторингу антропогенних змін природного середовища не є якоюсь принципово новою системою, що потребує організації мережі нових станцій спостереження, ліній та телекомунікацій, центрів обробки даних. Вони входять складовою частиною в універсальну систему спостереження та контролю стану довкілля, систему, що давно вже розвивається в ряді держав.

Таким чином, система моніторингу забруднень може та й повинна бути частиною вже існуючої служби спостереження та контролю стану довкілля, використовувати її досвід, систему станцій спостережень (відповідно з додаванням необхідних нових елементів), ліній телекомунікацій і центрів обробки даних з розвитком деяких елементів.

Екологічний моніторинг включає в себе такі основні напрямки діяльності:

- спостереження за факторами, які впливають на довкілля та його стан;
- оцінка фактичного стану природного середовища;
- прогноз стану навколишнього природного середовища та оцінка цього стану.

Система екологічного моніторингу може обіймати як локальні райони, так і земну кулю в цілому (глобальний екомоніторинг). Основною особливістю системи глобального моніторингу є можливість на основі даних цієї системи оцінити стан біосфери в глобальному масштабі.

Національним екологічним моніторингом слід вважати систему моніторингу в межах однієї держави; така система відрізняється від глобального моніторингу не тільки масштабами, але й тим, що основною задачею національного моніторингу є отримання інформації і оцінка стану довкілля в національних інтересах. Так, підвищення рівня забруднення атмосфери якоюсь речовиною в окремих містах чи промислових районах може й не мати суттєвого значення для оцінки стану біосфери в глобальному

масштабі, але є важливим питанням для вживання заходів в даному районі, заходів на національному рівні.

Звичайно, що глобальна система моніторингу повинна базуватись на підсистемах національного моніторингу, включати елементи цих підсистем (немає необхідності включати в глобальну систему повністю ці підсистеми, так як в їх компетенцію входять і національні питання).

Інколи вживають термін "трансграничний", або "міжнародний", моніторинг. Певно доцільніше всього вживати цей термін для системи моніторингу, що використовується в інтересах декількох держав (для розгляду питань трансграничного переносу забруднень між державами).

Отже, моніторинг є багатоцільовою інформаційною системою. Його основні задачі: спостереження за станом біосфери, оцінка та прогноз її стану; визначення інтенсивності антропогенного впливу на довкілля, виявлення факторів та джерел такого впливу, а також інтенсивності їх впливу.

Прогноз стану навколишнього середовища можливий лише при наявності репрезентативної інформації про фактичний стан. Побудова прогнозу, з одного боку, має на увазі знання закономірностей зміни стану природного середовища, наявність схеми і можливостей чисельного розрахунку, з другого – направленість прогнозу значною мірою повинна визначати структуру і склад системи, що спостерігається (зворотній зв'язок).

Дані, що характеризують стан природного середовища, отримані в результаті спостережень або прогнозу, повинні оцінюватися в залежності від того, в якій галузі людської діяльності вони застосовуються (за допомогою спеціально обраних критеріїв). Оцінка має на меті з одного боку – визначення збитків від впливу, з іншого – вибір оптимальних умов для людської діяльності та уточнення існуючих екологічних резервів. Метою таких оцінок є визначення допустимих антропогенних навантажень на довкілля.

Інформаційно-геофізичні системи, як і інформаційна система моніторингу антропогенних змін, є складовою системи керування, взаємодії людини з навколишнім середовищем (система керування станом довкілля), тому що

інформація про існуючий стан довкілля та тенденції його зміни повинні бути покладені в основу розробки заходів по охороні природи та враховуватись при плануванні розвитку економіки. Результати оцінки існуючого та прогнозованого станів біосфери в свою чергу дають можливість визначити вимоги до підсистеми спостережень (саме це й складає наукове обґрунтування моніторингу, обґрунтування складу і структури мережі та методів спостережень).

Нарешті, за просторово-часовими підходами екологічний моніторинг може бути *наземним* (контактним) і *дистанційним* (авіаційним, космічним).

Таким чином, екологічний моніторинг – це система спостережень, оцінки та прогнозу стану довкілля, яка не передбачає управління якістю навколишнього середовища, прогнозом його стану з метою попередження його погіршення. Очевидно, що для правильної організації управління якістю навколишнього середовища необхідною умовою є організація системи моніторингу.

Контрольні запитання до розділу 1:

1. Визначення поняття «моніторинг» та його мета.
2. Що включає поняття «критично важливі і небезпечні об'єкти навколишнього середовища»?
3. Що розуміється під поняттям «моніторинг параметрів»?
4. Що означає поняття «моніторинг стану»?
5. Види моніторингу залежно від цілей.
6. Види моніторингу залежно від методології.
7. Визначення поняття «екологічний моніторинг».
8. Об'єкти екологічного моніторингу.
9. Завдання екологічного моніторингу.
10. Види екологічного моніторингу в залежності від критеріїв.
11. Види екологічного моніторингу в залежності від призначення.
12. Види екологічного моніторингу за масштабами узагальнення інформації.
13. Класифікація екологічного моніторингу.
14. Три основних етапи досліджень при екологічному моніторингу.

2. РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЯК СКЛАДОВА ЧАСТИНА ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ

2.1. Основні визначення та поняття. 2.2. Джерела радіоактивного забруднення навколишнього середовища. 2.3. Цілі та завдання радіоекологічного моніторингу. 2.4. Складові радіоекологічного моніторингу. 2.5. Комплексний радіоекологічний моніторинг. 2.6. Методологія радіаційного контролю та радіоекологічного моніторингу. 2.7. Організація та функціонування системи радіоекологічного моніторингу.

У науковій літературі можна зустріти три назви моніторингу, в основі яких лежить корінна частка «радіо-»: радіологічний моніторинг, радіаційний моніторинг і радіоекологічний моніторинг.

Радіологічний і радіаційний моніторинг, що в даному контексті практично одне і теж, стосується, як правило, косних – неживих об'єктів навколишнього середовища. Наприклад, в геології радіаційному моніторингу у першу чергу піддаються ґрунтові породи, окремі мінерали та хімічні елементи, поклади різних руд, нафти, газу та інші корисні копалини; у метеорології – повітря, атмосферні опади; у гідрології – поверхневі води, ґрунтові води, води морів та океанів.

При радіоекологічному моніторингу акцент робиться на стані живих організмів – рослин, тварин, людини та середовищі їх існування – атмосфері, ґрунті, воді. Безперечно, завдання цих типів моніторингу у значній мірі пересікаються і навіть можуть співпадати. Тому не дивно, що іноді їх плутають. І у цьому немає великої помилки.

2.1. Основні визначення і поняття

Згідно Норм радіаційної безпеки України (НРБУ-97), радіоекологічний моніторинг – це збір первинної інформації (вимірювання потужності поглиненої в повітрі дози, визначення вмісту радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища, продуктах харчування, питній воді та ін.) з

метою подальшого її використання для контролю радіаційно-гігієнічного та контролю дозиметричного.

Радіоекологічний моніторинг також передбачає визначення впливу іонізуючого випромінювання на біоту. Зазвичай чітко розділяють проведення моніторингу в звичайних (нормальних) умовах і в аварійних (надзвичайних) ситуаціях. *Радіоекологічний моніторинг аварійний – це такий, що здійснюється з метою забезпечення інформацією, необхідною для прийняття рішення про втручання та визначення форми, масштабу і тривалості втручання.*

Як зарубіжні, так і вітчизняні видання, що регламентують діяльність у сфері радіоекологічного моніторингу, проводять розмежування понять моніторингу джерел і моніторингу навколишнього середовища.

Радіаційний моніторинг джерел – це моніторинг окремого джерела іонізуючого випромінювання (радіаційна установка певного призначення – медичного, технологічного та інші, радіаційно-ядерний об'єкт, джерело радіаційної небезпеки) або виду діяльності з такими джерелами. Згідно НРБУ-97, джерело іонізуючого випромінювання (джерело випромінювання) – це об'єкт, що містить радіоактивну речовину, або технічний пристрій, який створює або в певних умовах здатний утворювати іонізуюче випромінювання.

Радіоекологічний моніторинг навколишнього середовища – це методологія і практика вимірювань, спостережень, збору, обробки, передачі, збереження та аналізу інформації про радіаційний стан довкілля (потужностей зовнішньої дози від джерел випромінювання чи концентрацій радіонуклідів у екологічних середовищах), прогнозування його змін і розробки науково-обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень для запобігання негативним змінам стану довкілля та дотримання вимог радіаційної безпеки. За роки після аварії на Чорнобильській АЕС утверджується розуміння визначної ролі такого моніторингу як елементу системи управління станом навколишнього середовища у випадку його техногенного забруднення.

В останній час особливу актуальність набули питання оцінки ризику опромінення не тільки людини, але й інших організмів. Піднімається питання правомірності основної парадигми радіоекології, що базується на твердженні: “Якщо захищена людина, то захищені й інші біологічні об’єкти”. Тому *основним завданням радіоекологічного моніторингу має бути радіаційний захист не лише людини, але й інших організмів – радіаційний захист довкілля.*

Радіоекологічний моніторинг – це комплексна інформаційно-технічна система спостережень, досліджень, оцінювання й прогнозування радіаційного стану біосфери, територій поблизу АЕС та інших підприємств ядерного паливного циклу й об’єктів, потерпілих від ядерних та радіаційних інцидентів.

Радіоекологічний моніторинг є складовою загального екологічного моніторингу. Радіоекологічний моніторинг, який здійснюється у розвинутих країнах, є підсистемою екологічного моніторингу і передбачає спостереження за гамма-фоном та постійний радіологічний контроль небезпечних радіаційних об’єктів виробничо-господарської діяльності.

Автори цього навчального посібника відносять радіоекологічний моніторинг до спеціального виду моніторингу.

2.2. Джерела радіоактивного забруднення навколишнього середовища

Можна виділити шість основних джерел радіоактивного забруднення навколишнього середовища:

1. Природні радіоактивні ізотопи радіоактивних і нерадіоактивних елементів, які супроводжують видобуток будь-яких корисних копалин з товщі земної кори.
2. Викиди термоелектростанцій, які містять природні радіоактивні ізотопи.
3. Підприємства ядерного паливного циклу, перші етапи якого (видобуток урану, збагачення енергоємного ізотопу, виготовлення твелів) є джерелами

природних радіоактивних ізотопів, а наступні (робота атомних електростанцій, захоронення радіоактивних відходів та їх переробка) – джерелами штучних радіоактивних ізотопів.

4. Штучні радіоактивні ізотопи випробувань та використання ядерної зброї.

5. Побутові інциденти з радіоактивними, як правило, штучними джерелами іонізуючих випромінювань.

6. Аварії на підприємствах ядерного паливного циклу, які є, як правило, джерелом штучних радіоактивних ізотопів.

Серед природних радіоактивних ізотопів основними дозоутворюючими для живих організмів, у тому числі для людини, є ізотопи радіоактивних елементів урану, торію, радону, радію, полонію, а також ізотопи нерадіоактивних елементів ^{40}K , ^{14}C , ^3H . Серед штучних – ізотопи ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I та деяких трансуранових елементів, зокрема ^{239}Pu , ^{241}Am .

2.3. Цілі та завдання радіоекологічного моніторингу

Головними завданнями радіоекологічного моніторингу є:

– спостереження та контроль за станом забрудненої радіонуклідами території, її окремих особливо небезпечних частин та розробка способів зниження небезпеки від забруднення;

– оцінка стану об'єктів природного середовища за параметрами, які характеризують радіоекологічну ситуацію як у зоні забруднення, так і за її межами;

– виявлення тенденцій у зміні стану радіоактивного забруднення навколишнього середовища у зв'язку з функціонуванням небезпечних у радіаційному плані об'єктів, а також при реалізації радіозахисних заходів, що проводяться на забруднених територіях;

– з'ясування можливих тенденцій до змін у стані здоров'я населення, яке проживає на забруднених радіонуклідами територіях;

– інформаційне забезпечення прогнозу радіоекологічної ситуації на забруднених радіонуклідами території та в країні загалом.

Радіоекологічний моніторинг, як і будь-який, реалізується у трьох основних напрямках, виділяючи, відповідно, базовий (стандартний), кризовий (оперативний) і науковий (фоновий) моніторинг.

Базовий радіоекологічний моніторинг здійснюють за допомогою мережі пунктів спостережень, яка охоплює всю територію країни, включаючи служби радіаційного контролю на ядерному виробництві.

Кризовий радіоекологічний моніторинг формується на основі діяльності територіальних служб спостереження і контролю радіоекологічних параметрів навколишнього середовища на територіях, де виникли несприятливі радіаційні ситуації.

Науковий радіоекологічний моніторинг реалізують координуючі структури на базі науково-дослідних закладів, які розробляють методи та програми радіоекологічних досліджень.

В Україні після аварії на Чорнобильській АЕС здійснюється радіоекологічний моніторинг основних складових довкілля на різних територіальних рівнях за характерними лише для нашої держави показниками. Так, на забруднених радіоактивними речовинами територіях (крім 30-кілометрової зони відчуження навколо ЧАЕС) проводиться радіоекологічний моніторинг таких об'єктів:

– ландшафтно-геологічного середовища з метою отримання базової інформації для оцінювання та прогнозування загальної радіоекологічної ситуації на забруднених радіонуклідами територіях і її впливу на екологічну ситуацію в Україні;

– поверхневих і підземних водних систем;

– природоохоронних заходів та споруд;

– локальних довгочасних джерел реального та потенційного забруднення (об'єкт “Укриття”, ставок-охолоджувач, пункти захоронення радіоактивних відходів, пункти тимчасової локалізації радіоактивних відходів);

- біоценозів;
- медичний і санітарно-гігієнічний.

2.4. Складові радіоекологічного моніторингу

До теперішнього часу в Україні ще не створена повноцінна система радіоекологічного моніторингу. Окремі його складові представлені такими напрямками:

- моніторинг радіоактивних випадань з атмосфери,
- моніторинг водних ресурсів,
- радіаційний контроль сільськогосподарської продукції,
- контроль продукції лісу,
- контроль харчових продуктів,
- контроль будівельних матеріалів.

В принципі це і є основні складові радіоекологічного моніторингу, які охоплюють основні сфери навколишнього природного середовища і з боку яких може створюватися загроза опромінення населення. Однак ці окремі ланки існують ізольовано, вирішують, як правило, вузьковідомчі завдання і не зв'язані спільною методологією. Це знижує ефективність моніторингових робіт, звужує коло користувачів і врешті речт не забезпечує повноцінне виконання завдань радіоекологічного моніторингу.

Основою для створення радіоекологічного моніторингу є згадане у першому розділі «Положення про державну систему моніторингу довкілля». Цей документ містить основні принципи створення системи моніторингу взагалі та радіаційного чи радіоекологічного зокрема. І система радіоекологічного моніторингу має базуватися на принципах, викладених у цьому Положенні і стати складовою частиною загальнодержавної системи моніторингу.

У класичному баченні система радіоекологічного моніторингу – це система спостережень, збору, обробки, зберігання баз даних, передачі, аналізу

інформації про радіаційний стан навколишнього природного середовища, прогнозування змін цього стану та розробка науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень про попередження негативних змін радіаційного стану навколишнього середовища з метою виконання вимог екологічної безпеки умов проживання людини (рис. 2.1).

Система радіоекологічного моніторингу має охоплювати всі параметри, котрі визначають якість життя людини і безконфліктне співіснування його з навколишнім середовищем. Умовно систему радіоекологічного моніторингу можна класифікувати за територіальним та часовим принципам (рис. 2.2).

Територіальний моніторинг в залежності від контрольованої території поділяється на об'єктовий моніторинг (контроль на території об'єкта-забруднювача, наприклад, АЕС), регіональний моніторинг (контроль на рівні певного регіону – населений пункт, декілька населених пунктів, адміністративний район, область) і державний моніторинг (контроль на рівні всієї країни).

Об'єктовий моніторинг може у свою чергу поділятися на моніторинг виробничого процесу (наприклад, робота окремого енергоблоку на АЕС), території окремої ділянки на території об'єкта-забруднювача, території санітарної захисної зони.

Регіональний моніторинг проводиться при радіоактивному забрудненні частини території країни (регіону), а державний – при забрудненні всієї країни чи більшої її частини.

Часовий моніторинг в залежності від тривалості спостережень поділяється на короткостроковий моніторинг (наприклад, при разовому забрудненні короткоживучим радіонуклідом – ^{131}I), довгостроковий моніторинг (наприклад, на територіях, забруднених довгоживучими штучними радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr) і постійний моніторинг (наприклад, при забрудненні території деякими трансурановими і природними радіонуклідами з періодами піврозпаду у сотні і тисячі років).

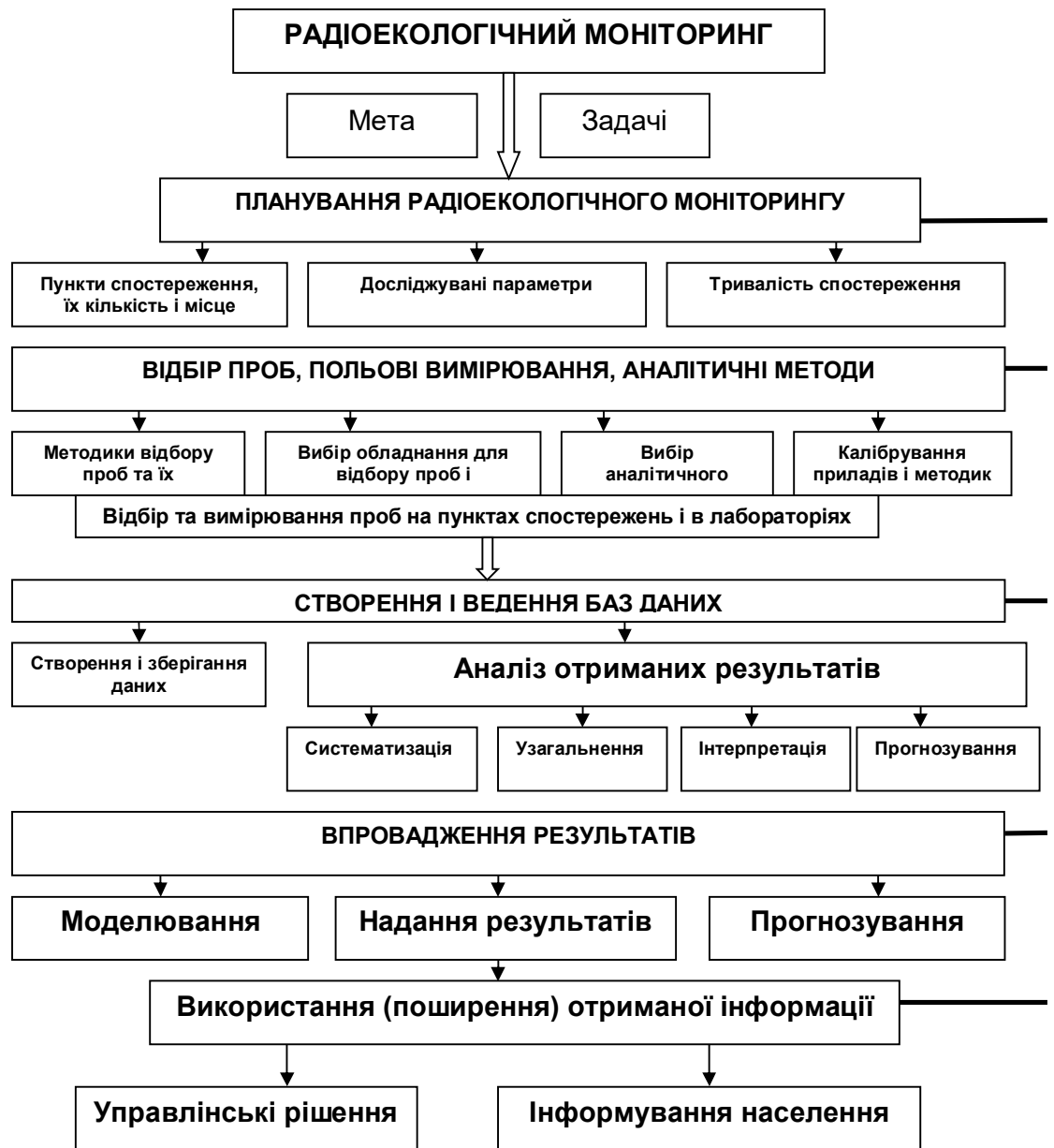


Рис. 2.1. Схема програми радіоекологічного моніторингу (М.Г. Бузин, 2009).

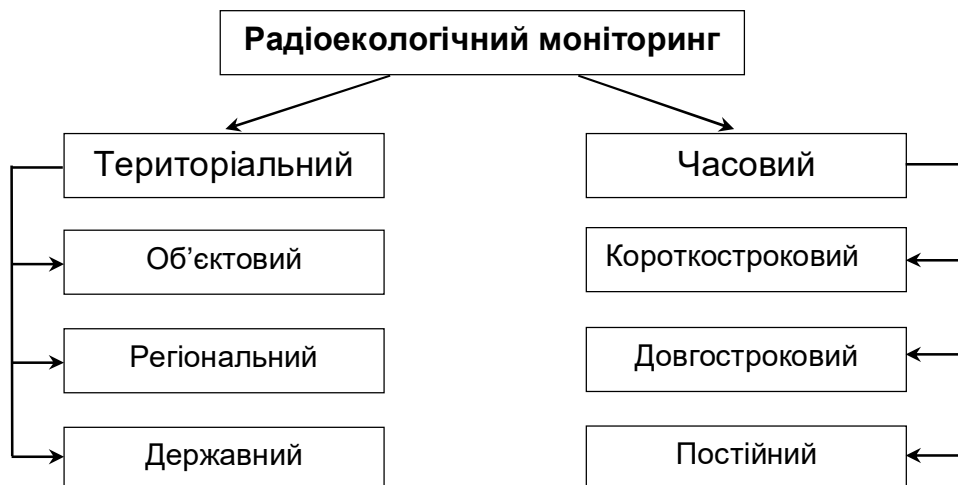


Рис. 2.2. Класифікація складових радіоекологічного моніторингу
(Г.П. Перепелятніков, 2008).

Організація робіт, методологія їх проведення можуть суттєво відрізнятися при різних видах моніторингу. Обсяги проведення спостережень, а, відповідно, витрати на них також суттєво відрізняються в залежності від цілей моніторингу, часу, величини контрольованої території, фізико-хімічних властивостей радіонуклідів.

2.5. Комплексний радіоекологічний моніторинг

Комплексний радіоекологічний моніторинг ґрунтується на інформації, отриманій внаслідок здійснення базових видів радіоекологічного моніторингу. Основними складовими його є ядерно-радіаційний моніторинг, радіогеохімічний моніторинг, моніторинг поверхневих водних систем, радіогідрогеологічний моніторинг.

Ядерно-радіаційний моніторинг забезпечує система спостережень і контролю за станом потенційно небезпечних радіаційних об'єктів, до яких відносять АЕС, а також об'єкт "Укриття". В Україні у межах програми технічної допомоги Європейського Союзу "TACIS" з 1994 р. створюється система радіаційного моніторингу ГАММА. Реалізація першої стадії цього проекту передбачає створення мережі трьох постів радіаційного моніторингу на територіях навколо Рівненської, Запорізької та Ігналінської (Литва) АЕС.

Основними завданнями системи ГАММА є виявлення значних перевищень рівнів радіаційного фону на підконтрольних територіях, оповіщення відповідальних осіб про такі перевищення та забезпечення їх інформацією, необхідною для проведення захисних заходів.

Система ГАММА на території України включає національний центр (інформаційно-кризовий центр ІКЦ), розташований в Міністерстві охорони навколишнього природного середовища, і два локальні центри (у містах Рівне

та Запоріжжя). Окрім того, до складу системи входять 27 постів контролю потужності дози γ -випромінювання, встановлених в зоні Рівненської АЕС; 11 постів контролю потужності дози γ -випромінювання, встановлених у зоні Запорізької АЕС; один пост автоматичного контролю α - і β -активності аерозолів, розміщений на відстані 5 км від Рівненської АЕС; один автоматичний пост контролю γ -активності води на Рівненській АЕС; два автоматичні пости метеорологічного контролю – на Рівненській та Запорізькій АЕС.

Інформація про дози опромінення радіоканалами надходить від датчиків до локальних центрів, а далі спеціально виділеними телефонними каналами передається в національний центр.

У 1992–1997 рр. на п'ятому енергоблоці Запорізької АЕС було реалізовано пілотний проект системи дистанційного моніторингу АЕС. Його мета полягає в отриманні й передаванні в ІКЦ незалежної інформації про стан АЕС у реальному часі.

Європейський Союз у межах програми “TACIS” паралельно з системою ГАММА розробив і впровадив систему підтримки прийняття рішень в реальному часі при реагуванні на ядерні аварії – RODOS. Основними завданнями системи є забезпечення засобами для оброблення і управління великими об'ємами інформації метеорологічного та радіаційного характеру, оцінювання і прогнозування радіаційної ситуації, а також моделювання використання контрзаходів і варіантів дій у випадку аварії.

Таким чином, основним завданням ядерно-радіаційного моніторингу є контроль за станом ядерно-радіаційних об'єктів і напрацювання заходів щодо зниження ступеня їх шкідливості, оцінювання та прогнозування радіаційної обстановки на об'єктах природного середовища.

Радіогеохімічний моніторинг є основним джерелом отримання регулярної і системно-організованої інформації про просторовий розподіл радіоактивних, зокрема техногенних, елементів та ізотопів і закономірності їх мобілізації, транзиту, локалізації та фіксації. З метою реалізації цього виду

моніторингу оцінюють радіоекологічний стан природно-техногенних систем різних рівнів за допомогою гамма-зйомки території: на національному рівні оцінюють радіоекологічну ситуацію загалом по країні; регіональний рівень охоплює великі природно-територіальні комплекси або їх частини в природних адміністративних межах; локальний рівень займається вивченням міських агломерацій особливо забруднених районів; на детальному рівні оцінюють окремі райони міських агломерацій та інші природно-техногенні комплекси вищих порядків. Для його здійснення формують регулярну мережу точок спостереження, які дають змогу з достатньою повнотою охопити елементи довкілля, що вивчаються, та охарактеризувати їх з допустимою достовірністю.

На основі отриманої інформації складають карти щільності поверхневого забруднення ґрунтів ^{137}Cs , ^{90}Sr , одержують окремі дані про забруднення однорічної та багаторічної рослинності.

Моніторинг поверхневих водних систем. Основною підставою для здійснення цього виду моніторингу було потрапляння великої кількості радіоактивних опадів у водозбори рік Прип'ять, Десна, Дніпро, які є основними водними артеріями водосховищ Дніпровського каскаду.

Установи НАН України, Міністерства охорони здоров'я, гідрометслужби відповідно до програми радіологічного моніторингу гідросфери басейну Дніпра здійснюють спостереження за всім каскадом Дніпровського водосховища, Чорним морем та всіма основними річками України, а також у місцях водозаборів з підземних джерел.

Радіогідрогеологічний моніторинг. Спочатку для спостережень за підземними водами використовували сільські шахтні колодязі та діючі водозабірні свердловини. У 1986–1987 рр. у зв'язку з організацією пунктів захоронення та пунктів тимчасової локалізації радіоактивних відходів, переважно в межах 5-кілометрової зони навколо Чорнобильської АЕС були пробурені свердловини, які інформували про найшкідливіші радіаційні об'єкти. У 30-кілометровій зоні проводяться режимні спостереження на

гідрогеологічних постах, дренажних та осушувальних системах, на певних ділянках ґрунту та у свердловинах

У теперішній час радіоекологічний моніторинг на території України має певні особливості, спричинені значним забрудненням навколишнього природного середовища внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

2.6. Методологія радіаційного контролю та радіоекологічного моніторингу

Система радіаційного контролю передбачає виконання таких послідовних етапів: вимірювання рівня іонізуючої радіації на місцевості (польова радіометрія, дозиметрія), відбір проб та підготовку їх до дослідження, визначення радіоактивності експресними методами, радіохімічний розподіл радіонуклідів, радіометрію виділених радіонуклідів, розрахунок активності.

Достовірність і точність отриманої у процесі радіологічного контролю інформації забезпечує використання методів радіаційного контролю. Їх поділяють на радіометричні, радіохімічні, спектрометричні. Як правило, використовують перші дві групи методів.

Радіометричні методи. До них належать польова радіометрія і дозиметрія, експресне визначення радіоактивності, радіометрія золи, радіохімічних препаратів.

Польова радіометрія і дозиметрія є першим етапом радіаційного контролю й моніторингу довкілля та об'єктів господарювання і мешкання населення, який передбачає отримання даних про радіоактивний фон та рівень радіоактивності середовища. Якщо польову радіометрію і дозиметрію проводять у звичайних умовах, можна одержати інформацію про рівень радіаційного фону. Метод дає змогу вчасно виявити випадки підвищення потужності іонізуючої радіації та прийняти екстрені рішення про захист населення. Польова радіометрія і дозиметрія є основними методами контролювання радіоактивного забруднення продукції сільського господарства.

Експресні методи радіаційного контролю використовують для отримання оперативної інформації про ступінь радіоактивного забруднення об'єктів навколишнього середовища.

Експрес-метод визначення питомої і об'ємної активності гамма-випромінюючих радіонуклідів у воді, продуктах харчування, продукції рослинництва та тваринництва ґрунтується на вимірюванні, зокрема, за допомогою приладу СРП-68-01 потужності дози випромінювання від чисто вимитих і подрібнених проб масою 0,7 кг, які розміщені у літровій банці або посудині Марінеллі, і перерахунку її в одиниці активності (Бк/кг). Методику можна застосовувати при рівні радіоактивного забруднення 2×10^3 – 4×10^4 Бк/л (кг).

Експрес-метод визначення питомої і об'ємної активності β -випромінюючих радіонуклідів ґрунтується на вимірюванні швидкості зчитування частинок з “товстошарових” препаратів і наступному математичному розрахунку активності.

Межа похибки вимірювання в обох випадках становить 50 %.

Для проведення вимірювань використовують радіометри КРК-1, РУБ-01П, “Бета”. Методика може бути застосована при вмісті радіоактивних речовин в пробах не менше 37 Бк/кг.

За малої концентрації радіонуклідів в пробах сумарну бета-активність проби визначають по зольному залишку. Щоб збільшити концентрацію радіонуклідів в пробах, їх спалюють та озолують. Золу розтирають в дрібний порошок і вимірювання здійснюють на стаціонарному радіометрі.

Для експресних вимірювань питомої активності ^{137}Cs використовують двоканальні радіометри РУБ-01 П6, РКГ-05, РУГ-91, спектрометр “Прогрес-спектр”, які дають змогу обчислювати участь калію в сумарній активності проби, тобто в радіоактивному забрудненні довкілля загалом.

Радіохімічні методи. Їх використовують, дотримуючись певної послідовності: відбір і підготовка проб досліджуваних об'єктів; внесення носіїв та мінералізація проб; виділення радіонуклідів із проб; очистка виділених

радіонуклідів від сторонніх нуклідів і супутніх елементів; ідентифікація і перевірка радіохімічної чистоти; радіометрія виділених радіонуклідів; розрахунок активності і висновки.

Відібрані радіологічними відділами зразки проб повинні бути типовими для досліджуваного об'єкта, а маса – достатньою для проведення радіохімічного аналізу (після озолення – 20–40 г).

При відборі проб в контрольних пунктах вимірюють гамма-фон приладом СРП-68-01 на відстані 0,7–1 м від поверхні ґрунту і 1–1,5 см від об'єкта.

Застосування різноманітних методів радіаційного контролю дає змогу здійснювати виміри радіоактивності різних складових середовища, продукції тощо. Вибір методів залежить від мети радіаційного контролю.

2.7. Організація та функціонування системи радіоекологічного моніторингу

Система радіоекологічного моніторингу базується на існуючих структурах моніторингу і в ідеалі має формуватися за єдиним нормативним та організаційним принципами, мати уніфіковане методологічне, приладове та метрологічне забезпечення.

Функціонування системи радіоекологічного моніторингу неможливе без інтеграції суб'єктів моніторингу, котра має здійснюватися Мінекології на основі державних та регіональних програм та договорів між суб'єктами про спільну діяльність.

Методологічне забезпечення радіоекологічного моніторингу здійснюється Мінекологією із залученням науково-дослідних організацій і має базуватися на єдиній науково-методичній базі уніфікованих параметрів і значень показників стану об'єктів навколишнього середовища та ступеня його радіоактивного забруднення.

Метрологічне забезпечення також покладене на Мінекології із залученням Держстандарту і повинне здійснюватися на єдиній науково-

технічній політиці у сфері метрології і сертифікації вимірювального обладнання та єдиній нормативно-методичній базі із забезпечення достовірності та порівняння отриманих результатів.

Мінекології розробляє і впроваджує регламенти спостережень, котрі визначають зони спостережень та об'єкти навколишнього середовища, котрі включають таке:

- строки проведення спостережень,
- рівень радіаційного фону,
- місця відбору проб та періодичність відбору,
- методи відбору та аналізу проб.
- вміст у пробах контрольованих радіонуклідів та їх форми,
- форми зберігання одержаної інформації.

Мінекології здійснює інформування органів влади і населення про результати проведення радіоекологічного моніторингу. У разі необхідності розробляє пропозиції щодо впровадження контрзаходів та інших радіозахисних прийомів, спрямованих на зменшення отримання населенням дози іонізуючої радіації.

У теперішній час на забруднених радіонуклідами територіях здійснюється радіоекологічний моніторинг:

- ландшафтно-геологічного середовища з метою отримання базової інформації щодо оцінки і прогнозу загальної екологічної ситуації на забруднених радіонуклідами територіях та їх впливу на екологічну обстановку прилеглих територій;

- ґрунтів;
- поверхневих і підземних водних систем;
- біоценозів, агроценозів та заходів з поліпшення природних угідь;
- сільськогосподарської продукції, продуктів харчання та питної води.

Радіоекологічний моніторинг передбачає картографування та прогнозування відповідних радіоекологічних показників.

Відповідно до функціональних типів радіоекологічного моніторингу, завдань, які приходиться вирішувати, вивчаючи результати антропогенного впливу на довкілля, а також узагальнення отриманої інформації, в тому числі і по радіоекологічній ситуації, використовують згідно просторового охоплення відповідні *масштаби рівнів досліджень*:

- глобальний (біосферний) радіоекологічний моніторинг передбачає стеження за загальносвітовими процесами і явищами у біосфері та здійснення прогнозу можливих змін у радіаційному фоні та радіоактивному забрудненні об'єктів навколишнього середовища; масштаб 1:1 000 000–500 000;

- національний моніторинг передбачає стеження за цими процесами і явищами спеціально створеними органами у межах країни за такого ж масштабу;

- регіональний моніторинг охоплює великі природні територіальні комплекси (регіони) чи їх частини в природних або адміністративних межах; масштаб 1:200 000–1:100 000;

- локальний моніторинг передбачає здійснення спостережень в особливо небезпечних зонах і місцях, при вивченні міських агломерацій, особливо забруднених районів, які безпосередньо примикають до джерел можливого радіоактивного забруднення; масштаб 1:50 000–1:25 000;

- детальний радіоекологічний моніторинг застосовується при вивченні окремих підприємств, районів міських агломерацій та інших природно-техногенних комплексів нижчих порядків; масштаб 1:10 000–1:2 000 і більше.

При розробці системи моніторингу з точки зору повноти, достатності і достовірності отримуваної інформації, вартості створення і функціонування

системи, наявності матеріальних і людських ресурсів проводиться оптимізація таких показників:

- мережі – просторової частоти розміщення (відстаней) пунктів контролю чи відбору проб (наприклад, загальнодозиметрична паспортизація проводиться в кожному населеному пункті зони радіоактивного забруднення, при моніторингу сільськогосподарських угідь для визначення щільності забруднення ґрунту проби відбираються з кожних 50 га);

- регламенту – часової частоти (інтервалів часу) вимірювань контрольованих параметрів або відбору проб (наприклад, потужність експозиційної дози зазвичай, вимірюється щоденно, а концентрація радіонуклідів у повітрі раз на кілька днів);

- об'єктів – контрольованими об'єктами з точки зору радіоактивного забруднення можуть бути повітря, вода, ґрунт, сільськогосподарська продукція і т.д. (наприклад, після Чорнобильської катастрофи найбільш критичною була продукція тваринництва, тому її контролю приділялася й приділяється особлива увага);

- методів відбору і вимірювання проб, статистичної обробки, зберігання та інтерпретації отриманих даних.

Радіоекологічний моніторинг, будучи складовою частиною загальної системи екологічного моніторингу, спрямований на забезпечення першочергової мети безпеки – захисту людей і охорони довкілля від шкідливого впливу іонізуючого випромінювання шляхом вирішення наступних завдань:

- вимірювання інтенсивності іонізуючого випромінювання або активності радіонуклідів в об'єктах довкілля, включаючи викиди та скидання радіонуклідів підприємствами ЯПЦ з метою оцінки, контролю та обмеження опромінення населення;

- виявлення тенденцій зміни стану природного середовища у зв'язку з функціонуванням екологічно небезпечних об'єктів та при реалізації заходів на забруднених територіях об'єктів природного середовища;

– інформаційного забезпечення прогнозу радіоекологічної ситуації в забрудненій зоні та в Україні в цілому.

Радіоекологічний моніторинг здійснюється за наступними основними напрямками:

- вимірювання інтенсивності іонізуючого випромінювання;
- оцінка вмісту радіонуклідів у тілі та опромінення організмів;
- оцінка радіоактивного забруднення приземного шару повітря і підстилаючих поверхонь (грунту і т.д.), поверхневих і ґрунтових вод.

Планування радіоекологічного моніторингу розглядається у вигляді спеціальної програми, яка має чітко передбачати: вид, частоту, і методи вимірювань, методи відбору проб і їх наступного лабораторного дослідження, методи статистичної обробки, методи інтерпретації та реєстрації даних. Об'єктна спрямованість програми, її масштабність і тривалість визначають як види вимірювань, так і перелік суб'єктів, яким доручається виконання окремих завдань. Оптимізація радіаційного моніторингу охоплює: аналіз і уточнення мети і задач моніторингу, пунктів спостережень, вимірюваних параметрів і їх кількісних характеристик, методів моніторингу, методів вимірювань і обладнання – розробка, модифікація, адаптація, тощо, аналіз баз даних, огляд сфери впровадження й інформаційного поширення результатів моніторингу. Вимоги якості ведення моніторингу розглядаються у вигляді системи гарантії якості, яка пронизує всю програму від постановки мети і завдань моніторингу до представлення і поширення результатів моніторингу.

Контрольні запитання до розділу 2:

1. Визначення радіоекологічного моніторингу.
2. Джерела радіоактивного забруднення навколишнього середовища.
3. Цілі та завдання радіоекологічного моніторингу.
4. Складові радіоекологічного моніторингу.
5. Основні положення радіоекологічного моніторингу.
6. Поняття про комплексний радіоекологічний моніторинг та його складові.
7. Методологія радіаційного контролю та радіоекологічного моніторингу.

3. Радіоекологічний моніторинг атмосферного повітря

3.1. Джерела надходження радіоактивних речовин в атмосферу. 3.2. Вимоги до організації спостережень за радіоактивним забрудненням атмосферного повітря. 3.3. Пости спостережень, програми і терміни спостережень. 3.4. Методи відбору проб повітря та оцінювання його радіоактивності. 3.5. Супутні метеорологічні спостереження при відборі проб повітря. 3.6. Оцінювання стану атмосферного повітря щодо забруднення окремими радіонуклідами. 3.7. Радіоекологічне нормування якості атмосферного повітря. 3.8. Радіоактивне забруднення атмосфери при пожежах на забруднених радіонуклідами територіях.

Радіоактивність атмосфери зумовлена присутністю у ній радіоактивних газів і аерозолів, які надходять внаслідок процесів, що відбуваються в природі, та антропогенної діяльності. Відповідно розрізняють природну і штучну радіоактивність атмосфери.

Радіоактивне забруднення атмосфери – це внесення в неї природних радіоактивних ізотопів, що перевищують певний допустимий рівень, або внесення штучних радіоактивних ізотопів.

3.1. Джерела надходження радіоактивних речовин в атмосферу

Чотири основні джерела надходження природних радіоактивних ізотопів (радіонуклідів) в атмосферу:

1. Утворення радіоактивних ізотопів в атмосфері під впливом космічного випромінювання – так звані космогенні радіонукліди (основні дозоутворюючі з них, тобто такі, що включаються в метаболізм та інкорпуються в тканинах, формуючі дозу опромінення, це – ^3H , ^7Be , ^{10}Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{28}Mg , ^{32}P , ^{35}S , ^{36}Cl).

2. Ізотопи радону та продукти їх розпаду, які надходять в атмосферу з поверхні ґрунту (основні з них – ^{222}Rn – радон, ^{220}Rn – торон, ^{219}Rn – актинон та ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{210}Bi).

3. Викиди теплоелектростанцій та інших підприємств, що спалюють органічні паливні матеріали – деревину, вугілля, нафту, газ та інше (основні дозоутворюючі радіонукліди – ^3H , ^{14}C , ^{22}Na , ^{32}P , ^{35}S , ^{40}K , ^{48}Ca , ^{210}Po , ^{238}U).

4. Пиловий підйом з поверхні ґрунту, який може містити певні кількості і радіоактивних речовин, особливо в місцях видобутку підземних корисних копалин не тільки радіоактивних руд (дозоутворюючі радіонукліди – ^{40}K , ^{48}Ca , ^{232}Th , ^{238}U). Підчас пилових бур з поверхні землі вітром в атмосферу підіймаються десятки тони ґрунту з квадратного кілометра. Так підчас такої бурі в Донецькому регіоні, яка тривала 26–30 березня 2015 р., швидкість вітру досягала 24 м/с. Втрати ґрунту від дефляції на величезній території досягали 11–14 т/га.

Іноді виділяють ще одне джерело природних радіонуклідів – радіонукліди, що надходять в атмосферу з космічним пилом (^{10}Be , ^{26}Al та деякі інші). Максимум їх концентрацій спостерігається на висоті 80–100 км – у зоні випаровування мікрометеоритів і внесок їх у радіоактивність біоти відносно незначний.

Три основних джерела надходження штучних радіоактивних ізотопів в атмосферу:

1. Випробування атомної зброї в тропосфері, стратосфері і космосі.
2. Штатні викиди ядерних реакторів.
3. Аварійні викиди на підприємствах ядерного паливного циклу, у першу чергу – на атомних електростанціях.

В усіх трьох випадках – це продукти поділу ядер ^{235}U та ^{239}Pu , сотні різних радіоактивних ізотопів. Втім, переважна їх більшість – короткоживучі, які швидко розпадаються. Основними дозоутворюючими радіонуклідами є довгоживучі ^{90}Sr і ^{137}Cs з періодами піврозпадів, відповідно, 29 і 30 років.

Деякі з основних дозоутворюючих радіонуклідів, що надходять в атмосферне повітря, наведено в табл. 3. 1.

3.2. Вимоги до організації спостережень за радіоактивним забрудненням атмосферного повітря

Організація спостережень за радіоактивним забруднення атмосферного повітря передбачає контроль за вмістом радіоактивних речовин не тільки у самій атмосфері, але й у суміжних компонентах навколишнього природного середовища: літосфері, гідросфері, біосфері з урахування специфіки регіону (наявність підприємств ЯПЦ та інших, які є джерелами викиду радіоактивних речовин, минулого радіоактивного забруднення території внаслідок ядерних і радіаційних інцидентів та інших). Для цього необхідно мати такі матеріали:

- дані про попередні спостереження стану радіоактивного забруднення атмосфери та згадані супутні елементи навколишнього середовища у регіоні;
- дані про наявні та можливі джерела радіоактивного забруднення атмосфери;
- дані про радіонуклідний склад забруднення, його фізико-хімічний стан;
- дані про стан радіоактивного забруднення атмосфери та інших елементів навколишнього природного середовища у сусідніх регіонах, країнах, континенті.
- гідрометеорологічні дані як на час спостережень, так і на перспективу.

Радіоекологічний моніторинг атмосфери здійснюється, як правило, в межах загального екологічного моніторингу атмосфери у системі спостережень за якістю атмосферного повітря на різних територіях, особливо в містах та інших населених пунктах. Практикуються радіоекологічні спостереження за окремими підприємствами, особливо підприємствами ядерного паливного циклу та іншими, які є джерелами викидів радіоактивних речовин у навколишнє середовище.

Спостереження здійснюють служби Держкомітету гідрометеорології, Міністерства екології та природних ресурсів.

1. Основні дозоутворюючі радіоактивні ізотопи

Елемент	Ізотоп	Переважаюче випромінювання	Енергія випромінювання, МеВ	Фізичний стан	Питома маса, г/см ³	T _{0,5}	Місце депонування	T _б	Група радіаційної небезпеки
Природні ізотопи									
Такі, що утворюють родини, та продукти їх розпаду									
Торій	²³² Th	α	4,07	Метал	11,7	1,4×10 ¹⁰ р.	Легені, печінка, нирки	700 діб	А
Уран	²³⁵ U	α	4,47	Метал	19,0	7,1×10 ⁸ р.	Нирки, печінка, скелет	25, 150, 450 діб	Б
Уран	²³⁸ U	α	4,27	Метал	19,0	4,5×10 ⁹ р.			Б
Радій	²²⁶ Ra	α (γ)	4,86	Метал	5,0	1620 р.	Скелет	17 р.	А
Полоній	²¹⁰ Po	α	5,29	Метал	9,4	138 діб	Нирки, кров, легені	37 діб	А
Радон	²²⁰ Rn	α	6,28	Газ	0,0099	55 с	Легені	3–5 хв.	Г
Радон	²²² Rn	α	5,49	Газ	0,0099	3,8 доби	Легені	10–30 хв.	Г
Такі, що не утворюють родин, або позародинні									
Калій	⁴⁰ K	β і γ	1,325 і 1,459	Метал	0,86	1,3×10 ⁹ р.	М'язи, печінка	58 діб	Г
Рубідій	⁸⁷ Rb	β і γ	0,28 і 0,39	Метал	1,53	6,2×10 ¹⁰ р.	М'язи, печінка	40–80 діб	В
Кальцій	⁴⁸ Ca	β	0,08	Метал	1,50	1×10 ¹⁶ р.	Скелет	20 р.	Г
Космогенні									
Водень	³ H	β	0,019	Газ	0,000089	12,34 р.	М'язи	10–30 діб	Г
Вуглець	¹⁴ C	β	0,155	Газ	0,00125	5730 р.	Печінка, нирки, легені		Г
Штучні ізотопи									
Продукти поділу ядер урану									
Стронцій	^{89,90} Sr	β	1,463 і 0,544	Метал	2,6	50,5 діб і 29 р.	Скелет	30–50 р.	В і Б
Йод	¹³¹ I	β і γ	0,608 і 0,723	Неметал	4,94	8,04 доби	Щитоподібна залоза	120 діб	Б
Цезій	¹³⁴ Cs	β і γ	0,512 і 1,367	Метал	1,87	2,06 р.	М'язи	40–60 діб	Б
Цезій	¹³⁷ Cs	β і γ	0,520 і 0,662			30,17 р.			Б
Ізотопи трансуранових елементів									
Плутоній	²³⁹ Pu	α	5,23	Метал	19,8	2,41×10 ⁴ р.	Скелет, печінка	200 р.	А
Америцій	²⁴¹ Am	α	5,57	Метал	13,7	432,8 р.	Скелет, печінка	70 р.	А
Продукти наведеної радіоактивності									
Фосфор	³² P	β	1,710	Неметал	1,83	14,3 доби	Скелет, м'язи, печінка	19 і 0,5 доби	В
Сірка	³⁵ S	β	0,167	Неметал	2,07	87,1 доби	Все тіло	60–140 діб	В

Залізо	⁵⁹ Fe	β і γ	1,560 і 1,290	Метал	7,87	45,1 доби	Печінка, кров	40 і 200 діб	В
Кобальт	⁶⁰ Co	β і γ	1,478 і 1,330	Метал	8,90	5,272 р.	Печінка, нирки	70–90 діб	В
Цинк	⁶⁵ Zn	β і γ	0,325 і 1,110	Метал	7,13	244,1 доби	Скелет, м'які тканини	400 і 20 діб	В

Контроль за радіоактивним забрудненням атмосфери здійснюється на фоновому рівні, а також в зонах радіаційного впливу атомних електростанцій та інших джерел можливого радіонуклідного забруднення. В Україні при цьому особлива увага надається територіям, забрудненим внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, місцям видобутку урану, деяким територіям з підвищеним рівнем природного радіаційного фону. У деяких країнах, де проводились випробування атомної зброї, до цього належать полігони випробувань (в Росії – Новоземельський, Семіпалатинський та інші).

Під час контролю за радіоактивним забрудненням на фоновому рівні використовують фонові станції або спеціальні станції, встановлені на відстані 50–100 км від можливого джерела радіоактивного забруднення. Для моніторингу в радіусі до 25 км використовують мережу контролю і спеціальні пости спостережень, де встановлюють датчики γ -випромінювання та пристрої для відбору проб і аналізу повітря. У межах санітарно-захисної зони утворюють пости дистанційного контролю радіоактивного забруднення атмосферного повітря.

Важливим методологічним підходом до контролювання транскордонного перенесення глобальних потоків радіоактивних речовин на великі відстані від місця викиду є низка спеціальних наземних та авіаційних станцій. Такі станції обладнані системами відбору газу та аерозолів, збору сухих осідань та опадів, аналізу вмісту радіонуклідів та їх загальної і окремої радіоактивності у відібраних пробах повітря. Інформація від них надсилається у Західно- та Східноєвропейський метеорологічні синтезуючі центри. За ступенем оперативності її поділяють на такі види:

- екстрена інформація (містить відомості про різкі зміни рівнів радіоактивного забруднення атмосферного повітря, які негайно передаються в контролюючі та господарські організації; саме завдяки системі такої інформації, Швеція, розташована на відстані майже двох тисяч кілометрів від північних кордонів України, вже через добу після аварії на Чорнобильській

АЕС у 1986 р. першою із зарубіжних країн виявила радіоактивні речовини в повітрі, тобто їх транскордонний перенос, і повідомила про неї відповідні міжнародні організації);

– оперативна інформація (містить узагальнені матеріали спостережень за радіоактивністю повітря протягом місяця; саме завдяки неї радіонукліди, викинуті під час аварії на Чорнобильській АЕС, які вже через тиждень підпали під дію тропосферних вітрів, були виявлені послідовно практично в усіх країнах північної півкулі нашої планети, а радіонукліди, що були викинуті 11 березня 2011 р. під час аварії на АЕС «Фукусима-1», вже через тиждень були виявлені над Європою, у тому числі і над Україною);

– режимна інформація (містить дані про середній та максимальній рівні радіоактивного забруднення повітря протягом тривалого часу, як правило, за рік, котра використовується при плануванні певних заходів, спрямованих на захист персоналу підприємств ЯПЦ, населення від додаткового опромінення, оцінювання збитків, завданих народному господарству внаслідок забруднення атмосферного повітря).

На рис. 3.1 наведені дані про забруднення атмосферного повітря в Києві радіоактивними ізотопами йоду та цезію у перші два тижні після аварії на Чорнобильській АЕС. Вони свідчать, що 30 травня, коли вітер змінив напрям і подув з півночі на південь, рівень радіоактивності повітря зріс більш, як на чотири порядки.

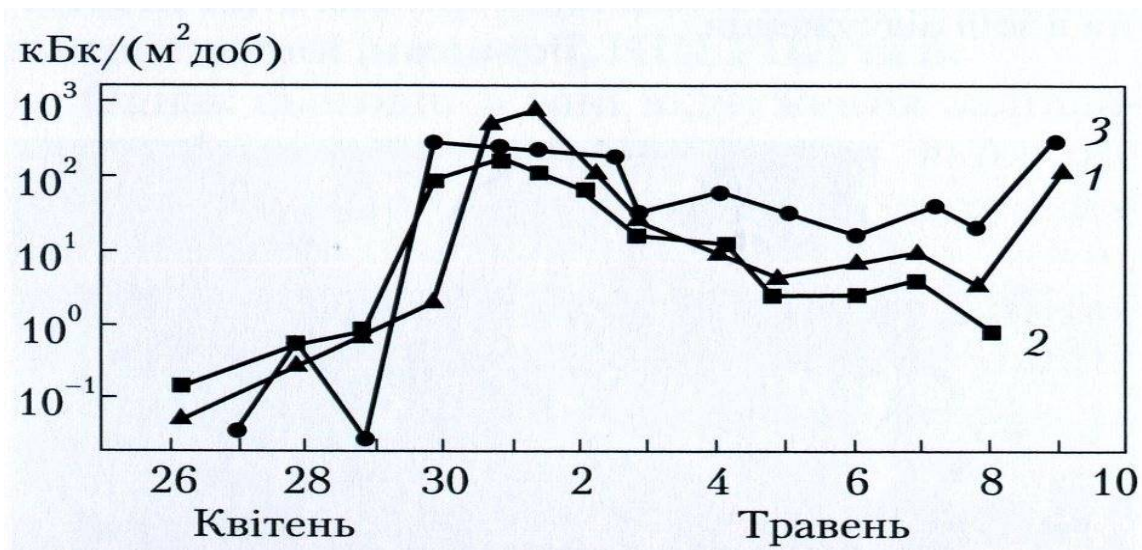


Рис. 3.1. Рівні радіоактивного забруднення атмосферного повітря в Києві в перші дні після аварії на Чорнобильській АЕС: 1 – ^{131}I , 2 – ^{137}Cs і 3 – ^{134}Cs .

3.3. Пости спостережень, програми і терміни спостережень

Системи моніторингу атмосфери розвинутих країн, у тому числі України, систематично відстежують радіоактивне забруднення повітря та його зміни, як правило, тільки в критичних аварійних ситуаціях. Забруднення контролюють стаціонарні, маршрутні і пересувні (підфакельні) пости спостереження.

Стаціонарний пост спостереження призначається для регулярного відбору проб повітря з метою подальшого визначення загальної радіоактивності та лабораторного аналізу вмісту окремих радіонуклідів та їх внеску у загальну радіоактивність.

Маршрутний пост спостереження призначений для регулярного відбору проб повітря у фіксованих точках місцевості за допомогою спеціально обладнаної автолабораторії. Розміщення маршрутних постів повинно бути таким, щоб виявляти максимальні рівні радіоактивності, які формуються джерелом викиду. Визначаючи місця відбору проб повітря, приймають до уваги висоту джерела викиду (H) і максимально можливу зону забруднення ним атмосферного повітря (R), яка дорівнює $20 H$. Згідно схеми, центром якої є джерело викиду, будують кола з радіусами $0,5 R$; $1 R$; $1,5 R$. У точках перетину

кіл з проведеними з центра лініями, що позначають сторони світу, відбирають проби повітря.

Пересувний (підфакельний) пост спостереження використовують для відбору проб повітря під радіоактивною хмарою. Місця відбору проб обирають з урахуванням закономірностей поширення радіоактивних частинок в атмосфері за переважаючими напрямками вітрів, починаючи з декількох десятків метрів від джерела викиду.

Залежно від виду постів спостережень та їх завдань визначають програми і терміни спостережень. Під час гострого періоду розвитку аварії на Чорнобильській АЕС на кінець 1986 р. радіоактивні випадіння з атмосфери фактично припинилися і необхідність у маршрутних та пересувних постах спостережень відпала. Стаціонарні пости спостережень періодично проводять аналізи радіоактивності повітря.

3.4. Методи відбору проб повітря та оцінювання його радіоактивності

Радіонукліди можуть надходити в атмосферу або у газоподібному стані (наприклад, радіоактивні благородні гази), або з аерозольними частинками. Повітря – це рухома система, склад якої може постійно змінюватися. Тому одним з найважливіших елементів аналізу радіоактивності атмосферного повітря є відбір проб. Проби повітря відбирають аспіраційним способом, пропускаючи повітря через поглинальний прилад з визначеною певною швидкістю, і способом заповнення посудин певного обмеженого об'єму.

Аспіраційний спосіб відбору проб повітря. У результаті пропускання повітря через поглинальний прилад відбувається концентрування носіїв радіоактивності (звичайно, аерозолів, гідрозолів) в поглинальному середовищі. Для отримання достовірних визначень радіоактивності кількість пропущеного повітря може досягати десятків і сотень літрів за хвилину – все визначається рівнями радіоактивного забруднення повітря. Хоча треба відмітити, що методи

визначення і оцінки рівнів радіоактивності на багато порядків більш чутливі і точні за хімічні методи аналізу.

Проби поділяють на разові (період відбору 20–30 хв.) та середньодобові (не менше 4-разових проб через однакові проміжки часу протягом доби). Найкращим способом отримання середньодобових значень є безперервний відбір проб протягом 24 год. через електроаспіратори, обладнані реометрами – приладами, які реєструють його об'єм.

Система відбору проб повітря для дослідження радіоактивного пилу складається з трубки, яка обладнана фільтрами, та шлангу, котрий підключається до повітряпроводу. Роль останнього може виконувати звичайний пилосос. Головним же елементом системи пробо відбору повітря є поглинальні пристрої фільтри чи сорбенти, призначені для вбирання газоподібних речовин (радіоактивних газів та інших летючих радіонуклідів), радіоактивних аерозолів, пилу. Далі в поглиначах визначають вміст радіонуклідів і розраховують їх кількість в одиниці об'єму повітря.

Відбір проб повітря способом заповнення посудин. Для відбору проб використовують звичайні скляні ємності визначеного об'єму, котрі заповнюють повітрям шляхом продування через посудину його 10-кратного об'єму, після чого посудину герметично закривають. Такий спосіб є припустимим за високих рівнів радіонуклідного забруднення повітря.

Для відбору аерозольних проб звичайно використовують різні фільтрувальні системи, які забезпечені вимірювачами об'єму повітря, що проходить через них. Для відбору окремих фракцій аерозольних частинок використовують спеціальні набори послідовно встановлених фільтрів з різними розмірами пор.

Відбір проб аеральних опадів. Проби атмосферних опадів, як сухих, так і вологих, відбирають різними методами. Вологі (мокрі) опади збирають звичайними пристроями, що застосовуються на метеорологічних станціях для збору дощу та снігу. Сухі опади відбирають на липкі планшети – металеві пластини певної площини, котрі попередньо покривають липкою

невисихаючою смолою типу вініполу, або на планшети, покриті так званою тканиною Петрянова (спеціальна знезолена пориста тканина). Липкі планшети можна відправляти на радіометрію без підготовки, або кількісно змивати опади ацетоном, бензином чи іншим розчинником, у котрих потім можна буде визначити вміст радіонуклідів. Тканинні планшети піддають радіометрії безпосередньо або після спопеління.

3.5. Супутні метеорологічні спостереження при відборі проб повітря

У зв'язку з тим, що метеорологічні чинники зумовлюють перенесення і розсіювання радіоактивних речовин в атмосфері, відбір проб повітря повинен супроводжуватися спостереженнями за такими метеорологічними параметрами, як напрям і швидкість вітру, температура і вологість повітря, атмосферні опади та інші, які впливають на розповсюдження й концентрацію радіонуклідів, їх випадіння на земну поверхню.

Напрямок вітру виявляють за допомогою спеціальних вимпелів, флюгерів, швидкість вітру вимірюють вітроміром або анемометром, вологість повітря оцінюють гігрометрами і психрометрами, температуру термометрами, атмосферний гідростатичний тиск – барометрами, кількість атмосферних опадів – за допомогою спеціальних водомірних посудин. Важливо реєструвати тривалість дії того чи іншого фактору.

Існують автоматизовані системи спостереження й контролю за станом атмосферного повітря, призначені для постійного відстеження за змінами у часі і просторі характеристик забруднення, в тому числі і радіонуклідами, та метеорологічними параметрами повітряного простору. Вони оснащені автоматичними системами відбору проб та приладами автоматичного визначення радіоактивності повітря. Такі системи вкрай важливі і необхідні для ефективного функціонування системи спостережень за радіоактивним забрудненням атмосферного повітря особливо у гострий (начальний) період розвитку радіаційного інциденту. Втім, спостереження за станом радіаційного

фону, яке визначається у першу чергу радіоактивним забрудненням атмосфери, повинно тривати постійно.

3.6. Радіоактивне забруднення атмосфери при пожежах на забруднених радіонуклідами територіях

При лісових та лугових пожежах на забруднених радіонуклідами територіях відбувається надходження радіонуклідів в атмосферу у парогазовій формі (у першу чергу ^{137}Cs і у меншій ^{90}Sr , температура плавлення і кипіння якого значно вища), а також разом з попелом і золою у вигляді аерозолів субмікронного і мікронного розмірів, які містять окрім цих радіонуклідів β - і α -випромінювач ^{241}Pu та α -випромінюючі ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am й деякі інші. Це призводить до збільшення об'ємної активності радіонуклідів у приземному шарі повітря у десятки, сотні і навіть тисячі разів, що може створити небезпеку не тільки для учасників пожежогасіння, але й для населення за рахунок інгаляції радіоактивних речовин і, відповідно, внутрішнього опромінення.

Внаслідок пожеж може відбуватись посилення вертикальної міграції радіонуклідів в атмосфері з током гарячого повітря, а, головне, їх горизонтальна міграція з рухом повітря, яка може виносити їх далеко за межі району пожежі.

За відсутності традиційної господарської діяльності у зоні відчуження і зоні обов'язкового (безумовного) відселення Чорнобильської АЕС за роки після аварії відбувалося інтенсивне накопичення рослинного горючого матеріалу у лісах та луках, що підвищує ризик пожеж. І за цей час тут офіційно було зафіксовано понад 1300 пожеж різного виду, тяжкості, масштабів і наслідків. Наймасштабніші пожежі у зоні відчуження відбулися у серпні 1992 р. та наприкінці квітні 2015 р. – найбільш пожежонебезпечних місяцях. Першим була охоплена площа близько 17 тисяч гектарів луків та лісових угідь і другим – понад 10 тисяч гектарів (рис. 3.1).



Рис. 3.1. Лісова пожежа у зоні відчуження Чорнобильської АЕС.

Пожежі виникають і на інших забруднених радіонуклідами територіях. Так, великомасштабна пожежа, яка охопила декілька десятків тисяч гектарів лісу, відбулася у травні 2005 р. у Житомирській області на території, рівень забруднення якої за ^{137}Cs перевищував 555 кБк/м^2 (15 Кі/км^2).

Аналіз дистанційного зондування Землі по космічним знімкам дозволив прослідкувати рух димової хмари за північно-західним вітром, яка пройшла відстань понад 100 км і досягла південно-західних окраїн Києва. (рис. 3.2, 3.3).

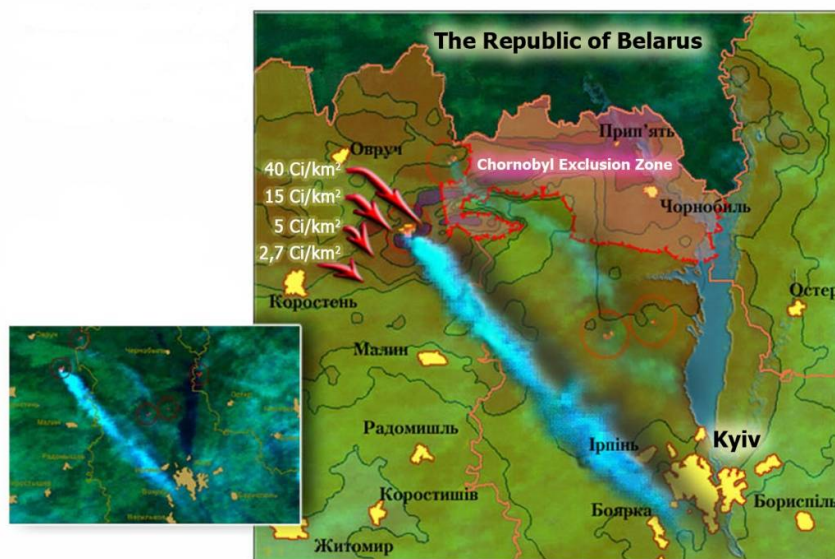


Рис. 3.2. Дим від лісової пожежі на забрудненій радіонуклідами території у травні 2005 р. досяг околиць Києва.



Рис. 3.3. Димова хмара, що виникла внаслідок пожежі на забрудненій радіонуклідами території, над околицями Києва (травень 2005 р.).

В цілому таке дистанційне зондування дозволяє проводити моніторинг та оцінювати наслідки пожеж на основі аналізу взаємозв'язку між ступенем ураження рослинного покриву (ступінь дефоліації та усихання дерев) та спектральними характеристиками короткохвильового інфрачервоного каналів зображень.

Достовірна оцінка масштабів пожеж на забруднених територіях, інформація про них і зумовлена цим радіологічна небезпека для людей набуває особливої актуальності і має велике соціально-психологічне значення як для населення цих територій, так і за їх межами.

3.6. Радіоекологічне нормування якості атмосферного повітря

З метою обмеження і контролювання антропогенних впливів на навколишнє середовище запроваджують *екологічне нормування* – комплекс заходів для встановлення граничних меж, у яких можуть коливатися параметри показників певних забруднювачів навколишнього природного середовища, які характеризують його стан. Екологічному нормуванню підлягають усі

небезпечні хімічні речовини, у тому числі і радіоактивні, й фізичні фактори, у тому числі і іонізуюча радіація.

Кількісну оцінку вмісту

Контрольні запитання до лекції 3:

1. Що слід вважати за радіоактивне забруднення атмосфери.
2. Джерела надходження радіоактивних речовин до атмосфери.
3. Природні радіонукліди атмосфери, що формують дозу опромінення людини.
4. Штучні радіонукліди атмосфери, що формують дозу опромінення людини.
5. Вимоги до організації спостережень за радіоактивним забрудненням атмосферного повітря.
6. Пости спостережень та їх завдання.
7. Методи відбору проб повітря та оцінювання його радіоактивності.
8. Супутні метеорологічні спостереження при відборі проб повітря.
9. Оцінювання стану атмосферного повітря щодо забруднення окремими радіонуклідами.
10. Вплив лісових пожеж на забруднених радіонуклідами територіях на забруднення повітря.
11. Радіоекологічне нормування якості атмосферного повітря.

Лекція 4. Радіоекологічний моніторинг ґрунтів

4.1. Джерела радіоактивного забруднення ґрунту. 4.2. Міграція радіонуклідів у ґрунті. . 4.3. Об'єкти і методи радіоекологічного моніторингу ґрунтів. 4.4. Проведення гамма-зйомки над поверхнею ґрунту. 4.5. Відбирання проб ґрунту. 4.6. Підготовка проб ґрунту до радіометрії і спектрометрії. 4.7. Визначення щільності радіонуклідного забруднення ґрунту. 4.8. Методологічні підходи до прогнозування радіоактивного забруднення ґрунтів.

Моніторинг ґрунтів – це система спостережень, кількісної оцінки та контролю за використанням ґрунтів і земель з метою організації управління їх продуктивністю. Моніторинг ґрунтів – це контроль, діагностика, прогноз і управління станом ґрунтів заради відтворення їх родючості. Він є складовою частиною екологічного моніторингу і входить до системи моніторингу суміжних середовищ і біосфери в цілому.

Радіоекологічний моніторинг ґрунтів – це система кількісної оцінки в ґрунті вмісту певних природних і штучних радіонуклідів з метою контролю за їх використанням на забруднених радіонуклідами територіях.

Необхідно відмітити, що забруднення ґрунтів радіоактивними речовинами, як, втім і будь-якими токсикантами, як об'єкт спостережень, має ряд важливих специфічних особливостей.

По-перше, ґрунт – це найбільш стабільне, малорухоме природне середовище порівняно, наприклад, з атмосферою або поверхневими водами. Міграція радіоактивних речовин в ґрунті протікає відносно повільно, особливо на рівнинах. Як наслідок цього, високі рівні забруднення ґрунтів деякими радіоактивними речовинами можуть на тривалий час локалізуватися в місцях їх викиду у навколишнє природне середовище.

По-друге, можлива поступова зміна хімічного складу як ґрунтів, так і радіонуклідів, наприклад на сільськогосподарських угіддях під вплив ос вапнування, гіпсування, внесення добрив.

По-третє, інтенсивним шляхом транспорту радіоактивних речовин, які попадають на ґрунт, може бути їх перенос з атмосферним повітрям разом з пилом, змив уточними водами. Але далеко не всі ці механізми переносу грають суттєву роль у забрудненні ґрунтів.

По-четверте, під впливом фізико-хімічних факторів (вода, кисень, рН, склад обмінного комплексу та інші), в результаті діяльності мікроорганізмів, здійснюється розпад радіоактивних речовин і перехід їх у більш доступний для живих організмів стан і, навпаки, вони можуть включатися у різні комплекси і зв'язуватися, переходячи у важкодоступний стан.

4.1. Джерела радіоактивного забруднення ґрунту

Можна виділити сім основних джерел первинного радіоактивного забруднення ґрунту:

1. Випадіння на поверхню землі космогенних радіонуклідів.

2. Розсіювання по поверхні землі природних радіоактивних ізотопів, які супроводжують видобуток будь-яких мінералів з товщ земної кори.

3. Осідання на поверхню ґрунту природних радіоактивних ізотопів з викидів ТЕС і ТЕЦ.

4. Робота підприємств ядерного паливного циклу: видобуток урану, збагачення його енергодіючого ізотопу ^{235}U , виготовлення твелів, які супроводжуються надходження у середовище природних радіоактивних ізотопів, та штатні викиди штучних радіоактивні ізотопів атомних електростанцій, при захороненні радіоактивних відходів та їх переробці.

5. Глобальне забруднення поверхні ґрунту штучними радіоактивними ізотопами внаслідок використання та багаторічних випробувань ядерної зброї, застосування ядерних вибухів у виробництві.

6. Побутові інциденти з радіоактивними природними і штучними джерелами іонізуючих випромінювань.

7. Аварії на підприємствах ядерного паливного циклу, які є, як правило, джерелом штучних радіоактивних ізотопів.

Джерелом вторинного радіоактивного забруднення ґрунту може стати перенос радіоактивних речовин з забруднених територій з вітром або стічними водами. Так, у 1967–1970 рр. на Уралі в Челябінській області відбулося забруднення території площею близько 1800 км^2 завдяки вітрового переносу радіоактивного пилу з берегів озера Карачай, котре використовувалось для видалення радіоактивних відходів підприємства для вироблення ^{239}Pu . Було рознесено 6×10^{12} Бк ^{90}Sr і $1,7 \times 10^{13}$ Бк ^{137}Cs .

За В.В. Медведєвим, автором концепції техніко-економічного обґрунтування моніторингу ґрунтів, у тому числі й радіоекологічного моніторингу, його необхідність визначається чотирма основними факторами:

1. Виключною важливістю підтримання ґрунтів у стані, за яким вони зберігають здатність до регуляції циклів біофільних елементів як основи життєдіяльності людини і біосфери.

2. Важливістю контролю і запобігання негативного розвитку процесів ґрунтоутворення, які мають місце практично на всій сільськогосподарській території внаслідок безгосподарської діяльності людини і проявляється в дегуміфікації, ерозії, переуцільненні, забрудненні, підкисленні, підтопленні, засоленні, надмірному спрацюванні торфу тощо.

3. Необхідністю істотного підвищення родючості ґрунтів, віддачі від меліорації і хімізації, подолання застійних явищ в урожайності та поліпшення якості сільськогосподарської продукції.

4. Неможливістю вироблення адекватної оцінки сучасного стану ґрунтового покриву на основі наявної інформації (через застарілі данні ґрунтового обстеження, "усіченість", орієнтованість лише на вузького споживача, неузгодженість матеріалів і різноманітність методик у роботі гідрогеологомеліоративних експедицій, гідромеліоративної, санітарно-епідеміологічної служби та ін.) і раціонального використання з цієї причини інвестиції для усунування деформаційних явищ.

4.2. Міграція радіонуклідів в ґрунті

Радіоактивні викиди, що надходять до ґрунту з атмосфери, зосереджуються в основному у верхньому 3–5-сантиметровому шарі. Проте з часом ситуація щодо рівнів радіонуклідного забруднення ґрунту змінюється. Особливо це стосується забруднення штучними радіонуклідами внаслідок радіаційних інцидентів. Основним чинником, що зумовлює ці зміни радіоактивного забруднення ґрунту, є міграційні явища.

Під міграцією радіонуклідів в ґрунті слід розуміти сукупність процесів, що ведуть до їх переміщення в ґрунті та його поверхні і зумовлюють перерозподіл за глибиною і в горизонтальному напрямку. У зв'язку з цим виділяють два види міграції – вертикальну і горизонтальну, які проходять одночасно.

Вертикальна міграція – це переміщення радіонуклідів з поверхні ґрунту у глибинні шари; горизонтальна – перенос по поверхні ґрунту з вітром та з током води.

Рух повітря, атмосферні опади, температура довкілля та деякі інші явища, що характеризують особливості погодно-кліматичних умов, відіграють важливу роль в міграції радіонуклідів не тільки в атмосфері, але і в ґрунті.

Радіоактивні частинки, потрапляючи на поверхню ґрунту, втягуються в процеси вертикальної міграції углибину ґрунту, які мають досить важливе значення. Це зумовлює зниження потужності дози випромінювання радіонуклідів над поверхнею ґрунту, зменшення їх вторинного переносу вітром та поверхневими водами. В той же час може значно змінюватись кількість радіонуклідів, що надходять в рослини, переходять в ґрунтові води.

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

Частинки найрізноманітніших розмірів з током води можуть проникати углибину тріщинами, утвореними в суху погоду, ходами черв'яків та інших організмів. Це – звичайна *фільтрація – рух рідини через пористе середовище під впливом гравітаційних сил*. Певну роль грає *дифузійний рух – переміщення радіонуклідів в напрямку градієнта концентрації – її вирівнюванню; конвекційне перенесення – це вертикальне переміщення радіонуклідів з водою, викликане зміною її густини в результаті різниці температури або солоності*.

Взагалі ж процес вертикальної міграції радіонуклідів йде досить повільно. Так, в зоні аварії на Чорнобильській АЕС на неораних дерново-підзолистих піщаних ґрунтах легкого механічного складу через 30 років після випадання радіоактивних продуктів практично вся маса радіонуклідів містилася у верхньому 30-сантиметровому шарі (табл. 4.1). На ґрунтах більш важкого механічного складу з багатим ґрунтовим вбирним комплексом вертикальна міграція радіонуклідів відбувається ще повільніше. На всіх типах

ґрунтів ^{90}Sr проникає на більшу глибину, ніж ^{137}Cs . Це, безперечно, пов'язане з більшою розчинністю стронцію і “старінням” цезію.

4.1. Проникнення ^{90}Sr і ^{137}Cs у товщу ґрунту, %

Шар, см	Дерново-підзолистий				Чорнозем звичайний			
	^{90}Sr		^{137}Cs		^{90}Sr		^{137}Cs	
	1987	2017	1987	2017	1987	2017	1987	2017
0–5	100	5	100	10	100	25	100	50
5–10	0	10	0	20	0	45	0	40
10–15	0	25	0	30	0	15	0	10
15–20	0	30	0	40	0	10	0	0
20–25	0	15	0	0	0	5	0	0
25–30	0	10	0	0	0	0	0	0
30–35	0	0	0	0	0	0	0	0

Велике значення щодо розповсюдження радіонуклідів на територіях має рух повітря, тобто вітер. За рахунок вітрового підняття з поверхні ґрунту і переносу стає можливим надзвичайно швидке переміщення радіоактивних речовин на відстані десятків кілометрів від місця її випадання, що може обумовити вторинне забруднення або підвищення рівня забруднення більш чистих ґрунтів.

Найбільш важливим фактором, що впливає на вітровий підйом радіоактивних частинок, є швидкість руху повітря. Підйом ґрунтових частинок відбувається швидше із сухої поверхні, розораних полів, схилів, які продуваються вітрами.

Значний вплив мають погодно-кліматичні умови на горизонтальну міграцію радіонуклідів – їх перенесення по поверхні ґрунту. При сильних зливових дощах в літньо-осінній період можливий значний змив радіонуклідів з площ водозборів у водойми та забруднення ними річок, озер, водосховищ – джерел питної та поливної води. Аналогічна ситуація може виникнути при формуванні потужного снігового покриву у зимовий період та різкому підвищенні температури весною, коли при швидкому таненні снігу і слабкій фільтрації опадів у мерзлий ґрунт посилюється перенесення радіонуклідів по поверхні.

В процесах горизонтальної міграції радіонуклідів велику роль відіграють особливості рельєфу місцевості, наявність на ній рослинності. Специфічні нерівності поверхні, лісові насадження та буяння трав'янистих рослин при певних поєднаннях можуть практично повністю затримувати поверхневий перенос радіонуклідів. В той же час круті схили, відсутність рослин посилюють його.

На рис. 4.1 наведені дані з динаміки зміни ступеня радіонуклідного забруднення ґрунту дослідної ділянки з часом після випадіння радіоактивних опадів. Чітко видно, як зменшується забруднення підвищених частин території і збільшується низинних частин.

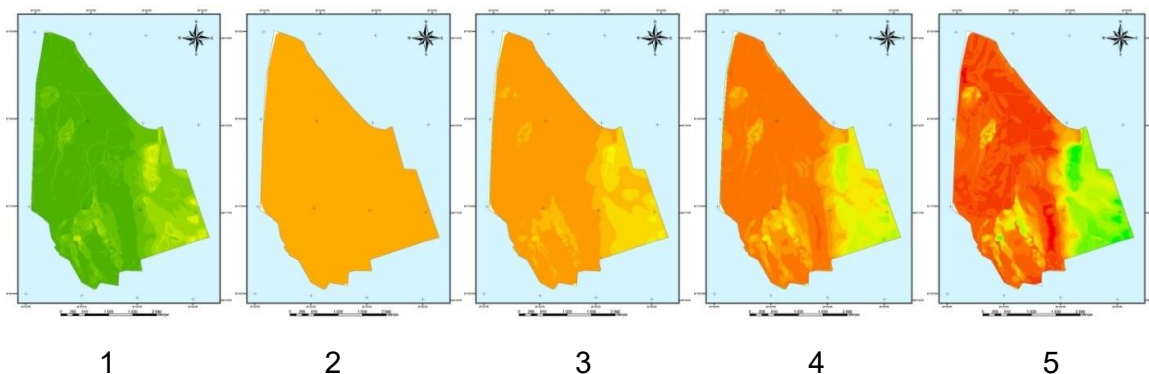


Рис. 4.2. Вплив рельєфу території на горизонтальну міграцію ^{137}Cs по поверхні ґрунту з часом після випадіння радіоактивних опадів при аварії на Чорнобильській АЕС: 1 – рельєф території, 2 – рівномірне забруднення у 1986 р., 3 – через 10 років, 4 – через 20 років, 5 – через 25 років (Ю.О. Кутлахмедов, 2012).

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

Важливе значення мають фізико-хімічні властивості самих радіонуклідів. Радіонукліди, що потрапляють в навколишнє середовище, можуть перебувати у різній фізико-хімічній формі – аерозолів, гідрозолів, частинок, сорбованих на різних матеріалах та інших. Їх рухливість залежить від форми радіонуклідів, в якій вони надійшли в навколишнє середовище.

Так, радіоактивне забруднення при аварії на Чорнобильській АЕС було зумовлене трьома типами випадань: твердими високорадіоактивними аерозолями різної дисперсності, газовою фазою окремих радіонуклідів і

радіонуклідів, розташованих у графітовій матриці. Останній специфічний тип радіоактивних частинок утворився під час горіння блоків із графіту, який використовується в ядерних реакторах як сповільнювач нейтронів.

Виділяють дві основні групи факторів, які ведуть до зміни рухливості і біологічної доступності радіонуклідів у часі. Перша з них зумовлює так зване “старіння” радіонуклідів. Суть старіння в тому, що з часом в результаті їх дифузії у кристалічну структуру деяких мінералів, утворення різних комплексних сполук, агрегування частинок у більш крупні, зменшується їх рухливість у ґрунті. Добре відоме старіння радіонуклідів цезію, наслідком якого є поступове зниження їх доступності для кореневого засвоєння рослинами.

Під впливом другої групи факторів рухливість радіонуклідів, навпаки, може зростати. Так, крупнодисперсні частинки з часом в ґрунті під впливом води, кисню, діяльності мікрофлори та інших факторів можуть руйнуватися, перетворюючись у дрібнодисперсні. Радіонукліди, що входять до їхнього складу, переходять із важкодоступних форм у більш доступні, які краще розчиняються у ґрунтовому розчині.

Сорбційна здатність ґрунтів щодо деяких радіонуклідів зростає зі збільшенням дисперсності його механічних елементів. Навіть в межах одного типу ґрунтів в залежності від кількості фракції глинистих частинок вона може змінюватись на порядок. Найбільш міцно радіонукліди утримуються муловою фракцією.

Дрібнопилуваті і мулисті частинки високодисперсних фракцій ґрунтів містять і найбільшу кількість органічних речовин, які також суттєво впливають на міграцію радіонуклідів.

В більш крупних фракціях пилу вміст органічних речовин різко знижується, а в дрібному піску їх майже немає.

Дуже велику кількість органічних речовин (до 90%) містять торф'яні ґрунти. Однак вони в основному представлені напіврозкладеними рослинними рештками і містять мало гумусу. Мінеральна фракція, в тому числі і

дрібнодисперсна, у торф'яних ґрунтах незначна. Невелика і кількість обмінних катіонів. Тому ємність поглинання торф'яних ґрунтів невисока і здатність до утримування радіонуклідів порівняно низька.

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

Важливу роль у міграції радіонуклідів в ґрунті мають його агрохімічні властивості. Звичайно радіонукліди знаходяться в ґрунтах в ультрамікрокількостях. Так, при вмісті ^{137}Cs $3,7 \times 10^4$ Бк/м² (1 Ки/км²) – рівень, вище якого ґрунти прийнято вважати забрудненими, масова його концентрація у орному шарі складає $3,9 \times 10^{-12}$ %, а ^{90}Sr – ще менше – $2,4 \times 10^{-12}$ %. Це відповідає приблизно величині 10^{-5} г/м², або 10 г/км². Такі низькі концентрації радіонуклідів у ґрунтах повинні зумовлювати суттєву залежність їх поведінки від вмісту відповідних стабільних ізотопів, елементів, схожих з ними за фізико-хімічними властивостями.

Реакція ґрунтового розчину по-різному впливає на міграцію радіонуклідів. Для більшості з них, в тому числі для ^{90}Sr і ^{137}Cs , при зростанні кислотності знижується міцність закріплення в ґрунті, збільшується рухливість і надходження в рослини. Деякі радіонукліди, зокрема ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn , при підвищенні рН переходять з іонної форми у різні гідролізні і комплексні сполуки і стають менш доступними для рослин.

Дуже великий вплив на міграцію і доступність радіонуклідів в ґрунтах має вміст обмінного кальцію, який характеризує їхню так звану “карбонатність”. В багатьох ґрунтах, переважно недостатньо зволжених територій, вміст карбонатів досить значний. Зі збільшенням їх вмісту надходження ^{90}Sr з ґрунту в рослини знижується.

Зменшення надходження ^{90}Sr в рослини на карбонатних ґрунтах пояснюється звичайно двома причинами. По-перше, при високому рівні

карбонатів може відбуватися необмінна фіксація радіонукліда. По-друге, стронцій і кальцій є хімічними аналогами. При надходженні в рослини, як і взагалі в живий організм, між ними можуть виникати певні конкурентні взаємовідносини і кальцій, як елемент, вміст якого у земній корі (2,96%) на декілька порядків перевищує загальний вміст стронцію ($3,4 \times 10^{-2}\%$), може виступати у ролі своєрідного дискримінатора, який обмежує надходження стронцію, в тому числі і його радіоактивних ізотопів.

Не тільки з підвищенням карбонатності ґрунту, тобто зі збільшенням в ньому вмісту аніонів CO_3^{2-} , але й із зростанням концентрації аніонів PO_4^{3-} і SO_4^{2-} , збільшується сорбція ^{90}Sr за рахунок співосідання важкорозчинних і слабо засвоюваних рослинами сполук стронцію. Тому в ґрунтах з підвищеним вмістом обмінних форм фосфору і сірки, особливо перших, спостерігається зниження переходу ^{90}Sr в рослини.

Збільшення в ґрунті вмісту обмінного калію знижує міграцію і надходження в рослини ^{137}Cs . З одного боку, це пов'язане з тим, що при великій кількості в ґрунті калію відбувається заміна на нього всіх обмінних катіонів ґрунту, що збільшує сорбцію і закріплення цезію. З другого – з тим, що між калієм і цезієм, як між хімічними аналогами, виникають конкурентні відношення при надходженні в рослини, схожі з тими, що проявляються між кальцієм і стронцієм.

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

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

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

Міграція ^{40}K у ґрунті, надходження в рослини і наступний рух ланками біологічного ланцюга повністю визначається поведінкою його стабільних носіїв – ^{39}K і ^{41}K і залежить від багатьох уже відмічених властивостей ґрунтів: карбонатності, реакції середовища, вмісту різних катіонів, і в першу чергу натрію, концентрації аніонів та інших. Але при всякому зменшенні надходження ^{40}K спостерігається і зниження надходження калію в цілому. Він же є одним із основних біогенних елементів.

Таким чином, з часом радіаційна ситуація на забруднених радіонуклідами ґрунтах змінюється. В залежності від цілої низки умов, не дивлячись на ідучи процеси природного фізичного розпаду радіонуклідів їх абсолютна кількість в ґрунті, тобто щільність його забруднення, може мінятись і не тільки у бік логічного зменшення, а й у бік збільшення. Все це свідчить про необхідність постійного відстеження стану радіоактивного забруднення ґрунтів, тобто здійсненні їх радіоекологічного моніторингу.

4.3. Об'єкти і методи радіоекологічного моніторингу ґрунтів

Є всі підстави вважати радіоактивне забруднення ґрунту поряд з фізичною, хімічною, біологічною деградацією вважати за окремий самостійний тип, котрий як і хімічне забруднення призводить до втрати родючості. Однак він має дуже важливі специфічні особливості, пов'язані з властивостями радіонуклідів як носіїв іонізуючого випромінювання.

Одним з завдань радіоекологічного моніторингу є періодичний контроль за вмістом основних дозоутворюючих радіонуклідів, впливу природних та

антропогенних чинників на динаміку їх змін. Об'єктами радіоекологічного моніторингу можуть бути будь-які типи, підтипи, роди, види і різновиди ґрунтів, які знаходяться у межах територій радіонуклідного забруднення. Враховуючи, що для достовірної оцінки ґрунтів, і особливо прогнозу їх родючості необхідна інформація про клімат, ґрунтоутворні породи, води (поверхневі або в крайньому разі першого горизонту підґрунтових вод), кількість і якість рослинницької продукції, перераховані компоненти також включають до об'єктів моніторингу. Такий підхід дає змогу суміщати ґрунти з іншими елементами середовищ і при аналогічній розробці моніторингу фауни, флори і людини одержати цілісне уявлення про стан біосфери.

Радіоекологічний стан ґрунтів достовірно діагностується при наявності загальної інформації про них за такими показниками: тип ґрунту, структура ґрунтового покриву, вміст гумусу і основних елементів живлення рослин, рН, ємність вбирання, фізичний, водний, повітряний і поживний режим, біологічна активність ґрунтів, оцінка інтенсивності прояву ерозії, показники меліоративного стану (якість зрошувальних вод, рівень і мінералізація підґрунтових вод, засоленість ґрунтів у цілому і зони аерації; вторинне осолонцювання, темпи спрацьовування осушених торфовищ, трансформація органічних речовин, вторинне озалізнення) і нарешті, рівень забруднення окремими радіонуклідами.

Перелік польових і лабораторних аналітичних робіт залежить від мінімально достатньої кількості показників, що ґрунтово характеризують вище згадані процеси. Періодичність досліджень залежить від динаміки зміни радіаційного фону і рівня радіонуклідного забруднення певним чи певними радіонуклідами.

Спостереження ведуться наземними і дистанційними засобами. Відпрацювання кореляційних зв'язків між наземними і дистанційними методами являє собою окреме спеціальне завдання, яке передбачає сучасне математичне забезпечення, включаючи принципи створення банку даних,

автоматизовані системи обробки і видачі інформації, способи поточного і довготривалого прогнозів.

4.4. Проведення гамма-зйомки над поверхнею ґрунту

Внаслідок радіоактивних випадів виникає поверхнєве забруднення місцевості. Поступово протягом тижнів–місяців–років під впливом різних вище згаданих процесів радіоактивні продукти починають проникати у глибину ґрунту або разом з частинками-носіями, або при змиві з поверхні цих частинок, або при їх руйнуванні. В результаті утворюється об'ємне забруднення верхнього шару ґрунту товщиною у декілька сантиметрів. Так, у перші декілька місяців після випадів радіоактивних речовин внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС у верхньому 3–5-сантиметровому шарі дерново-підзолистого ґрунту містилося до 95% всієї радіоактивності і, як свідчить табл. 4.1, тільки через 30 років довгоживучі радіонукліди ^{137}Cs і ^{90}Sr , заглибились до 20–25 см. Таким чином над слідом радіоактивної хмари, який виникає на місцевості внаслідок ядерного вибуху або аварії на підприємствах ядерного паливного циклу формується певне радіоактивне поле. Звичайно його називають гамма-полем (не плутати зі спеціально створеним гамма-полем, на якому вирощують рослини для вивчення дії хронічної дії іонізуючої радіації). Звичайно потужність радіаційного фону (гамма-фону) у таких умовах оцінюється за допомогою переносних дозиметрів-рентгенометрів.

Методи радіоекологічного моніторингу ґрунтів перш за все передбачають проведення гамма-зйомки, тобто оцінки (визначення) потужності радіаційного (γ - та β -) фону (рис. 4.2). Гамма-зйомка території є найоперативнішим способом визначення масштабів і ступеня радіоактивного забруднення ґрунту на сільськогосподарських і лісових угідь.



Рис. 4.3. Оцінка радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь.

Гамма-зйомка проводиться по регулярній мережі галсами на висоті 1 м від поверхні ґрунту. Точки вимірювання розташовують на маршрутних лініях на відстані не більше 100 м одна від одної. У випадку, коли максимальні відхилення відрізняються від середнього значення потужності гамма-дозиметричного випромінювання більш ніж на 30%, ділянка вважається забрудненою неоднорідно. В місцях локальних неоднорідностей проводять додаткову гамма-зйомку з метою виявлення їх меж і виділення рівномірно забруднених елементарних ділянок, на яких розміщують пробні майданчики. Розташування пробних майданчиків має відповідати таким вимогам: вибране місце має бути максимально горизонтальним, рівним, з однорідним рослинним покривом без наявних порушень цілісності поверхні; найближчі будівлі та дерева мають бути розташовані на відстані не ближче двох їх висот від пробного майданчика; пробний майданчик має бути розташований не ближче 20 м від доріг і місць акумулювання або змиву радіоактивного забруднення на поверхні ґрунту. Відстань між місцями відбору точкових проб ґрунту на пробному майданчику або між пробними майданчиками має бути не менше 1 м. Для центру пробного майданчику визначають географічні координати, які заносять в паспорт проби і журнал обстеження. При обраних параметрах пробовідбору та вимірювання активності радіонуклідів мінімально необхідне число проб ґрунту для оцінки медіани щільності радіоактивного забруднення (питомої активності) ґрунту на

елементарному майданчику визначається з СОУ 74.14-37-424:2006. Зазвичай рекомендується компонувати одну середню пробу не менше ніж з 5–10-ти точкових проб для кожного контрольного майданчика. Максимальна точність визначення рівня радіоактивного забруднення ґрунту визначається приведеною в сертифікаті відносною похибкою вимірювань активності конкретного використовуваного приладу.

Для оцінки потужності дози можна використовувати дозиметри-радіометри різних систем – від найпростіших типу МКС-05 «Терра» до професійних, таких, що давно зарекомендували себе, – СРП-68-01, СРП-88, ДБГ-06Т, ДРГ-01Т та інших. Дані гамма-зйомки наносять на плани землекористування у масштабі 1:10000. Гамма-зйомка дає можливість за досить короткий час визначити межі радіоактивного забруднення місцевості, виділити особливо забруднені території.

Визначення забруднення місцевості окремими ізотопами зазвичай проводиться шляхом аналізу відібраних проб в лабораторних умовах. Але за великих масштабів радіоактивного забруднення території з метою оперативного отримання інформації про стан радіаційної обстановки застосовується дистанційна аерорадіометрія з вертольотів, літаків і навіть супутників. Безперечно, у певних порівняно невеликих обсягах її можна проводити і за допомогою безпілотних літальних апаратів різних конструкцій, які останнім часом з'явилися на озброєнні різних служб. Аерорадіометрія дозволяє провести зйомку забрудненої місцевості швидко і на великій площі. Основний її недолік складається у тому, що з допомогою цього методу важко отримати дані про ізотопи з енергією гамма-випромінювання менше 0,3 МеВ.

Проте, основним штучним довгоживучим радіонуклідом, який здебільш супроводжує аварійні викиди на підприємствах ЯПЦ, у тому числі на найкрупніших аваріях нашого часу Чорнобильській АЕС і АЕС «Фукусима-1», є ^{137}Cs , енергія якого складає 0,660 МеВ. Тому оцінка забруднення території за допомогою літальних апаратів, у тому числі супутників, не створює особливих труднощів.

Оцінка потужності гамма-поля над радіоактивним слідом в умовах наземного вимірювання, як і відбору зразків, утруднене не являє, так як завжди можна вибрати відкриту ділянку місцевості, яка б відповідала певним вимогам (достатньо рівна, не вкрита рослинністю). В умовах дистанційного зондування з найчастіше прийнятої висоти 200 м це можливе лише над пустельною поверхнею, наприклад, на Семіпалатинському полігоні, на якому випробувалася ядерні зброя Радянським Союзом чи у пустелі штату Невада, де випробували атомні бомби США, у пустелі Сахара, у якій випробувала свої бомби Франція.

Але, якщо радіоактивні продукти випали у вкритому рослинністю районі, то у цьому випадку рослинний покрив може у значній мірі екранувати гамма-випромінювання забрудненої місцевості. Таке екранування буде особливо помітне у зоні багатоярусних лісових насаджень.

На показники спектрометрії впливають також такі чинники, як рельєф поверхні землі, атмосферний тиск, температура навколишнього середовища, вологість повітря. Враховуючи ці фактори можна по оцінці потужності дози P на деякій висоті h (наприклад, з літака підчас гамма-зйомки сліду) визначити потужність дози P_H у поверхні землі на висоті H в 1 м:

$$P_H = P(h) K_H(h) \eta_n(h) \eta_l(h) \eta_p(h) \eta_t(h) \eta_w(h), \text{ (Израэль Ю.А., 1996, с. 342)}$$

де $K_H(h)$ – перерахований висотний коефіцієнт з висоти H на висоту h для ідеальної рівної поверхні і стандартної атмосфери; $\eta_i(h)$ – поправочні коефіцієнти, які враховують вплив реальних умов: $\eta_n(h)$ – нерівностей земної поверхні, $\eta_l(h)$ – рослинного, головним чином лісового покриву, $\eta_p(h)$ – атмосферного тиску, $\eta_t(h)$ – температури, $\eta_w(h)$ – вологості повітря.

Величина $K_H(h)$ для $1 \text{ м} \leq H \leq 200 \text{ м}$ слабо залежить від первинної енергії гамма-випромінювання у певному інтервалі енергій випромінювань продуктів ядерного поділу. Значення поправочних коефіцієнтів η_p , η_t , η_w близькі до одиниці. Решту, втім як і точні значення попередніх, можна знайти у певних матеріалах, зокрема згаданій роботі Ю.А. Израеля.

4.5. Відбирання проб ґрунту

Для контролю за радіоактивним забрудненням ґрунту та відстеженням динаміки забруднення необхідне кількісне визначення вмісту окремих радіонуклідів у пробах ґрунту, відібраних безпосередньо на забрудненій території. При проведенні відбору проб ґрунту, як, до речі, й інших об'єктів (рослин, води, продукції) найважливішою та необхідною умовою має бути дотримання таких основних принципів:

- прив'язка місця відбору до географічних координат чи плану місцевості,
- показність проби (репрезентативність вибірки),
- достатність проби (оптимальна кількість),

Показність, або репрезентативність проби (вибірки) ґрунту забезпечується кількістю відібраних проб з одиниці площі. При однорідному ґрунтовому покриві (не плямистому за гамма- чи бета-фоном) забрудненої території проби відбирають «методом конверта», тобто в п'яти точках (кути і центр квадрата із стороною 100 м) вибирається шар розміром 15×15 см на глибину 5 см. Контрольні точки відбору проб повинні бути віддалені від доріг не менше чим на 200 м. Остаточна проба (1 кг) складається з п'яти добре перемішаних зразків із заздалегідь видаленою рослинністю.

При нерівномірному забрудненні поля чи ділянки або неоднорідному ґрунтовому покриві його ділять на декілька частин з однорідними умовами з котрих і відбирають проби також методом конверту.

Проби ґрунту бажано відбирати за допомогою спеціальних бурів-пробовідбірників (рис. 4.3) на глибину до 20–25 см. Вони дозволяють відібрати як загальний зразок ґрунту з орного шару, так і пошарові зразки.

Такий бур, призначений для взяття проб ґрунту, може використовуватися і для відбору донних відкладень у водоймах, про що буде говоритися у наступному розділі. Він являє собою металевий наконечник з хімічно стійкої загартованої сталі, який з'єднується зі штангою. Штанга в залежності від конструкції до необхідної глибини узяття проби може подовжуватися до

потрібної довжини іншою штангою, що знаходиться в комплекті. Подовжена штанга кріпиться стопорними гвинтами. Штанга на кінці має рукоятку для обертання пробовідбірника. На пробовідбірники нанесені риски по глибині відбору проб.

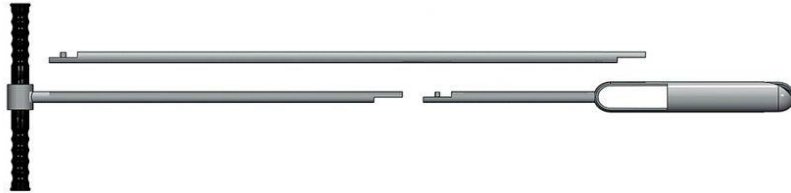


Рис. 4.3. Пробовідбірники ґрунту різних систем.

При відсутності буру зразки ґрунту відбирають за допомогою лопати, совка, ножа. Для відбору загального зразка ґрунту на глибину орного шару роблять прикопку на глибину штика лопати, у котрій з рівної стінки, заглиблюючи лопату на весь штик, зрізують шар ґрунту товщиною 5–7 см. Ґрунт виймають лопатою і покладуть на горизонтальну поверхню. Далі ножем прямо на лопаті формують стовпчик проби ґрунту висота якого дорівнює

глибині відбору, а ширина близько 10 см. При необхідності цей стовпчик можна розділити на пошарові зразки.

Інший метод відбору пошарових зразків без буру полягає у відборі проб з ґрунтового шурфу, викопаного на необхідну глибину. У цьому випадку ґрунт обережно відбирають на одній стороні шурфу знизу до верху так, щоб радіоактивні частинки з верхніх шарів не попали у проби нижчих шарів.

Достатність, або оптимізація кількості проби, забезпечується відбором необхідного для аналізів наважки ґрунту. Все залежить з одного боку від кількості радіонукліду в ґрунті, а з іншого – від методу аналізу. При достатній концентрації в пробі радіонукліду, котрі забезпечують дозволяючи можливості приладу чи методу, її об'єм може бути рівним об'єму ємкості, у котрій проводиться радіометрія. В іншому випадку відбирають більші об'єми проб, у котрих потім за допомогою різних методів концентрують радіонукліди.

Відібрані проби ґрунту найкраще упаковувати у два поліетиленових пакети, між котрими вкладають етикетки, у котрих вказується характер проби. При упаковці проб вологого ґрунту необхідно пам'ятати, що за тривалого зберігання вони можуть загнивати, запліснявіти і це може вплинути на фізико-хімічні властивості радіонуклідів, точність оцінки їх питомої активності.

На забруднених після радіаційних чи ядерних інцидентів територіях проводять такі види відбору проб ґрунту: оперативний, плановий і контрольний.

Оперативний відбір проб ґрунту проводять у першій гострій після аварійний період (перші дні–місяці після аварії). Мета відбору проб у цей час – це швидке уточнення радіаційної ситуації на забрудненій території та визначення основних параметрів радіоактивного забруднення без зайвої деталізації. Основними завданнями цього відбору проб є визначення ізотопного складу та щільності радіоактивного забруднення території. Відмінна особливість відбору проб ґрунту у цей період складається у наступному. Оскільки радіонукліди у ґрунті знаходяться ще у верхньому 2–3-

сантиметровому шарі, проби відбирають металевим або пластмасовим кільцем діаметром 8–10 см і висотою 5 см, з котрого ґрунт видавлюють акуратно, не порушуючи форми у поліетиленовий пакет, куди й кладуть етикетку. У такому вигляді пробу можна аналізувати на гамма-аналізаторі, помістивши безпосередньо на детектор.

Плановий відбір проб ґрунту проводять у період стабілізації радіаційної ситуації, котрий триває від одного–двох місяців до одного–двох років після аварії. Такий відбір спрямований на уточнення радіаційної обстановки на забрудненій території, визначення питомої активності ґрунту у різні часи періоду, отримання основних кількісних параметрів вертикальної та горизонтальної міграції окремих радіонуклідів в динаміці.

Контрольний відбір проб ґрунту проводять для уточнення і перевірки результатів моніторингу, котрі з різних причин можуть викликати сумнів.

4.6. Підготовка проб ґрунту до радіометрії і спектрометрії

Для отримання коректних результатів радіометрії і спектрометрії, а також порівняння результатів вимірювання проби ґрунту мають бути стандартизовані за своїми фізичними властивостями – вологості і дисперсності. Вирівнювання зразків по вологості проводять шляхом висушування при 105^oC до повітряно-сухої маси. Однакова дисперсність проби досягається її подрібненням та просіюванням на ситі з діаметром отворів 1–2 мм.

Прийом і попередню обробку доставлених проб проводять в спеціальному приміщенні, обладнаному витяжними і сушильними шафами, муфельними печами, пристосуваннями для миття посуду, тари і, у разі потреби, проб.

Проби, що надійшли, звіряють з описом, перевіряють радіоактивність поверхні упаковки кожної проби індикаторним приладом ДБГ-06-Т, СРП-68-01 чи іншими. Проби з високим рівнем забрудненості досліджують з дотриманням запобіжних засобів.

Проби ґрунту перед приготуванням середньої проби ретельно перемішують і піддають різній підготовчій обробці залежно від цілей дослідження. У разі потреби швидкого висновку щодо забрудненості проби і виявлення індикаторними приладами підвищеної активності досліджуваних проб застосовують експрес-методи, для яких не вимагається попередньої обробки проби і її зважування.

Якщо ж активність проби невелика, то для ретельного виявлення радіоактивних речовин проводять збагачення проб шляхом висушування. Для цього подрібнені і зважені проби ґрунту підсушують на сонці або в приміщенні, а потім в сушильній шафі при 80–100°C до постійної маси. Готову пробу золу розтирають до консистенції дрібного порошку зворотним (вузьким) кінцем товкача, зважують і проводять радіометричні виміри.

4.7. Визначення щільності радіонуклідного забруднення ґрунту

Наступним етапом радіоекологічного обстеження ґрунтів є визначення щільності їх радіонуклідного забруднення. Знання видів радіонуклідів, рівнів забруднення, типу ґрунту, видів сільськогосподарських культур що вирощуються і будуть вирощуватися у подальшому згідно сівозміні дають можливість оперативно прогнозувати ситуацію щодо можливості радіонуклідного забруднення і продукції рослинництва.

Це досягається радіометрією зразків ґрунту на відповідних приладах чи за допомогою радіаційно-хімічних методів аналізу.

4.8. Методологічні підходи до прогнозування радіоактивного забруднення ґрунтів

У більшості випадків, пов'язаних з ядерними чи радіаційними інцидентами, найбільшому радіонуклідному забрудненню у решті решт буває піддана поверхня Землі – ґрунти і водойми. Але якщо при забрудненні водойм радіоактивність за рахунок динамічних процесів досить швидко розбавляється

у великих об'ємах води і у значній мірі виходить із зони безпосереднього забруднення, як це частково сталося за аварії на АЕС «Фукусіма-1», то у випадках забруднення суходолу, тобто ґрунту, вона піддається змінам досить повільно.

Існує поняття «час напівочищення ґрунту від радіонукліду». Це час, протягом якого радіоактивність ґрунту за рахунок природних і, можливо штучних, факторів зменшується удвічі. Безперечно, якщо мова йде про довгоживучі штучні радіонукліди, то основну роль тут грає процес фізичного розпаду – тобто час піврозпаду радіонукліду, який не залежить від будь-яких чинників і являє собою постійну величину. Проте, є й багато інших чинників природного характеру, які суттєво впливають на очищення ґрунту від радіонуклідів.

Провідна роль у очищенні від радіонуклідів належить згаданим вище процесам їх вертикальної та горизонтальної міграції. Така міграція у свою чергу залежить від типу ґрунту та особливостей його агрохімічних характеристик, рельєфу місцевості, кількості атмосферних опадів, температури та інших кліматичних показників. Безперечно, дуже важливо роль грають хімічні і фізико-хімічні особливості радіонукліду як хімічного елемента.

Безперечно, у ґрунтах легкого гранулометричного складу процеси вертикальної міграції радіонуклідів будуть відбуватися швидше, ніж у важкого і, відповідно швидше будуть проходити очищення ґрунту. У табл. 4.1 наведені дані з порівняльної динаміки проникнення ^{90}Sr і ^{137}Cs у товщу дерново-підзолистого ґрунту і чорнозему з часом протягом 30 років на територіях, забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Вони свідчать, що проникнення обох радіонуклідів у товщу дерново-підзолистого ґрунту відбувається значно швидше, ніж у товщу чорнозему. При цьому міграція ^{90}Sr відбувається швидше, ніж ^{137}Cs , що з одного боку пов'язане з дифузією ^{137}Cs у кристалічну решітку деяких мінералів, а, з іншого, більшою розчинністю ^{90}Sr .

Цілком зрозуміла й роль рельєфу у цьому процесі – з роками відбувається змів радіонуклідів з підвищених місць у пониззя, перенос їх з токами води у водойми.

Ще не до кінця оцінена роль очищення ґрунту від радіонуклідів за рахунок так званої “спонтанної або мимовільної фітодезактивація” – виносу радіоактивності з врожаєм. Добре відомо, що прийом спрямованої фітодезактивації ґрунту – його очищення від радіонуклідів за допомогою рослин, які накопичують їх у великих кількостях, не увійшов у широку практику радіоекології у зв’язку з проблемою утилізації великої кількості радіоактивних рослин, яка утворюється у кінцевому результаті і, практично, являє собою радіоактивні відходи. Але на сільськогосподарських угіддях постійно відбувається неконтрольована фітодезактивація – винос радіоактивності з врожаєм. Так, при вирощуванні відомих калієфілів ріпаку і соняшника у рік може виноситися до 2–4% ^{137}Cs ; а при вирощуванні бобових рослин (люпин, люцерна, горох, соя) – кальцефілів – до 2–3% ^{90}Sr . Досить прості розрахунки дозволяють припустити, що за 32 роки, що минули з часу аварії на Чорнобильській АЕС, з орного шару ґрунту було винесено рослинами до 25–30% ^{137}Cs і до 40% ^{90}Sr . Саме тому вміст цих радіонуклідів на сільськогосподарських угіддях у теперішній час помітно нижчий, ніж на розташованих поблизу селітебних територіях (парках, пустирях населених пунктів) на тих же типах ґрунтів (табл. 4.2).

Таблиця 4.2. Вміст ^{137}Cs у ґрунтах селітебних територій і сільськогосподарських угідь навчально-дослідних господарств Національного університету біоресурсів і природокористування України у Київській області, Бк/кг (2015–2017 рр.)

Господарство, район	Тип ґрунту	Селітебна територія	Сільськогосподарські угіддя
Агростанція (Васильківський)	Чорнозем лучний	150÷250	90÷160
Боярська ЛДС (Києво-Святошинський)	Сірий лісовий	120÷400	87÷240
«Ворзель» Ірпінський	Дерново-підзолистий	240÷535	130÷287
«Великоснітинське» (Фастівський)	Чорнозем звичайний	145÷310	110÷190

Безперечно, на рівень забруднення ґрунту радіонуклідами впливають і штучні фактори, у першу чергу радіозахисні – так звані контрзаходи, які використовують з метою зменшення надходження радіонуклідів в продукцію рослинництва. У першу чергу це відноситься до таких радикальних прийомів як зняття верхнього шару ґрунту, глибока оранка з обертанням скиби, які широко застосовувалися в Японії при мінімізації наслідків аварії на АЕС «Фукусіма-1». В Україні ж основним прийомом при цьому були вапнування кислих ґрунтів та внесення підвищених норм калійних і фосфорних добрив, внесення органічних добрив.

Дані, наведені у табл. 4.3, свідчать, що з часом після аварії на Чорнобильській АЕС ефективність контрзаходів у зменшенні надходження радіонуклідів в рослини знижується, а роль природних процесів, у котрі основний внесок припадає на розпад радіоактивних ядер, зростає. І є всі підстави вважати, що з переносом радіоактивності у більш глибокі шари роль цього процесу стане вирішальною.

Таблиця 4.3. Відносний внесок природних процесів і контрзаходів у зменшенні переходу ^{137}Cs з ґрунту в продукцію рослинництва, %

Процеси і заходи		Період					
		1986–1996		1996–2006		2006–2016	
Природні процеси	Розпад ядер	20	50	40	70	50	80
	Вертикальна міграція	10		10		10	
	Горизонтальна міграція	10		10		10	
	Винос з рослинністю	10		10		10	
Штучні процеси	Вапнування	25	50	15	30	10	20
	Внесення добрив	25		15		10	

Робиться велика кількість спроб змоделювати з метою прогнозу процесу подальшої поведінки радіонуклідів в ґрунті. Але вважаючи на величезну кількість чинників, багато яких врахувати важко, не можна вважати ці спроби вдалими.

Наприкінці розділу слід відзначити, що для порівняльних оцінок родючості ґрунтів обов'язково проводиться бонітування ґрунтів – оцінювання родючості за їхніми природними особливостями та продуктивністю, виражене у 100-бальній системі. В Україні цей показник варіює від 22–32 балів для дерново-підзолистих піщаних і глинисто-піщаних ґрунтів до 65–100 балів для різних видів чорноземів. Безперечно, процеси деградації впливають на таку «бальність». Традиційно деградованими ґрунтами прийнято вважали такі, що погіршили окремі свої властивості і зменшили родючість внаслідок несприятливих природних процесів, зокрема ерозії. Однак, останнім часом до чинників деградації стали відносити і антропогенні чинники, у тому числі забруднення різними токсикантами, у тому числі й радіонуклідами. Радіонуклідне забруднення не може не впливати на ціноутворення ґрунту.

Саме тому радіоекологічний моніторинг ґрунтів в час, коли вирішується проблема ринкового відношення до землі як основного багатства нашої країни, набуває особливого значення.

Контрольні запитання до розділу 4:

1. Що таке радіоекологічний моніторинг ґрунтів та основна його мета?
2. Джерела забруднення ґрунтів природними та штучними радіонуклідами.
3. Види міграції радіонуклідів в ґрунті.
4. Основні і супроводжуючі об'єкти радіоекологічного моніторингу ґрунтів.
5. Суть і завдання гамма-зйомки території.
6. Основні вимоги до технології відбирання проб ґрунту.
7. Що таке «репрезентативність вибірки» і як вона досягається при відборі проб ґрунту?
8. Основні прийоми підготовки проб ґрунту до радіометрії та спектрометрії.
9. Можливості прогнозування поведінки радіонуклідів у ґрунті.

Тема 5. Радіоекологічний моніторинг водойм

5.1. Джерела надходження радіоактивних речовин у водойми. 5.2. Завдання радіоекологічного моніторингу водойм. 5.3. Методи відбору проб води та оцінювання їх радіоактивності. 5.4. Захист водойм від надходження радіонуклідів. 5.5. Оцінювання та прогнозування радіоактивного забруднення води.

Україна належить до держав з порівняно низьким водоресурсним потенціалом. І в країні, як у більшості країн світу, все гостріше стає проблема виснаження водних ресурсів внаслідок їхнього техногенного забруднення. Тому важливою складовою раціонального водокористування є моніторинг водойм, який виконується Держаним агентством водних ресурсів, гідрометеорологічною та гідрологічною службами та деякими іншими суб'єктами. Попри те, що в країні виконується достатньо великий обсяг спостережень, у наявній системі моніторингу, у тому числі й радіоекологічного,

існує низка проблем. До числа найголовніших належить технічна відсталість, нестача лабораторного устаткування, досить значна закритість результатів. Відсутність автоматизованих спостережень на більшій частині території визначає неможливість адекватного реагування на небезпеки природного і техногенного характеру. Негативним явищем є зменшення кількості пунктів спостереження і спрощення їх програм.

Що стосується радіонуклідного забруднення водних ресурсів, то для України у теперішній час це не є головною проблемою. Навіть у гострий період розвитку аварії на Чорнобильській АЕС в 1986 р. питна вода, не дивлячись на великі рівні радіонуклідного забруднення більшості об'єктів навколишнього природного середовища, як правило, відповіла тимчасовим допустимим рівням вмісту радіонуклідів. Це було зумовлене специфікою фізико-хімічного стану радіонуклідів у складі слаблорозчинних у воді аерозолів з великою питомою масою. Проте, майже всі великі річки України є транскордонними і небезпека радіоактивного забруднення може надійти ззовні.

Вивчення розподілу радіоактивних речовин у водних екосистемах має важливий практичний і теоретичний інтерес в першу чергу у зв'язку з експлуатацією підприємств атомної енергетики, а також в рамках дослідження загальних закономірностей міграції і концентрування природних і штучних радіонуклідів різними компонентами гідробіоценозів і участі в цих процесах живих організмів. Це є необхідним для розуміння і подальшого прогнозування наслідків радіонуклідного забруднення, процесів природного самоочищення водних екосистем для ефективного пошуку шляхів відновлення їх нормального функціонування, а також для виконання заходів, пов'язаних із забезпеченням радіаційної безпеки найбільш радіочутливих видів гідробіонтів і людини. Достатньо важливим з одного боку є отримання відомостей про долю радіоактивних речовин, що надходять у водойми, а з іншого боку – вирішення важливих практичних задач, пов'язаних з розробкою методів біологічного очищення і дезактивації водних екосистем, що опинилися в умовах інтенсивного радіонуклідного забруднення.

Під радіоактивним забрудненням води слід розуміти вміст в ній природних чи штучних радіонуклідів у таких кількостях, у яких її споживання у якості питної чи поливної води може завдати шкоду для здоров'я людини.

Радіоекологічний моніторинг водойм – це система послідовних спостережень над рівнем радіоактивного забруднення води, а також збирання, оброблення даних про рівень радіоактивності окремих його компонентів (гідробіонтів, донних відкладень та інших), прогнозування їх змін та розроблення науково обґрунтованих рекомендацій щодо розробки заходів захисту водойм від радіоактивного забруднення, для прийняття рішень, які можуть позначитися на стані вод.

5.1. Джерела надходження радіоактивних речовин у водойми

Два основних первинних джерела надходження радіонуклідів у водойми:

- аеральне – випадіння радіоактивних ізотопів, як природних, так і штучних, з атмосфери на дзеркало водойм;
- розчинення у водоймах радіоактивних елементів та ізотопів земної кори.

Вторинне забруднення водойм радіоактивними речовинами формується за рахунок:

- вітрового підйому і переносу радіоактивного пилу на дзеркало водойм;
- змиву радіоактивних речовин з площ водозборів під час дощів, сніготанень, весняних паводків;
- змиву радіоактивних речовин з берегів забруднених радіонуклідами територій під час повеней;
- переносу радіонуклідів водними потоками малих і великих річок.

Радіоактивність гідросфери формується за рахунок природних радіонуклідів, що надходять у водні екосистеми з атмосфери і земної кори, а також у результаті забруднення штучними радіонуклідами, викликаного діяльністю людини – при випробуваннях ядерної зброї, видаленні в навколишнє

середовище радіоактивних відходів, розробки радіоактивних руд і при аварійних ситуаціях на підприємствах ядерного паливного циклу.

Природні радіонукліди надходять у відкриті водойми з атмосфери, утворюючись при взаємодії космічного випромінювання з ядрами водню, азоту, кисню, аргону та іншими (космогенні радіонукліди). До основних космогенних радіонуклідів, що потрапляють на водну поверхню і території водозборів переважно з атмосферними опадами, відносяться ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{26}Al , ^{32}P , ^{36}Cl .

Іншим важливим джерелом природної радіоактивності прісних вод є радіонукліди, які мігрують у відкриті водойми з підземними водами з гірських порід, що складають товщу земної кори (так звані первинні радіонукліди). Найбільше дозоформує та санітарно-гігієнічне значення для водних організмів і людини мають ^{14}C , ^{40}K , ^{210}Pb , ^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th , ^{238}U . Максимальна кількість ^{226}Ra , ^{232}Th ^{238}U зустрічається в магматичних породах, наприклад в гранітах, а мінімальна – у вапняках. Калій, торій і радій, як правило, мають тенденцію концентруватися в гірських породах з високим вмістом кремнію. Такий розподіл обумовлює підвищену радіоактивність підземних вод, приурочених до гранітів, і відносно малі концентрації радіоактивних речовин в підземних водах, що знаходяться в товщі осадових порід. Ця обставина набуває важливе значення при оцінці ролі підземних вод в збагаченні радіоактивними речовинами води поверхневих водойм.

На формування природної радіоактивності поверхневого стоку в межах водного басейну може також впливати вміст радіонуклідів, що знаходяться в ґрунтовому покриві, який в значній мірі залежить від характеру підстилаючих порід, питомої радіоактивності, типу ґрунтів, їхнього гранулометричного, хімічного, мінералогічного складу та деяких інших факторів.

Умови збагачення підземних вод природними радіонуклідами різноманітні та складні. Вони визначаються комплексом геологічних, гідрологічних і фізико-хімічних процесів. При цьому з одного боку, підземні води впливають на вміст радіонуклідів у гірських породах, а з іншого – вміст радіонуклідів у підземних водах визначається формою знаходження і

концентрацією радіоактивних елементів в гірських породах. Між вмістом радіонуклідів в гірських породах та їх кількістю у водах, що контактують з цими породами, існує динамічна рівновага.

Одним з прикладів міграції природних радіонуклідів з товщі земної кори на поверхню можуть слугувати так звані радіоактивні джерела. До них відносяться виходи на поверхню підземних вод, в яких міститься радону більше 18,5 Бк/л, радію більше 0,37 Бк/л, урану більше 3×10^{-5} г/л. Є багато випадків, коли кількість радіоактивних елементів досягає таких значень, що вода стає джерелом їх отримання. Так аж до п'ятдесятих років минулого століття у деяких місцях, зокрема у Комі республіці поблизу м. Ухта (Росія) забруднені солями радію ґрунтові води були одним з основних джерел отримання радію для цілей радіаційної терапії злоякісних новоутворень.

Різноманіття реальних й потенційно можливих чинників техногенного забруднення радіоактивними речовинами поверхневих водойм може бути зведене до трьох основних груп: радіоактивним відходам, продуктам ядерних і термоядерних вибухів, а також таких, що сформувалися в результаті аварійних ситуацій на підприємствах ядерного паливного циклу.

Джерелами радіоактивних відходів є головним чином підприємства, на яких видобувається та переробляється радіоактивна сировина для отримання ядерного палива, енергетичні ядерні установки, а також установи (наукові, медичні та інші), котрі виконують роботи з радіоактивними ізотопами.

За агрегатним станом розрізняють рідкі, тверді та газоподібні радіоактивні відходи. При цьому провідна роль в забрудненні водойм належить рідким радіоактивним відходам уранових копалень і заводів, ядерних реакторів, радіохімічних заводів, а також відходам науково-дослідних і медичних установ. Видалення рідких відходів у водойми зазвичай носить достатньо тривалий характер, що обумовлює, відповідно, і тривалий період забруднення останніх.

Величезна кількість радіоактивних речовин утворюється в результаті ядерних вибухів при випробуванні ядерної зброї та проведенні промислових вибухових робіт. В даний час на Землі не існує поверхневих водойм, вода яких

не містила б таких довгоживучих нуклідів як ^{90}Sr або ^{137}Cs , джерелами яких стали випробування ядерної зброї. Залежно від характеру і умов проведення цих випробувань утворюються радіоактивні аерозолі різних розмірів, структури і складу, що впливають на особливості формування і надходження радіоактивних випадань у водойми.

Основної уваги як чинник забруднення гідросфери заслуговують стратосферні (глобальні) випадання. Внаслідок тривалої затримки в стратосфері короткоживучі нукліди розпадаються і залишаються переважно довгоживучі, з яких домінуючу роль як забруднювачів знову ж таки грають добре розчинні у воді ^{90}Sr і ^{137}Cs .

Аварійні ситуації на підприємствах ядерного паливного циклу відносяться до найбільш драматичних подій, що відбуваються у галузі атомної енергетики, а наймасштабніші з них супроводжуються значним надходженням радіоактивних речовин в навколишнє середовище, включаючи водні екосистеми.

Розрізняють радіоекологічний моніторинг континентальних поверхневих водойм і світового океану.

Безперечно, основним компонентом континентальних прісних водойм є вода, яка формує головний компартмент всього живого – питну воду. При радіоактивному забрудненні прісних водойм вона може стати основним дозоутворюючим джерелом опромінення людини.

На Землі є немало місць, де природні водні джерела містять підвищені кількості природних радіоактивних елементів. Є такі місця і в Україні – у київській, житомирській та в інших областях. Такі води застосовуються як лікувальні – бальнеологічні. Споживати воду з таких джерел у якості питної не рекомендується.

Є місця, де водойми забруднені штучними радіонуклідами. Так, на Південному Уралі у регіоні м. Челябінська протягом 1949–1952 рр. у систему р. Теча з підприємств, що виконували програму так званого ядерного захисту СРСР, видалялися без очищення високорадіоактивні рідкі відходи. Разом було

скинуто $1,2 \times 10^{16}$ Бк ^{90}Sr (більше, ніж було викинуто під час аварії на Чорнобильській АЕС) і $1,3 \times 10^{16}$ Бк ^{137}Cs . У 1967–1970 рр. там же на Уралі відбулося забруднення території площею близько 1800 км^2 завдяки вітрового переносу радіоактивного пилу з берегів озера Карачай, котре також використовувалось для захоронення радіоактивних відходів. Було рознесено 6×10^{12} Бк ^{90}Sr і $1,7 \times 10^{13}$ Бк ^{137}Cs .

Потенційними забруднювачами радіоактивними речовинами вод світового океану є ядерні реактори і атомне озброєння підводних човнів, що затонули з різних причин; відпрацьовані ядерні реактори, затоплені в морях з метою захоронення, які ще містять ядерне паливо та продукти його розпаду; втрачені штучні супутники з ядерними реакторами, як, наприклад, два радянських супутники із серії „Космос”, котрі впали в океанічні води.

5.2. Завдання радіоекологічного моніторингу водойм

Основними завданнями радіоекологічного моніторингу водойм є такі:

- спостереження та контролювання рівня радіонуклідного забруднення води;
- вивчення динаміки вмісту окремих радіонуклідів в компонентах водойм (воді, донних відкладеннях, біоті);
- дослідження закономірностей виносу радіоактивних речовин через гирлові створи річок у водойми;
- розробка рекомендацій щодо захисту водойм від радіонуклідного забруднення та їх очищення від радіонуклідів;
- прогноз можливого радіонуклідного забруднення водойм у випадку радіоактивного забруднення території.

5.3. Методи відбору проб води та оцінювання їх радіоактивності

Рівень природної радіоактивності води може значно коливатися залежно від характеру водойм і ступеня їх мінералізації. Але, як правило, сумарна активність її не перевищує 1,85 Бк/л (5×10^{-11} Кі/л).

Що стосується забруднення штучними радіонуклідами, то це залежить від радіаційної ситуації, що склалася в регіоні. За рахунок глобальних радіоактивних випадів сумарна радіоактивність води відкритих водойм не перевищує 0,1–0,3 Бк/л. Під час радіаційної аварії на Південному Уралі у 1957 р., коли у навколишнє середовище була викинута велика кількість ^{90}Sr переважно у вигляді гідрозолів, рівень активності води у регіоні аварії досягав 10 Бк/л. А при скидах радіоактивних відходів НВО «Маяк» у 1949–1953 рр. у річку Теча в тому ж регіоні рівень радіоактивного забруднення води сягав сотень бекерелів на літр.

Під час аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 р. переважна кількість радіонуклідів була викинута у формі важкорозчинних аерозолів, які випавши на дзеркало водойм у повному сенсі слова каменем пішли на дно. До тепер основна кількість радіоактивних речовин знаходиться у донних відкладах – у мулі. Тому протягом усього після аварійного часу, за винятком його гострого періоду (декілька перших місяців), радіоактивне забруднення води не перевищувало допустимих рівнів. Натепер у водоймах за межами зони відчуження воно становить 0,02–0,2 Бк/л за допустимого рівня 2 Бк/л.

У теперішній час вміст радіонуклідів у ґрунтових і поверхневих водах відповідає гігієнічним нормативам для питної води (2 Бк/л) і воді для зрошення (1 Бк/л) і не становлять небезпеки для населення. В 2008 р. вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді р. Прип'ять був нижчим за ДР-2006 більш ніж вдесятеро, і навіть у ставку-охолоджувачі Чорнобильської АЕС відповідав нормативу для питної води. Вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у ґрунтовій воді водозаборів м. Прип'ять і м. Чорнобиль нижчий за ДР-2006 більш ніж у 100 разів. Наукові дослідження і зроблені на їх основі прогнози показали, що міграція радіонуклідів у ріки із захоронень радіоактивних відходів у зоні відчуження також не становить небезпеки і в

майбутньому не чинитиме істотного впливу на радіоактивне забруднення води Дніпровського каскаду.

Відбір проб з водної поверхні, як правило, не являє складної задачі. Стационарні спостереження передбачають відбір проб води для радіометричного і радіохімічного аналізу з глибини 0,2–0,5 м. Проби відбирають у чистий скляний, пластмасовий посуд, що герметично закривається, термоси, попередньо ополоснувши його тричі цією водою. Звичайно відбір здійснюють емальованим відром об'ємом 10 л. Відбір проводять у різних частинах акваторії водойма. Проби води з річок відбирають в декількох пунктах у обох берегів і посередині річки на глибині 0,5 м, а якщо глибина річки перевищує 2–3 м, то проби води беруть також на глибині 0,5 м від дна. Звичайно у річках відбір проб проводять по лінії, перпендикулярній напрямку течії, починаючи від одного берега до другого, у трьох–пяти місцях на різній глибині – з поверхні, у середині товщі води та поблизу дна. У озерах і ставках проби відбирають по перпендикулярним діагоналям аналогічно відбору в річках.

Проби води із заданої глибини відбирають за допомогою батометрів чи пробовідбірників води – спеціальних приладів різного об'єму, які забезпечують герметичне їх відкривання і закривання на певній глибині, запобігаючи надходженню води з інших шарів (рис. 5.1). Так пробовідбірна система СП-2 призначена для відбору проб природних та стічних вод з метою визначення в них вмісту різних забруднюючих речовин у тому числі й радіонуклідів. Вона дозволяє здійснювати відбір проб води з криниць, водоймищ природного і штучного походження, включаючи водойми, вкриті льодом. Прилад з встановленою бутлем опускається у водойму без посиленого вантажу. У міру опускання спливає зовнішній поплавок і перекриває отвори зовні корпусу, перешкоджаючи надходженню води в камеру корпусу, а отже і в бутель. При досягненні необхідної глибини (до 3 м), по тросу надсилається вантаж, який переміщує поплавок в нижнє положення, відкриваючи отвори в корпусі. Після заповнення водою бутлі і камери в корпусі (приблизно через 30 секунд від

посилу вантажу) спливає клапан, що перебуває усередині корпусу, і перекриває отвори в корпусі зсередини. Система з відібраною пробкою піднімається на поверхню.



Рис. 5.1. Прилади для відбору проб води: 1 – батометр Молчанова (висота приладу 65 см, об'єм 4 л); 2 – пробовідбірники ПЕ-1220 і 3 – СП-2.

При необхідності проби пропускають через фільтри для відділення зваженої речовини. Якщо передбачається зберігання проб більше доби, то для зменшення втрат радіонуклідів від їх сорбції на стінках ємностей, проби консервують додаванням соляної, сірчаної або азотної кислоти до рН 1 (практично це одна крапля концентрованої кислоти на 1 л об'єму проби) і зберігають у пластикових ємкостях.

При низькому рівні вмісту окремих радіонуклідів воду концентрують шляхом випаровування за тривалого кип'ятіння.

За рекомендацією Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) рівні загальних концентрацій α - і β -випромінюючих радіонуклідів у питній воді не повинні перевищувати 0,1 і 1,0 Бк/л відповідно. Для визначення таких рівнів активності рекомендується у якості найпростішої операції концентрування застосовувати упарювання проб об'ємом 1 л. Спочатку літрова проба води випаровується до мінімального об'єму, потім концентрат переноситься у спеціальні чашечки-кювети, у яких ви паровується досуха. Вимірювання

загальної α -активності проводиться, як правило, за допомогою сцинтиляційного лічильника. Для оцінки загального β -випромінювання звичайно застосовують газорозрядні лічильники.

Для визначення багатьох радіонуклідів концентрування проб проводять шляхом співосадженням або використовують сорбційне концентрування. Так, ^{90}Sr концентрують, співосаджуючі з карбонатами або оксалатами кальцію. Сорбенти на основі подвійних фероціанідів калію і перехідних металів ефективно поглинають ізотопи ^{134}Cs і ^{137}Cs . Для визначення ізотопів плутонію відбирають проби великого об'єму, до 200 л, співосаджуючи їх гідроксидом заліза або діоксидом марганцю. Для концентрування ізотопів торію використовують сорбенти на основі того ж діоксиду марганцю.

Питну воду відбирають зі всіх вододжерел, при цьому слід мати на увазі, що при водозаборі з відкритого водоймища (не взмучивать осад!) необхідно брати воду і з-під крана. Об'єм проби повинен бути не менше 1 л. Перед заповненням ємності її слід обполоснути досліджуваною водою.

Радіоекологічний моніторинг водойм звичайно передбачає проведення відбору проб води 7 разів на рік:

- під час повені: на підйомі, максимумі і спаді (3 відбори);
- під час літньої межені: при найменшому рівні води і при проходженні дощового паводка (2 відбори);
- восени перед льодоставом (1 відбір);
- під час зимової межені (1 відбір).

Проби води поділяють на прості і змішані. Прості проби характеризують якість води у певному пункті відбору, відбираються у визначений час у необхідному об'ємі.

Змішані проби об'єднують кілька простих проб з метою характеристики якості води за певний період часу або певної ділянки досліджуваного об'єкта.

Залежно від мети досліджень вдаються до разового або регулярного відбору проб.

Разовий відбір проб застосовують, коли радіоактивність води змінюється в просторі (глибина, акваторія) водоймища і в часі несуттєво.

Регулярний відбір проб здійснюють, коли очікується, що радіоактивність води може змінюватися. Так, зокрема, було під час гострого періоду розвитку аварії на Чорнобильській АЕС. Втім і пізніше під час злив, повеней радіоактивність води у водоймах забруднених радіонуклідами територій може змінюватись як у бік підвищення, так і пониження. Саме тому радіоекологічний моніторинг водойм, особливо тих, що слугують джерелами питної і зрошувальної води є важливим завданням відповідних служб.

У зв'язку з тим, що основна маса радіонуклідів може знаходитись у донних відкладах, з котрих вони можуть переходити у воду, важливим завданням радіоекологічного моніторингу є відстеження динаміки їх вмісту у цьому компоненті водойм. Відбір проб донних відкладень здійснюють звичайними бурами для відбору проб ґрунту, описаних у попередньому розділі (рис. 4.1), або спеціальними пробовідбірниками у різних частинах акваторії як і при відборі проб води: у річках по лінії, перпендикулярній напрямку течії у трьох–п'яти точках від одного берега до другого, у озерах – по перпендикулярним діагоналям також від одного берега до другого у трьох–п'яти місцях по кожній діагоналі. Спеціальні пробовідбірники донних відкладень дозволяють відбирати як загальну пробу з певної глибини, так і пошарові. Так, пробовідбірник донних відкладень Р 12 42 універсальний (рис. 5.2) дозволяє проводити забір проб із субстанцій, що мають рівень вологості від твердих до рідких з глибини до 5 м. Пробовідбірник складається з прозорого корпусу довжиною 1 м і діаметром 5 см, який дозволяє проводити первинний огляд і оцінку відібраного зразка; головки з ріжучим краєм для твердих відкладів, який забезпечує збереження структури проби, і головки з кулястим клапаном для рідких субстанцій; поршнем, який з одного боку забезпечує заповнення пробовідбірника на 100%, а з іншого – вибирання проби без порушення її пошарової структури..

Відібрані проби донних відкладень упаковують аналогічно зразкам ґрунту або поміщають у спеціальну герметичну тару.



Рис. 5.2. Пробовідбірник донних відкладень Р 12.42 універсальний.

5.4. Захист водойм від надходження радіонуклідів

Основним прийомом захисту водойм є загорожа їх земляними валами і дамбами. Такі споруди з одного боку захищають водойма від змиву радіонуклідів з забруднених територій дощовими і талими водами, а з другого – від змиву радіонуклідів з забруднених берегів у період весняних паводків.

З метою зменшення переносу радіонуклідів течіями річок улаштовують спеціальні ями-пастки забрудненого мулу, „донні сховища”, які являють собою поперечні канавоподібні заглиблення по дну річок між берегами, різні фільтруючі перемички, греблі, запруди. Ці контрзаходи, що були здійснені під час ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС в 1986–1987 рр. на Дніпрі та його притоках, показали їх достатньо високу ефективність.

Для очищення від радіонуклідів невеликих водойм типу ставків іноді використовують відносно дешеві сорбенти на основі природних мінералів, котрі дозволяють видобути з води, осадити і закріпити їх у донних відкладеннях з наступним механічним видаленням.

Аналогічно розглянутому вище прийому очищення ґрунтів від радіонуклідів за допомогою рослин – фітодезактивації для очищення водою також можна застосовувати рослини. Цей спосіб одержав назву різифільтрації (від грецького *rhiza* – корінь). В умовах водної культури рослини, як і всі гідробіонти, мають дуже великі K_n радіонуклідів. Так, якщо максимальні їх значення у коренях деяких видів вищих рослин на дерново-підзолистих ґрунтах легкого гранулометричного складу для ^{90}Sr і ^{137}Cs можуть досягти 10–20, то в умовах водою досягають сотень і навіть тисяч. Саме тому окремі види як водяних, так наземних рослин можуть бути використані для очищення від радіонуклідів невеликих водою.

Але тут, як і у випадку з фітодезактивацією ґрунтів, виникає проблема утилізації чи ліквідації радіоактивної біомаси.

Інститутом мікробіології та вірусології НАН України запропонована мікробна біотехнологія очищення стічних вод від радіонуклідів та важких металів за допомогою штучних мікробних угруповань. На їх основі створені спеціальні препарати „Мікробний біокаталізатор” (МБК), „Змішані мікробні угруповання” (ЗМУ), які являють собою стійкі у воді гранули, що складаються з живих мікроорганізмів і необхідних для них поживних речовин. Гранули зберігають свою структуру та функції протягом 2–3 років. Пропускаючи забруднену радіонуклідами воду через колонки з гранулами, можна досягти практично повного її очищення від ізопоів стронцію, цезію, америцію, плутонію, урану. Безперечно, масштаби застосування такої технології досить обмежені.

В цілому, як показав досвід ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС більшість водоохоронних контрзаходів економічно дуже дорогі і при цьому мають досить обмежену радіаційно-гігієнічну ефективність.

5.5. Оцінювання та прогнозування радіоактивного забруднення води

Як і для більшості видів різноманітної продукції і продуктів харчування, існують так звані допустимі рівні радіоактивного забруднення води питної і

води для інших господарських потреб. І вода повинна відповідати ним, тобто не перевищувати їх.

Що стосується природних радіонуклідів, то можна з повною упевненістю стверджувати, що тільки в окремих унікальних випадках у місцях виходу на поверхню можна спостерігати випадки перевищення допустимих рівнів у ґрунтових водах за вмістом ^{226}Ra , ^{232}Th та деяких інших.

Інша ситуації можуть складатися у випадках радіаційних аварій на підприємствах ядерного паливного циклу. І ситуація, яка виникла на території України після аварії на Чорнобильській АЕС, може слугувати яскравим прикладом.

Чорнобильська АЕС розташована у північній частині країни у зоні найбільшого водозабезпечення. Вона заболочена, насичена великою кількістю озер, малих і середніх річок. Сама станція побудована на березі однієї з найбільших приток Дніпра річки Прип'ять. У цій зоні знаходиться і повноводна середня частина самого Дніпра, який забезпечує питною і зрошувальною водою до 60% населення країни. Тут же знаходиться одне з найбільших в Україні рукотворних водоймищ – Київське водосховище.

І цілком зрозуміло, що вже у перші дні після аварії було висунуте небезпідставне припущення про те, що питна вода і взагалі вода може стати основним джерелом формування дози внутрішнього опромінення населення. Саме тому перші так звані тимчасово допустимі рівні (ТДР) забруднення питної води, затверджені головним санітарним лікарем країни через 10 діб після початку аварії, були дуже високими – 3700 Бк/л (табл. 5.1).

Припущення базувалося на досвіді вже згадуваної радіаційної аварії на Південному Уралі, яка сталася 29 вересня 1957 р. біля міста Киштим у Челябінській області на підприємстві «Маяк», котре займалося наробленням ^{239}Pu для атомної зброї. Тоді у річку Теча, котра входить до басейну річки Об, у вигляді гідрозолю (мікронних крапель рідини) попала величезна кількість радіоактивних відходів. Безперечно, у тій ситуації вода являла собою величезну небезпеку.

Таблиця 5.1. Тимчасові допустимі рівні та Допустимі рівні вмісту радіонуклідів у питній воді після аварії на Чорнобильській АЕС, Бк/л

Допустимі рівні	Тимчасові допустимі рівні					Допустимі рівні		
	Дата	06.05.86	30.05.86	15.12.87	06.10.88	22.01.91	1997	2006
Бк/л		3700	370	20	20	20	2	2

При аварії на Чорнобильській АЕС основна маса радіоактивних речовин являла собою аерозоль – тверді частинки ядерного палива, конструкційних матеріалів та інших мікронних розмірів різного походження, сформованих при температурі понад 1000°C. Ці дуже слабо розчинні утворення, котрі, впавши на дзеркало водойм, у повному сенсі слова каменем пішли на дно. Стало зрозумілим, що вода не буде сильно забруднена в результаті їх попадання у водойми і через 24 доби ТДР були зменшені на порядок. На сам кінець 1986 р. до 98% радіоактивності, що впала на водойми, знаходилася у донних відкладах, 1% у біоті (рибі, водоростях) і приблизно стільки ж – 1% у воді. Саме тому вже у кінці 1987 р. ТДР були знижені до 20 Бк/л і такими залишалися до 1997 р. У тому році були введені вже постійно діючі Допустимі рівні (ДР), які були встановлені на рівні 2 Бк/л як для ^{90}Sr , так і ^{137}Cs . Цей рівень забруднення питної води був підтверджений у 2006 р. і залишився діючим до теперішнього часу.

Слід відмітити, що як значення ТДР, так і ДР для води за весь післяаварійний час практично не були перевищені, хоча й були досить вимогливими. На тепер рівень забруднення дніпровської води, як інших водойм України, за винятком, безперечно, тих, що знаходяться на території відчуження, не перевищує 0,1–0,2 Бк/л.

Враховуючи багатократне внесення радіонуклідів в ґрунт при поливі і можливість їх акумуляції, допустимий рівень для зрошувальної води є ще більш жорсткішим – 1 Бк/л.

От же, тут для прикладу був розглянутий приклад залежності долі радіонуклідів в часі, тобто прогнозу на його стан у наступному, від лише одного показника – фізико-хімічного стану радіонуклідів. Таким чином, прогнозування вмісту радіонуклідів у воді у випадках радіаційних і ядерних інцидентів має враховувати велику кількість чинників: хімічний і фізичний стан радіонуклідів, хімічні властивості води (рН, ступінь мінералізації, жорсткість), проточність та інші.

Контрольні запитання до розділу 5:

1. Що розуміється під радіоактивним забрудненням водойм?
2. Суть радіоекологічного моніторингу водойм.
3. Шляхи надходження радіонуклідів до водойм.
4. Основні завдання радіоекологічного моніторингу водойм.
5. Основна методологія відбору проб води і донних відкладів для радіометричного аналізу.
6. Скільки раз і у які строки радіоекологічний моніторинг водойм передбачає проведення відбору проб води?
7. Інструменти для відбору проб води та донних відкладень.
8. Можливості захисту водойм від надходження радіонуклідів.

6. Радіоекологічний моніторинг біоти

6.1. Антропоцентрична та екоцентрична концепція щодо моніторингу біоти. 6.2. Шляхи формування дози опромінення у різних представників біоти. 6.2.1. Надходження радіоактивних речовин у рослини. 6.2.2. Особливості поведінки радіонуклідів в лісових біоценозах. 6.2.3. Надходження радіоактивних речовин до організму тварин і людини. 6.3. Організація спостережень за станом біоти на забруднених радіонуклідами територіях. 6.4. Вплив тварин на міграцію радіоактивних речовин у навколишньому середовищі.

Під радіоекологічним моніторингом біоти слід розуміти спостереження над станом різних її представників (рослин, тварин, мікроорганізмів, грибів, людини та їх угруповань) в умовах підвищеного радіаційного впливу з метою упередження негативної дії на них іонізуючої радіації.

6.1. Антропоцентрична та екоцентрична концепція щодо моніторингу біоти

Ще на початку 20-го століття була сформульована і майже до кінця століття в екології і в науках, пов'язаних з природоохоронними проблемами, панувала так звана „антропоцентрична концепція” захисту біоти. Згідно неї людина є головним живим об'єктом навколишнього природного середовища, який у першу чергу потребує захисту від несприятливих чинників, і заходи, які забезпечують такий захист, захищають усі живі організми.

Щодо радіоекології та її складових – радіоекологічного моніторингу і системи радіаційної безпеки, то протягом останніх десятиліть наукові основи протирадіаційного захисту живих організмів базуються на постулаті, який у 1977 р. було сформульовано в Публікації 26 МКРЗ (Міжнародна комісія з радіаційного захисту) приблизно так: „Якщо радіаційними стандартами

забезпечена охорона здоров'я людини, то у цих умовах захищена від впливу іонізуючої радіації і біота”.

Але вже у другій половині минулого століття стало зрозумілим, що внаслідок, незбалансованого природокористування, нераціональної експлуатації людиною природно-ресурсного потенціалу Землі виникає безліч ситуацій, коли певні об'єкти біоти окрім людини вимагають особливого, навіть окремого моніторингу та захисту і охорони від дії багатьох несприятливих чинників саме антропогенного походження. Вже тоді спостерігалися випадки змін у складі фітоценозів на територіях з підвищеним рівнем природного техногенного радіаційного фону – як правило, місцях видобутку уранових руд. В цілому внаслідок збільшення масштабів видобутку урану у сотні і тисячі разів, масових випробувань атомної зброї, аварій на підприємствах ядерного паливного циклу, широкого застосування іонізуючих випромінювань у медицині і деяких інших сферах господарювання та, відповідно, захоронення радіоактивних відходів, ситуація кардинально змінилася і стало питання про безпеку опромінення іонізуючою радіацією усього людства і більш того – усього живого.

В наш час цей підхід не спрацьовує, наприклад, для зони відчуження Чорнобильської АЕС. Можна вважати, що декілька тисяч чоловік персоналу, що і тепер задіяний на самій АЕС і деяких спеціальних організаціях в межах зони, але не проживають у ній постійно, цілою низкою заходів захищені від дії іонізуючої радіації. Проте у деяких видів рослин, зокрема сосни, що зростають на забруднених радіонуклідами ділянках неподалік від АЕС, особливо в місцях біля сховищ радіоактивних відходів, відмічені певні порушення і зміни.

В ранній період аварії для багатьох видів біоти (перш за все наземної флори та фауни) на найбільш забруднених ділянках спостерігалось перевищення доз опромінення відносно допустимих величин, проте в цьому випадку опромінення людини також було вищим, ніж допустимі для аварійних ситуацій межі. При використанні цих рівнів опромінення людини лише сосна, лукові рослини та ґрунтові безхребетні захищені слабше, ніж людина, а ступінь

захисту інших видів біоти (гідробіонти) близький до рівня захисту людини або перевищує його.

Крім того, на відміну від більшості природних об'єктів людина може захистити себе від впливу зовнішніх факторів, в тому числі і від дії іонізуючої радіації, наприклад, шляхом скорочення часу перебування у зоні опромінення, екранування, зменшення у раціоні продуктів харчування, що містять радіонукліди. Внаслідок цього можна стверджувати, що використання аварійних норм радіаційного захисту людини не гарантує адекватного захисту об'єктів природного середовища, деякі види якого можуть зазнавати більший, ніж людина, вплив, навіть якщо такі заходи захисту населення, як евакуація не застосовувалися.

Відомі деякі види живих організмів, радіочутливість яких сумірна з радіочутливістю людини і, навіть, перевищує її. На такі організми дія антропоцентричної концепції практично не розповсюджується і в цілому стало зрозумілим, що система захисту, яка базується на ній, забезпечує охорону від впливу іонізуючого випромінювання тільки середовище існування людини.

Отже, виникла потреба у залученні нових методологічних основ до протирадіаційного захисту як людини, так і біоти, оскільки з позицій антропогенного підходу не видається можливим розробити наукові основи оцінки наслідків радіоактивного забруднення біосфери. Саме тому, у значній мірі стимульована екологічними наслідками аварії на Чорнобильській АЕС, наприкінці минулого століття і на початку нового в радіоекології почала формуватися „екоцентрична концепція”, в основу якої покладено необхідність окремого, спеціального захисту чи охорони будь-яких або всіх живих організмів, яка розглядає навколишнє середовище на одній моральній площині з людиною і вважає головною цінністю цілісні екосистеми.

І в Публікації 103 МКРЗ від 2007 р. на відміну від усіх попередніх акценти чітко зміщені у бік охорони не тільки людини, а в цілому живих організмів від дії іонізуючої радіації в середовищі їх існування. Розробка принципів охорони об'єктів навколишнього середовища від впливу іонізуючої радіації, питання

оцінки ризику опромінення не тільки людини, але й інших живих організмів, стали головними напрямками сучасної системи протирадіаційного захисту біоти. Для оцінки впливу іонізуючих випромінювань на біоту 5-м Комітетом МКРЗ були запропоновані такі референтні організми*: щури, качки, жаби, лосось, бджоли, краби, олені, земляні черв'яки, сосни, дикоростучі трави і морські водорості.

* Референтні організми – широко розповсюджені види, які мають відносно високу радіочутливість і можуть слугувати своєрідним стандартом реакції живих організмів на дію іонізуючих випромінювань.

6.2. Шляхи формування дози опромінення у різних представників біоти

Зовнішнє опромінення живих організмів грає суттєву роль лише в у гострий період розвитку радіаційного чи ядерного інциденту – вибуху атомної бомби, аварії на підприємстві ядерної енергетики тощо. У подальшому формування дози здійснюється за рахунок внутрішнього опромінення, яке формується за рахунок надходження і накопичення в організмі радіонуклідів.

6.2.1. Надходження радіоактивних речовин у рослини

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

При аварії на Чорнобильській АЕС основна маса радіонуклідів випала протягом перших 2–3 тижнів кінця квітня–початку травня і прямому позакореновому забрудненню були піддані в основному озимі види, природні

та сіяні багаторічні трави, плодові культури. Для решти рослин основним джерелом радіонуклідного забруднення стало саме вторинне аеральне забруднення за рахунок підйому ґрунтових частинок з вітром та з бризками дощу. Внесок забруднення рослин через корені ще був незначним.

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

Поглинання радіонуклідів коренями, рух їх по рослині і розподіл по окремих органах в значній мірі зумовлені їх хімічними властивостями. Ізотопи цезію і стронцію, які мають багато подібного, відповідно, до калію і кальцію, надходять до рослин з ґрунту у великих кількостях (рис. 6.1). Радіонукліди ^{60}Co , ^{91}Y , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{141,144}\text{Ce}$, ^{147}Pm , актиноїди нагромаджуються у кількостях на декілька порядків менших. Великі значення K_{H} має сірка, яка є досить важливим для живих організмів макроелементом, близькі до неї значення можуть досягати деякі мікроелементи (залізо, марганець, цинк), котрі також відіграють значну роль у метаболізмі. При цьому ^{137}Cs і ^{90}Sr легко і швидко пересуваються по рослині, в той час як більшість ізотопів нагромаджується переважно у коренях і далі практично не пересувається.

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

коренеплоди, цибулини, бульби доводиться мати справу з більш забрудненою продукцією.

6.2.2. Надходження радіонуклідів до організму тварин і людини

Надходження радіоактивних речовин в організм тварин відбувається через шлунково-кишковий тракт, органи дихання, а також крізь ушкоджені і неушкоджені шкіряні покриви. Аеральний шлях надходження, тобто через органи дихання, має вагомий внесок лише у період випадання радіоактивних опадів. Незначним є також проникнення радіоактивних речовин через шкіру – перкутантний шлях. Головним шляхом залучення їх у тваринний організм, як і організм людини, слід вважати пероральний – тобто з їжею та водою.

Доля радіоактивних речовин в організмі тварин не відрізняється від такої звичайних стабільних хімічних речовин, які входять до складу кормів. Надходячи до шлунково-кишкового тракту, кормові продукти піддаються механічній та біохімічній обробці, перетворюючись на сполуки, які можуть бути засвоєні організмом. В процесі метаболізму радіоактивних речовин в організмі тварин розрізняють два етапи.

Перший етап – це перетворення їх у зручні для засвоєння форми. Для цього у шлунково-кишковому тракті є усі сприятливі умови: здатність до механічного руйнування та подрібнення їжі в шлунку; велика кількість різноманітних ферментів, які здійснюють початкові стадії розщеплення білків, жирів та вуглеводів на більш прості сполуки; зрештою, кисле середовище, що забезпечується за рахунок шлункового соку, яке сприяє переходу радіоактивних кормів у легкозасвоюваний розчинний стан.

Другий етап метаболізму – це всмоктування радіоактивних речовин у шлунково-кишковому тракті. Встановлено, що вони вбираються практично на всьому його протязі, хоча інтенсивність цього процесу на різних ділянках неоднакова: в шлунку, сліпій та дванадцятипалій кишках вона мінімальна; у

товстий, порожній та клубових кишках – середня і в тонкому кишечнику – максимальна. Процес всмоктування залежить від багатьох умов, зокрема, характеру корму, його кількості, ступеня забруднення радіоактивними речовинами, їхньої розчинності. Але головними факторами, що визначають рухливість радіонуклідів в організмі тварин, в тому числі і всмоктування, є їх фізико-хімічні характеристики, форми сполук, вид тварин, їх вік, фізіологічний стан – ті ж самі, що визначають долю радіонуклідів в рослинах.

Для оцінки ступеня всмоктування радіонуклідів в шлунково-кишковому тракті використовують коефіцієнт всмоктування ($K_{вс}$), який являє собою відношення кількості радіонуклідів, що знаходяться у крові до їх кількості, що надійшла з раціоном і виражається в процентах. В табл. 10.5 наведені значення $K_{вс}$ деяких радіонуклідів у п'яти видів сільськогосподарських тварин, які свідчать про те, що їх засвоєння може варіювати у дуже широких межах.

І все ж таки, хоча швидкість всмоктування радіонуклідів різна, вже через 24 год. після їх надходження до шлунково-кишкового тракту у ньому залишається не більш, як 10–15% від їх первинної кількості.

Радіонукліди, що всмокталися у кров, розповсюджуються з її током по органах і тканинах тварини, де частково затримуються, вибірково концентруючись в окремих органах. Та більша їх частина одразу виводиться з організму.

Доля радіонуклідів, які беруть участь в обміні, неоднакова. Як правило, вони затримуються у тих тканинах і органах, до складу яких входять їх стабільні ізотопи і елементи з аналогічними хімічними властивостями. Оскільки хімічний склад тканин сільськогосподарських тварин вивчений досить добре, можна передбачати, до яких саме частин організму потрапить той чи інший радіонуклід.

Існує три основних типи розподілу радіонуклідів в організмі хребетних тварин: дифузний, скелетний та ретикулоендотеліальний.

Дифузний, або рівномірний, тип характерний для ізотопів лужних елементів: калію, натрію, цезію, рубідію, а також водню, азоту, вуглецю, полонію.

Скелетний тип властивий, перш за все, радіонуклідам лужноземельної групи, головними представниками якої є ізотопи кальцію та стронцію. В мінеральній частині скелету накопичуються також ізотопи барію, радіоактивні елементи радій, плутоній, уран та деякі інші.

Ретикулоендотеліальне розподілення – розподілення по системі клітин кісткового мозку, лімфатичних вузлів, мигдаликів, селезінки, печінки, надниркової залози, гіпофізу та деяких інших, властиве для рідкоземельних металів: церію, прометію, а також цинку, торію, частково трансуранових елементів.

Для деяких радіонуклідів властивий дуже високий ступінь нагромадження в окремих спеціалізованих органах і тканинах. Так, ізотопи йоду нагромаджуються у великих кількостях у щитоподібній залозі, що відбувається внаслідок специфіки обміну речовин цього органу. Іноді виділяють навіть спеціальний тип розподілу радіонуклідів – *тіреотропний* (від лат. *glandula thyreoidea* – щитовидна залоза), нирковий.

6.1. Розподіл хімічних елементів, включаючи радіоактивні елементи і радіоактивні ізотопи, в організмі тварин (Ю.І. Москальов, 1989)

Тип розподілу	Елементи
Рівномірний	Елементи першої основної групи періодичної системи Д.І. Менделєєва: H, Li, Na, K, Rb, Cs, Fr, Au, Zn, Cl, Br, Fe, Co
Скелетний	Лужноземельні елементи: Be, Mg, Ca, Sr, Ba, Ra, Zr, Ta, Sc, Sn, Y, U, Pu
Ретикуло-ендотеліальний	Ag, Cd, La, Ce, Pr, Nd, Pm, Cu, Pu, Th, Mn
Нирковий	Bi, As, Sb, U, Se, Ge, Tl, Pt
Тіреотропний	I, Re, Te, Tc, At

Ступінь радіаційного впливу радіоактивних речовин на окремі органи і в цілому на тварину залежить від часу перебування їх в організмі. Деякі з них, які

залучаються до процесів обміну швидко метаболізуючих тканин, можуть протягом короткого часу виводитись з організму разом з продуктами метаболізму. Так, ізотоп водню тритій, який бере участь в обміні разом з водою, протягом кількох тижнів практично повністю виводиться з організму ссавців з сечею. В той же час ^{45}Ca , ^{90}Sr , ^{32}P та інші, що приймають участь у формуванні скелету, можуть, практично не зменшуючись кількісно, перебувати в організмі тварини протягом всього її життя.

Для характеристики строків перебування в організмі окремих радіонуклідів існує поняття періоду піввиведення радіоактивного ізотопу з організму. *Період піввиведення (T_6) – це час, протягом якого кількість нагромадженого в організмі (іноді в окремому органі) радіонукліду зменшується удвічі внаслідок процесів біологічного виділення у перебігу природних процесів обміну.* В табл. 6.2 наведені усереднені дані тривалості періодів піввиведення з організму людини деяких радіоактивних ізотопів, які нагромаджуються в тілі і окремих органах. Вони в цілому відбивають загальні тенденції поведінки таких ізотопів в організмі сільськогосподарських тварин-ссавців, хоча, звичайно, абсолютні показники часу дещо відрізняються внаслідок біологічних особливостей видів.

Значно впливає на виведення радіонуклідів з організму та відкладення їх в окремих тканинах і органах продуктивних тварин має швидкість їхнього руху у процесі метаболізму, яка врешті-решт призводить до переходу і накопиченню в молоці та м'ясі – продуктах, що є основним джерелом надходження радіонуклідів в організм людини. Так, у теперішній час внесок молока, як джерела ^{137}Cs і ^{90}Sr досягає 70% всієї їх кількості в раціоні людини. Ступінь переходу радіонуклідів в молоко та м'ясо характеризує коефіцієнт переходу ($K_{\text{п}}$), який оцінюють аналогічно коефіцієнту всмоктування ($K_{\text{вс}}$).

6.2. Періоди піврозпаду та піввиведення деяких радіонуклідів з організму людини (В.Ф. Козлов, 1987)

Радіонуклід	Місце нагромадження	Період піврозпаду ($T_{1/2}$)	Період піввиведення (T_6)
^3H	Все тіло	12,33 роки	12 діб

¹⁴ C	Все тіло	5479 років	10 діб
	Кістки	5479 років	40 діб
²⁴ Na	Все тіло	0,63 доби	11 діб
³² P	Все тіло	14,3 доби	267 діб
	Кістки	14,3 доби	3,16 роки
³⁵ S	Все тіло	87,1 доби	90 діб
	Кістки	87,1 доби	1,64 роки
⁴² K	Все тіло	0,52 доби	58 діб
⁶⁰ Co	Все тіло	5,21 роки	9,5 доби
⁹⁰ Sr	Кістки	29 років	50 років
¹³¹ I	Все тіло	8 діб	138 діб
	Щитоподібна залоза	8 діб	138 діб
¹³⁷ Cs	Все тіло	30 років	70 діб
¹⁴⁰ Ba	Все тіло	12,8 доби	65 діб
²¹⁰ Po	Все тіло	138,4 доби	30 діб
²²⁶ Ra	Кістки	1 616 років	44,9 роки
²³⁵ U	Все тіло	712 000 000 років	100 діб
	Кістки	712 000 000 років	300 діб
²³⁹ Pu	Все тіло	24 383 роки	178 років
	Кістки	24 383 роки	200 років

В табл. 6.3 наведені значення $K_{\text{п}}$ деяких радіонуклідів в молоко і м'ясо великої рогатої худоби. Максимальні величини виділення радіонуклідів з молоком характерні для ³²P, ¹⁴C, ³⁵S, ³H, ⁴⁰K, ⁴⁵Ca, ¹³¹I, ^{134,137}Cs. Це цілком природно, так як ізотопи перерахованих елементів та їх хімічні аналоги приймають активну участь в обміні речовин, є основними компонентами молока. Значення $K_{\text{п}}$ радіонуклідів стронцію у 7–20 разів нижчі. Це пов'язано з тим, що переважаючим мінеральним компонентом молока є кальцій (більше 1 г на літр), який виступає у ролі конкурента та дискримінатора свого хімічного аналога стронцію.

6.3. Коефіцієнти переходу ($K_{\text{п}}$) радіонуклідів з раціону великої рогатої худоби в молоко і м'ясо (м'язи), % добового надходження радіонуклідів (Є.М.Теверовський та ін., 1985)

Радіонуклід	Молоко	М'ясо	Радіонуклід	Молоко	М'ясо
³ H	1	–	⁹⁰ Sr	$1,5 \times 10^{-1}$	4×10^{-2}
¹⁴ C	2	–	¹³¹ I	1	4×10^{-1}
³² P	3	–	¹³⁷ Cs	1	8
³⁵ S	2	–	¹⁴⁴ Ce	1×10^{-4}	1×10^{-4}
⁴⁰ K	1	–	²³⁸ U	5×10^{-2}	1×10^{-4}

⁴⁵ Ca	1	1×10 ⁻¹	²³⁹ Pu	1×10 ⁻⁵	1×10 ⁻⁴
⁶⁵ Zn	6×10 ⁻¹	–	²⁴¹ Am	4×10 ⁻⁵	–

Найбільш високі значення $K_{\text{П}}$ з наведених мають радіонукліди цезію (як і калію, значення для якого тут не приводяться) – хімічного аналогу калію, іони якого відіграють важливу роль в генерації та проведенні біоелектричного потенціалу у м'язах, регуляції їх скорочення. Разом з калієм в процесі обміну та нагромадження у м'язах втягується і цезій.

Радіонукліди-представники рідкоземельних та важких металів, а також трансуранові елементи, як правило, переходять із раціону в молоко та м'ясо у незначних кількостях.

Слід відзначити, що і для ссавців тривалість періоду піввиведення радіонукліду у значній мірі залежить чи навіть визначається характером метаболізму. Так, для людини в залежності від віку період піввиведення ⁹⁰Sr з кісток варіює від 25 у дітей до 70–75 років у стариків, а ¹³⁷Cs з м'язів – відповідно, від 30 до 90 діб. У табл. 6.2 наведені усереднені дані – 50 років і 70 діб.

У цій таблиці наведені також значення періодів піврозпаду радіонуклідів. На відміну від досить варіюючих значень періодів піввиведення, ця величина, яка визначається за допомогою даних про середній час існування радіоактивних ядер, становить сталу величину, яка не залежить від будь-яких факторів.

Але, визначаючи ступінь очищення організму від радіонуклідів, необхідно враховувати і цей показник, тому що зменшення кількості радіоактивних речовин, як і дії іонізуючих випромінювань, йде водночас і за рахунок їх виведення і розпаду. В такому разі говорять про ефективний період піввиведення радіонукліду ($T_{\text{ЕФ}}$), який визначається за формулою

$$T_{\text{ЕФ}} = T_{1/2} \times T_6 / T_{1/2} + T_6$$

де $T_{1/2}$ – період піврозпаду радіонукліду і T_6 – період його піввиведення.

Цілком природно, що шляхи надходження та міграції радіонуклідів в організмі людини принципово не відрізняються від таких у тварин-ссавців.

Деякі ж їх особливості, як і специфічність дії випромінювань окремих радіонуклідів на людину вивчає радіаційна медицина.

6.4. Організація спостережень за станом біоти на забруднених радіонуклідами територіях

Моніторинг флори. Радіоекологічний моніторинг флори переслідує дві основні цілі:

- кількісна оцінка накопичення радіонуклідів різними видами рослин і
- вплив радіонуклідного забруднення території на їх стан і видовий склад.

Рослини при повній відсутності наявних ознак радіаційного ураження можуть нагромаджувати значні кількості радіонуклідів, внаслідок чого може виявитись неможливим використання врожаю для харчування людини або годівлі тварин. У зв'язку з цим надзвичайно важливим стає вивчення закономірностей надходження, нагромадження та розподілу окремих радіонуклідів в продуктивних органах культурних рослин, і відповідно радіоекологічний моніторинг видів рослин.

І було помічено, що ^{90}Sr поводить себе подібно до кальцію, а ^{137}Cs – до калію. Було виявлено, що максимальна концентрація ^{90}Sr завжди спостерігається у тих видів рослин, які багаті на кальцій – у відомих *кальцефілів* рослин родини бобових, деяких представників родин розоцвітих, жовтцевих, а найбільша кількість ^{137}Cs – в рослинах багатих на калій – *калієфілів* рослин родин капустяних, пасльонових, зокрема картоплі, буряках, кукурудзи, вівсу, льону, соняшнику та інших.

У цьому не можна вбачати нічого дивного, так як уже згадувалось, стронцій перебуває у тій же самій другій головній підгрупі елементів періодичної системи Д.І. Менделєєва, що і кальцій, а цезій – у першій головній підгрупі поряд з калієм. Хімічні ж елементи були об'єднані в групи згідно з тотожністю деяких хімічних властивостей. Саме тому стронцій має властивості

аналогічні кальцієві, а цезій – калієві, так, як і інші елементи, що належать до цих груп.

Моніторинг фауни. Радіаційний моніторинг тваринного світу

Моніторинг населення. Як складову частину системи радіоекологічного моніторингу виділяють медико-гігієнічний радіоекологічний моніторинг. Його завданням є розробка практичних заходів у сфері охорони навколишнього середовища щодо запобігання впливу іонізуючого випромінювання на здоров'я населення. Складність цього завдання полягає в тому, що на людину, втім як і на будь-яку частку біоти, одночасно впливає цілий комплекс факторів. При цьому одні з них діють постійно, інші періодично, а деякі – одноразово. І практично ніколи не впливають окремо, ізольовано один від одного. Якщо проаналізувати дію радіаційного фактору внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, то чітко простежуються три компоненти: відносно гостре опромінення у великій дозі під час начального періоду аварії (декілька перших місяців), поступове зменшення дози за рахунок розпаду короткоживучих радіонуклідів (до року) і встановлення практично постійного хронічного опромінення у невеликій дозі протягом усього життя за рахунок довгоживучих радіонуклідів.



Рис. 6.3. Визначення вмісту ^{137}Cs в організмі людини.

7. Радіоекологічний моніторинг сфери агропромислового виробництва

7.1. Мета і завдання радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва. 7.2. Об'єкти радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва. 7.3. Структура системи радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва. 7.4. Складові радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва. 7.4.1. Оцінка потужності γ -випромінювання. 7.4.2. Визначення щільності радіонуклідного забруднення сільськогосподарських угідь. 7.4.3. Відбирання проб для радіометрії. 7.4.4. Оптимізація відбору і вимірювань проб при радіоекологічному моніторингу.

Таким чином, формування дози опромінення у населення, що мешкає на забруднених радіонуклідами територіях, практично повністю відбувається за рахунок внутрішнього опромінення радіоактивними речовинами, що надходять в організм з продуктами харчування, тобто продукцією рослинництва і тваринництва. Саме тому як одну з найважливіших складових загального радіоекологічного моніторингу, спрямовану у першу чергу на протирадіаційний захист людини, слід розглядати радіоекологічний моніторинг агроєкосистем і в цілому агропромислового виробництва.

Радіоекологічний моніторинг агроєкосистем – це контроль сільськогосподарських угідь за щільністю радіоактивного забруднення ґрунтів, сільськогосподарської продукції, її похідних, у тому числі кормів та продуктів харчування, а також поверхневих вод сільськогосподарського призначення.

Радіоекологічний моніторинг агропромислового виробництва – це система безперервних відстежень (спостережень, вимірів), оцінки та прогнозу радіоактивного забруднення компонентів природи й біоти, що є об'єктами або продукцією сільськогосподарської діяльності людини, та реакції біотичної складової на дію іонізуючих випромінювань.

Необхідність такого моніторингу в Україні обумовлена розміщенням радіаційно небезпечних об'єктів, зокрема, атомних електростанцій, у районах інтенсивного ведення сільськогосподарського виробництва, а також радіоактивним забрудненням великих територій внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

У перші місяці після аварії на Чорнобильській АЕС радіологічні лабораторії були створені у ветеринарній службі України, на молокозаводах, м'ясокомбінатах, офіційних ринках, на підприємствах харчової промисловості та деяких інших.

Внаслідок радіоактивного забруднення природних ресурсів після аварії насамперед стало виконання комплексу робіт з оцінки і подальшому уточненню радіаційного стану на землях сільськогосподарського призначення, також визначення вмісту основних дозоутворюючих радіонуклідів (^{137}Cs і ^{90}Sr) в продукції рослинництва, тваринництва, продуктах харчування і питній воді.

В умовах нормальної радіаційної обстановки вирішальне значення мають гігієнічні аспекти радіоекологічного моніторингу агропромислового комплексу – спостереження за рівнем радіоактивного забруднення основних ланок харчових ланцюжків, що визначають накопичення радіонуклідів у продукції рослинництва й тваринництва, у першу чергу тих, що використовуються у раціоні людини.

7.1. Мета і завдання радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва

Метою радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва є накопичення інформації, необхідної для прийняття рішень з керування й регулювання радіоактивним забрудненням агропромислової продукції шляхом розробки й впровадження системи агротехнічних, агрохімічних, меліоративних, зоотехнічних, організаційних заходів, а також збереження продуктивності сільськогосподарського виробництва. З урахуванням конкретних завдань і цільового призначення розробляються програми моніторингу, що встановлюють вибір об'єктів спостереження, вид, частоту й періодичність вимірів, методи вимірів, відбору зразків та наступного лабораторного аналізу, прийоми статистичної обробки результатів, принципи збору, накопичення й обробки інформації, інтерпретації даних.

Джерелом об'єктивної інформації про радіаційну обстановку в сфері агропромислового виробництва є прямі спостереження й вимірювання.

Основними завданнями радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва є:

- виявлення шляхів формування радіоактивного забруднення в аграрній сфері;

- виявлення динаміки і тенденцій радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь та продукції рослинництва і тваринництва;

- забезпечення директивних органів і населення об'єктивною інформацією щодо поточного стану агроєкосистем й рівнів їх забруднення радіонуклідами;

- встановлення закономірностей і верифікації моделей поведінки радіонуклідів в агроценозах;

- прогнозування можливих негативних наслідків радіоактивного забруднення внаслідок аварійних ситуацій;

- розробка рекомендацій по веденню сільськогосподарського виробництва у випадку радіоактивного забруднення агроєкосистем з метою зменшення вмісту радіонуклідів у продукції, продуктах харчування населення і зниження дозових навантажень.

Це досягається шляхом систематичного спостереження й оцінки рівнів радіоактивного забруднення компонентів навколишнього природного середовища, що втягуються в сферу сільськогосподарської діяльності, головним чином з метою попередження можливих негативних наслідків для здоров'я людини; виявлення закономірностей просторово-часової міграції радіонуклідів у біологічних ланцюжках і складання на цій основі прогнозу майбутніх рівнів радіоактивного забруднення об'єктів сільськогосподарського виробництва; оцінці й прогнозу дозових навантажень на сільськогосподарських тварин і рослини.

7.2. Об'єкти радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва

При радіоекологічному моніторингу агропромислового виробництва основними об'єктами відстеження є:

– в рослинництві – ґрунти орних і пасовищних угідь, сільськогосподарські рослини, продукція рослинництва, зрошувальна вода, добрива, агро меліоранти, меліоративні системи;

– в тваринництві – корми, кормові добавки, кормова сировина; сільськогосподарські тварини, у тому числі птиця і риба, раціон тварин, продукція тваринництва (молоко, м'ясо, яйця, шкіра, вовна, пух, перо та деякі інші), вода, що використовується для водопою худоби чи товарного розведення риби, гній, пташиний послід та інші відходи тваринництва, тваринницькі приміщення.

Основними контрольованими параметрами є такі: потужність експозиційної дози γ -випромінювання; вміст біологічно значимих радіонуклідів у ґрунті, добривах і агро меліорантах; вертикальний розподіл радіонуклідів у профілі ґрунтів; вміст радіонуклідів у рослинах, кормах і раціоні тварин; у воді водойм, використовуваній для поливу посівів і водопою худоби, а також для риборозведення; вміст радіонуклідів у продукції рослинництва і тваринництва. При цьому здійснюється прижиттєвий контроль вмісту радіонуклідів в організмі тварин. На основі цих контрольованих параметрів розраховуються щільність забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь, коефіцієнти накопичення (переходу) радіонуклідів із ґрунту в сільськогосподарські культури, корми і продукцію рослинництва і тваринництва.

Найбільш об'єктивним джерелом інформації про радіаційну обстановку в агропромисловій сфері є прямі вимірювання потужності дози β - і γ -випромінювання у повітрі біля поверхні ґрунту та на висоті 1 м і вмісту природних та штучних радіонуклідів у природних об'єктах та агропромисловій продукції.

Для визначення рівня радіоактивного забруднення ґрунту, рослинності й продуктів тваринництва роблять відбір зразків і наступний аналіз їх у лабораторних умовах. Основні вимоги до зразків – наглядність, адекватність, стабільність, відсутність будь-яких змін. Кількісним вираженням рівня радіоактивного забруднення об'єктів природного середовища є питома (концентрація) або об'ємна активність нукліда в зразку.

Для оцінки радіоактивного забруднення території використовують поняття щільності радіоактивного забруднення – поверхнева активність нукліду на певній площі.

Для визначення вмісту радіонуклідів в об'єктах і продукції агропромислового виробництва застосовують різні методи аналізу. Повний радіонуклідний аналіз об'єктів природного середовища може бути здійснено лише при спільному використанні методів альфа-, бета- і гамма-спектрометрії і радіохімії.

Звичайно розглядають два типи радіаційної обстановки, що вимагають здійснення різних видів моніторингу – поточного й оперативного. Поточний моніторинг агропромислового виробництва проводять в умовах, коли надходження радіонуклідів носить постійний, рівномірний характер і до істотної біологічної дії це забруднення не призводить. Відзначаються коливання у розмірі надходження радіонуклідів у часі (наприклад, сезонні) та просторі (на локальному, регіональному або глобальному рівнях), але в цілому вони не виходять за межі допустимого. Спостереження проводяться на стаціонарних площадках, як на орних, так і на природних перелогових землях (луках, пасовищах) з обліком наявних на території України природно-кліматичних зон, типів ведення агропромислового виробництва, розміщення джерел радіоактивного забруднення.

Програму оперативного моніторингу розробляють для ситуацій, пов'язаних з одноразовим або розтягнутим на декілька діб надходженням до природної середи радіоактивних речовин у кількостях, котрі можуть являти загрозу здоров'ю та життю людини, вплинути на фізіологічний стан та

продуктивність сільськогосподарських тварин і рослин (великі радіаційні аварії).

Постійний контроль навколишнього середовища, включаючи й агроекосистеми, був створений для спостереження за глобальними випадіннями ще у 1973 р. і покладений на агрохімічну службу СРСР. У складі обласних проектно-пошукових станцій хімізації були організовані районні радіологічні лабораторії та дозиметричні пости. Для спостереження за радіаційним станом ґрунтів і продукції рослинництва були відведені постійні ділянки цілини, де щомісячно проводилися заміри гамма-фону та оцінювалася щільність забруднення радіонуклідами. На рис. 7.1 для прикладу наведені результати таких вимірів щільності забруднення ґрунту радіонуклідами ^{90}Sr і ^{137}Cs на експериментальних майданчиках у Чернігівській області, виконані Чернігівським центром «Облдержродючість» в рамках програми радіологічного моніторингу як до аварії на Чорнобильській АЕС, так і після неї. Особливих пояснень вони не потребують. В нинішній час через реалії, що склалися, радіологічний моніторинг агроекосистем на території України ведеться в обмежених масштабах і переважно в регіонах, які постраждали в результаті аварії.

В залежності від термінів і періодичності, виділяють наступні види спостережень за рівнями радіонуклідного забруднення агроекосистем:

- вихідні – такі, що фіксують рівні забруднення і стану агроекосистем на момент початку проведення моніторингу;
- планові (періодичні або сезонні) – проводяться у відповідності з регламентом моніторингу;
- позапланові (оперативні) – проводяться на випадок виникнення аварійних ситуацій на радіаційно небезпечному об'єкті;
- суцільні обстеження – проводяться з метою визначення зони ураження.

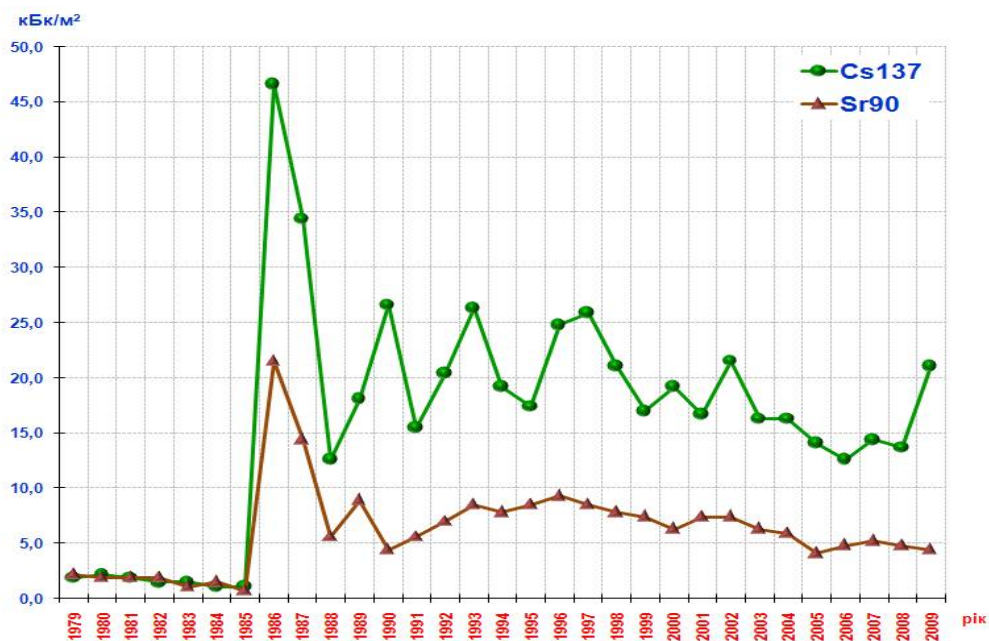


Рис. 7.1. Динаміка середніх показників щільності забруднення радіонуклідами ґрунтів контрольних майданчиків у Чернігівській області, виміряна Чернігівським центром «Облдержзодючість» в рамках програм радіоекологічного моніторингу (А.І. Мельник, 2010).

Визначення вмісту радіонуклідів у ґрунтах проводиться не менше двох разів на рік – весною на початку проведення сільськогосподарських робіт і восени в період збору врожаю, а в рослинах – в період збору врожаю. Плановий контроль забруднення продукції тваринництва проводиться не менше двох разів на рік, в зимовий стійловий і в пасовищний періоди.

Вміст радіонуклідів у ґрунті є головним джерелом, що обумовлює забруднення ними сільськогосподарської продукції, визначає зовнішні та внутрішні дозові навантаження на людину. Визначення радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь (щільності забруднення чи масової питомої активності ґрунту) проводиться згідно до галузевих стандартів Мінагрополітики і продовольства.

Для оцінки просторової неоднорідності забруднення угідь на першому етапі проводять рекогносцирувальне обстеження ґрунтового покриття в межах одного поля, для чого на ділянці виконують вимірювання потужності дози γ -випромінювання в повітрі (потужності експозиційної, поглинутої або еквівалентної дози).

Вміст радіонуклідів в сільськогосподарській продукції, що вирощується на забруднених територіях, є головною ланкою на шляху формування додаткових дозових навантажень на людину.

Відбір рослинницьких проб при радіоекологічному моніторингу також проводиться згідно з галузевим стандартом Мінагрополітики. В нормальних (не аварійних) умовах проби сільськогосподарських культур відбираються один раз на рік в період збору врожаю. Відбір проб проводиться разом з відбором проб ґрунту.

Найбільш критичною з точки зору можливого надходження радіонуклідів у організм людини як в аварійних ситуаціях, так і в ситуації існуючого опромінення після аварії на Чорнобильській АЕС є продукція тваринництва, в першу чергу молока. Тому радіологічному контролю і моніторингу цієї продукції має приділятися особлива увага. Відбір проб раціону годівлі сільськогосподарських тварин здійснюється відповідно до галузевого стандарту для продукції рослинництва.

7.3. Структура системи радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва

Структура системи радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва будується за ієрархічним принципом: первинна мережа (пункти спостереження), центр збору й обробки інформації, регіональний центр і головний центр даних.

Як проміжна ланка, що здійснює накопичення й обробку інформації, можуть виступати науково-дослідницькі установи, відповідальні за певний напрямок досліджень. Початковою ланкою моніторингу є мережа пунктів спостереження, де здійснюються виміри потужності γ -випромінювання на місцевості, виробляються відбір, підготовка й наступний лабораторний аналіз зразків, виконується первинна обробка інформації. Основними завданнями на цьому етапі є:

- забезпечення правильності вибору місця й часу проведення відбору зразків;

- відбір репрезентативної проби;

- дотримання правильного режиму підготовки зразків до аналізу;

- забезпечення достовірності результатів виміру.

У рамках системи моніторингу спостереження й виміри повинні проводитися на основі єдиних методів збору, зберігання та видачі даних польових і лабораторних досліджень. Роботи подібного типу проводяться на базі регіональних центрів. Інтерпретація кінцевих результатів і підготовка інформації для вироблення й прийняття рішень контролю радіоактивного забруднення здійснюються головним центром даних.

7.4. Складові радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва

Радіоекологічний моніторинг агропромислового виробництва повинен включати:

- періодичні (систематичні) виміри потужності дози γ -випромінювання (радіаційного фону) на місцевості;

- періодичний (систематичний) відбір зразків у спеціально обраних місцях спостереження й контрольних пунктах, визначення концентрації радіонуклідів у цих зразках, радіонуклідного складу забруднення й фізико-хімічних форм радіонуклідів;

- розрахунок дозових навантажень на біоту на підставі первинних даних моніторингу;

- оцінку поточного стану радіаційної обстановки;

- підготовку інформації, необхідної для здійснення контролю радіаційної обстановки;

- прогноз можливих змін радіаційної обстановки.

Радіоекологічну ситуацію, що існує чи склалася в агропромисловому виробництві внаслідок радіаційного чи ядерного інциденту, характеризують за допомогою таких основних показників:

- потужність дози γ -випромінювання;
- щільність радіонуклідного забруднення сільськогосподарських і лісових угідь;
- вміст окремих радіонуклідів в сільськогосподарській продукції.

Оцінка радіаційної обстановки здійснюється шляхом порівняння результатів вимірів і розрахунків із системою спеціально вироблених критеріїв, що визначають допустимий рівень радіаційного впливу на біоту. При радіаційно-гігієнічному підході до оцінки забруднення сільськогосподарських угідь і продукції АПК основою для вироблення таких критеріїв є нормативи вмісту радіонуклідів у продуктах харчування й воді, обумовлені "Нормами радіаційної безпеки України (НРБУ-97)" та тимчасовими допустимими рівнями вмісту критичних радіонуклідів у харчових продуктах, що можуть вводитися на певний період після радіаційного чи ядерного інциденту. На підставі цих нормативів можуть бути розраховані гранично допустимі концентрації радіонуклідів в агропромисловій продукції, межі допустимого вмісту радіонуклідів у раціоні тварин або гранично припустимий вміст найнебезпечніших у біологічному відношенні радіонуклідів у ґрунті (щільність її радіоактивного забруднення). Для рішення цих завдань необхідні не тільки систематичні спостереження за вмістом радіонуклідів у контрольованих об'єктах, але й дослідження впливу природних (фізико-хімічних, біогеохімічних, мікробіологічних) і техногенних (агротехнічних, агрохімічних, зоотехнічних) факторів на міграцію радіонуклідів біологічними ланцюжками.

Прогноз можливої зміни радіаційної обстановки здійснюється на підставі первинних даних радіоекологічного моніторингу, виявлених тенденцій і закономірностей міграції радіонуклідів, а також результатів лабораторних і польових досліджень. Необхідною умовою прогнозування є розробка

концептуальних або математичних моделей розглянутих процесів, оснащення моделей емпіричними параметрами й перевірка їх на адекватність.

7.4.1. Оцінка потужності γ -випромінювання

Найоперативнішим способом визначення масштабів і ступеня радіоактивного забруднення сільськогосподарських і лісових угідь є гамма-зйомка території – оцінка рівня потужності гамма-фону у різних її місцях. Для оцінки потужності дози можна використовувати дозиметри-радіометри різних систем від найпростіших типу МКС-05 «Терра» до професійних, таких, що давно зарекомендували себе, – СРП-68-01 та інших. Гамма-зйомка дає можливість за досить короткий час визначити межі радіоактивного забруднення місцевості, виділити особливо забруднені території.

Методика проведення гамма-зйомки наведена у розділі 3.

7.4.2. Визначення щільності радіонуклідного забруднення сільськогосподарських угідь

Наступним етапом обстеження угідь є визначення щільності радіонуклідного забруднення ґрунту певними радіонуклідами, тобто радіоактивності по відношенню до одиниці площі сільськогосподарських угідь ($\text{Ки}/\text{км}^2$, $\text{Бк}/\text{м}^2$ та їх похідних). Знання видів радіонуклідів, щільності забруднення, типу ґрунту дають можливість оперативно прогнозувати ситуацію щодо можливості радіонуклідного забруднення продукції рослинництва. Для оцінки щільності забруднення сільськогосподарських угідь певним радіонуклідом треба визначити його вміст в одиниці маси ґрунту – питому активність. Значення щільності радіонуклідного забруднення розраховується на основі знань питомої маси ґрунту, яка для різних типів коливається в основному в межах $1,0\text{--}1,8 \text{ г}/\text{см}^3$. Товщина ґрунту при цьому приймається рівною товщині орного шару, тобто $20\text{--}25 \text{ см}$.

7.4.3. Відбирання проб для радіометрії

Одним з основних завдань радіологічних підрозділів є здійснення контролю за радіоактивним забрудненням об'єктів навколишнього середовища на території країни. Головною формою такого контролю є визначення концентрації радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища, що мають пряме відношення до життєдіяльності людини: в повітрі, воді, ґрунті, продуктах харчування.

На підставі радіометричних, спектрометричних і радіохімічних досліджень приймаються рішення про можливість їх практичного використання.

Для отримання зіставимих результатів всі операції радіометричної експертизи, починаючи з відбору проб і кінчаючи статистичною обробкою результатів досліджень, виконуються відповідно до єдиних для всіх радіологічних служб методичних вказівок.

Визначення сумарної β -активності проводять для оперативного контролю за забрудненістю досліджуваних об'єктів.

За допомогою радіохімічних і гамма-спектрометричних методів досліджень визначають вміст ^3H , ^{14}C , ^{89}Sr і ^{90}Sr , ^{90}Y , ^{95}Zr , ^{103}Ru і ^{106}Ru , ^{131}I , ^{134}Cs і ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{141}Ce і ^{144}Ce , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{232}Th , ^{238}U , ^{239}Pu та деяких інших радіонуклідів.

Визначення ^{210}Po та ^{239}Pu проводиться в районах зі збільшеним вмістом цих ізотопів в кормах; ^{90}Y , ^{95}Zr , ^{103}Ru і ^{106}Ru , ^{131}I , ^{140}Ba , ^{141}Ce і ^{144}Ce – у випадках «свіжих» опадів радіоактивних речовин при забрудненні сільськогосподарських угідь продуктами ядерного поділу в результаті аварій на підприємствах атомно-енергетичного циклу; вміст ^3H оцінюють в продуктах і сировині тваринного походження, зернофуражі, що ввозять з закордону; ^{134}Cs і ^{137}Cs , ^{89}Sr і ^{90}Sr , ^{210}Pb , ^{232}Th , ^{238}U визначають в ґрунтах, грубих, соковитих, концентрованих кормах, коренеплодах, продуктах тваринництва. ^{103}Ru і ^{106}Ru , ^{210}Po , ^{239}Pu оцінюють в сіні, траві, силосі, кістках та м'язах; ^{90}Y , ^{141}Ce і ^{144}Ce – в сіні, траві; ^{95}Zr , ^{131}I , ^{140}Ba – в траві та молоці. У воді, як правило, оцінюють лише сумарну β -активність.

В табл. 7.1 наведені оптимальні терміни і норми відбору проб, що дозволяють отримати якнайповнішу інформацію про ступінь їх радіоактивного забруднення.

7.1. Оптимальні терміни і норми відбору проб різних об'єктів для оцінки радіоактивності і змісту радіонуклідів

Найменування об'єкту	Терміни відбору проб	Маса проби	
		для визначення сумарної β -активності	для радіохімічного аналізу
Ґрунт	Весна, літо, осінь	150–300 г	1,5–2 кг
Трава	Весна, літо, осінь (1–2 рази на місяць)	150–300 г	4–5 кг
Зерно	Літо	100–200 г	2–3 кг
Грубі корми	Осінь	100–200 г	2–3 кг
Силос, сінаж	В період згодовування тваринам	100–200 г	4–5 кг
Овочі	По мірі надходження	100–200 г	3–6 кг
Корне- та бульбоплоди	Осінь	150–300 г	3–6 кг
Концентрованні корми	»	100–200 г	2–3 кг
Молоко	Не рідше 1 разу на місяць	50–100 мл 800–1000 мл	5–6 л
М'ясо	Весна, літо, осінь,	100–200 г	2–3 кг
Кістки	Те ж	100–200 г	0,5 кг
Риба свіжа	По мірі надходження	100–200 г	3 кг
Вода	Весна, літо, осінь	0,5 л 800–1000 мл	20 л
Птиця	По мірі надходження	100–200 г	1 тушка
Яйце	Те ж	3–6 шт.	10 шт.
Мед	»	150–300 г	0,5–1,0 кг
Вовна	»	20–40 г	0,2–0,5 кг
Лісова підстилка	Осінь	100–200 г	2–3 кг
Кора	При рубці ліса	100–200 г	2–3 кг
Ягоди, фрукти	По мірі надходження	100–200 г	3–6 кг
Гриби свіжі	Те ж	100–200 г	4–5 кг
Гриби сушені	»	50–100 г	2–3 кг

Відбирання проб ґрунту. Проби ґрунту відбираються методом «конверта», тобто в п'яти точках (кути і центр квадрата із стороною 100 м) вибирається шар розміром 15×15 см на глибину 5 см. Контрольні точки відбору проб повинні

бути віддалені від доріг не менше чим на 200 м. Остаточна проба (1 кг) складається з п'яти добре перемішаних зразків із заздалегідь видаленою рослинністю. Більш детально методологія відбору проб ґрунту викладена у розділі 4.

Відбирання проб рослин. Проби рослин відбираються на тих же ділянках, що і проби ґрунтів. Для отримання об'єднаної (середньої) проби рослин природної вологості рекомендується відбирати не менше 8–10 точкових проб. Надземну частину трав'яного покриву зрізують гострим ножом або ножицями (не засмічуючи ґрунтом), укладають в поліетиленовий пакет або крафт-папір, вкладають етикетку.

З посівів сільськогосподарських культур слід брати проби по діагоналі поля або ламаної кривої, з скірт – на висоті 1–1,5 м від землі і з глибини не менше 0,5 м, з буртів – з глибини 0,3–0,5 м.

Об'єднану пробу складають з 8–10 точкових проб, узятих з наземної частини рослин або роздільно, – стебел і листя, плодів, зерен, корне- та бульбоплодів. Загальна маса точкових проб повинна бути не менше 2 кг повністю використаних для формування середньої проби.

Відбирання проб зерна. Точкові проби зерна з автомобілів відбирають механічним пробовідбірником або щупом. З автомобілів з довжиною кузова до 3,5 м їх відбирають в чотирьох точках, 3,5–4,5 м – в шести точках, від 4,5 і більш – у восьми точках на відстані 0,5–1 м від переднього і заднього бортів і близько 0,5 м від бічних бортів.

Механічним пробовідбірником точкові проби відбирають по всій глибині насипу зерна, ручним щупом – з верхнього і нижнього шарів, торкаючись щупом дна. У автопоїздах проби відбирають з кожного кузова (причепа).

Загальна маса точкових проб повинна бути не менше 2 кг. Якщо загальна маса буде менша вказаною, відбирають додаткові точкові проби в тих же крапках в середньому шарі насипу.

При вантаженні (вивантаженню) зерна у вагони, судна, склади і елеватори проби відбирають із струменя переміщуваного зерна в місцях перепаду шляхом

перетину її через рівні проміжки часу протягом всього періоду переміщення партії. Періодичність відбору точкових проб встановлюють залежно від швидкості переміщення, маси партії, а також засміченості. Маса однієї точкової проби повинна бути не менше 100 г.

Точкові проби зерна з мішків відбирають з кожного другого мішка, якщо мішків в партії до 10 шт. включно; з 5 мішків плюс 5% від кількості мішків в партії, якщо їх більше 10 і до 100 шт. включно. Якщо кількість мішків в партії понад 100 – проби відбирають з 10 мішків плюс 2,5% від кількості мішків в партії.

Із мішків точкові проби відбирають щупом в трьох доступних точках. Щуп вводять у напрямку до середньої частини мішка жолобком вниз, потім повертають його на 180° і виймають. Отвір, що утворився, закривають хрестоподібними рухами вістря щупа, зрушуючи нитки мішка.

Загальна маса точкових проб – не менше 2 кг

Об'єднану пробу отримують як сукупність точкових проб, які зсипаються в чисту міцну тару, що виключає зміну якості зерна. При використанні механічного пробовідбірника для відбору проб зерна точкові проби змішуються в процесі відбору проб і утворюється об'єднана проба.

Відбирання проб корне- і бульбоплодів. Проби відбирають від однорідної партії. Однорідна партія корне- або бульбоплодів – це будь-яка кількість одного сортотипа, заготовленого з одного поля, що зберігається в однакових умовах.

Точкові проби відбирають по діагоналі бічної поверхні бурту, насипу, куп або середньої лінії кузова автомобіля, причепа, вагону, баржі через рівні відстані на глибині 20–30 см. Точкові проби масою по 1,0–1,5 кг сполучають і складають об'єднану пробу.

Середню пробу для аналізу виділяють з об'єднаної, маса її повинна бути 1,0–1,5 кг. Для цього об'єднану пробу сортують по величині клубне- або коренеплодів на три групи: великі, середні і дрібні. Від кожної групи відбирають по 20% і об'єднують.

Відбирання проб трави і зеленої маси сільськогосподарських культур.

Відбирання проб сіяних трав і трав з природних угідь (1–2 кг) проводять двічі на місяць у перший рік радіоактивного забруднення і один раз на місяць в наступні роки.

Проби трави з пасовищ або сінокісних угідь відбирають безпосередньо перед випасом тварин або скошуванням на корм, для чого на вибраній ділянці виділяють 8–10 облікових майданчиків площею 1–2 м², розташовуючи їх по діагоналі. Травостій скошують (зрізують) на висоті 3–5 см.

Від зеленої маси, доставленої на ферми для безпосереднього згодовування твариною або для приготування силосу, сінажу, точкові проби беруть вручну не менше чим з 10 різних місць порціями по 400–500 г. Отриману зі всіх облікових майданчиків або точкових проб зелену масу ретельно перемішують і розподіляють рівним шаром, отримуючи таким чином об'єднану пробу.

З об'єднаної проби зеленої маси відбирають середню пробу для аналізу, маса якої повинна бути 1,5–2,0 кг. Для цього траву беруть порціями по 150–200 г з 10 різних місць. Відбирання проб силосу і сінажу проводять в період згодовування з різних ділянок траншеї. Маса середньої проби повинна складати 1,5–2,0 кг.

Відбирання проб кормів. Корми, що експортуються і імпортуються, і продукти тваринництва і рослинництва досліджуються у міру їх надходження. Проба повинна бути типовою для об'єкту, а маса (об'єм) – достатньою для того, щоб після концентрації отримати кількість золи, необхідну для визначення сумарної β-активності і проведення радіохімічного аналізу.

Проби сіна, сінажу, соломи відбирають при їх закладці на зиму, а також при дослідженні раціонів. Точкові проби з партії сіна або соломи, що зберігаються в скиртах, стогах, відбирають по периметру скирт, стогів на рівних відстанях один від одного на висоті 1,0–1,5 м від поверхні землі зі всіх доступних сторін з глибини не менше 0,5 м. З точкових проб складають об'єднану пробу масою не менше 2 кг. Для цього точкові проби сіна укладають тонким шаром (3–4 см) і обережно перемішують, не допускаючи ломки рослин і утворення трухи.

З об'єднаної проби сіно відбирає середню пробу для аналізу, для чого не менше чим з 10 різних місць за всією площею і товщиною шару відбирають пучки сіна масою 60–120 г. Відібрану середню пробу масою не менше 1 кг упаковують в щільний папір, паперовий або поліетиленовий пакет, вкладають етикетку.

Методи відбору проб продукції рослинництва, не згаданих вище, аналогічні описаним. Так, методи відбору всіх видів круп, бобів, насіння схожі методам відбору проб зерна; яблука, помідори, баклажани відбираються згідно методам відбору коренеплодів і т.д. З невеликих партій продуктів (ягоди, зелень) точкові проби беруть в 4–5 місцях. Об'єднана проба по масі або об'єму не повинна перевищувати триразової кількості, необхідної для вимірювання на відповідному приладі.

Силос досліджують тільки під час надходження до раціону тварин.

Компоненти раціонів годування сільськогосподарських тварин і птахів відбирають одночасно з відбором продукції тваринництва: у перший рік – щомісячно, в подальших – 1 раз на два місяці.

Відбирання проб молока і молочних продуктів. Відбирання проб проводять на фермах, молочних пунктах, молокозаводах, холодокомбінатах і ринках. Пробу рідких продуктів (молоко, вершки, сметана) з невеликих ємкостей (бідон, фляга та інші) відбирають після перемішування, з великих (цистерна, чан) – з різної глибини ємкості кухлем з подовженою ручкою або спеціальним пробовідбирачем. Величина середньої проби складає 0,2–1,0 л і залежить від маси всієї партії продукції. Вершкове масло, сири відбирають на молокозаводах і холодокомбінатах. Залежно від маси виготовленої продукції для проби відбирають 0,5 кг м'якого сиру і 0,3 кг твердого сиру і масла. Контрольні проби молока відбирають не рідше двох разів на місяць в перший рік радіоактивного забруднення території, а в подальші роки – один раз на місяць.

Відбирання проб м'яса і субпродуктів. М'ясо, внутрішні органи, кістки тварин по віках і видах відбирають безпосередньо в контрольних господарствах

в період забою, але не рідше за 4 рази за рік (взимку, навесні перед вигоном на пасовищі або початком дачі зелених кормів, в середині літа і восени перед переходом на зимовий раціон).

Проби м'яса птиці (1 тушка) і яєць (10 штук) беруть щомісячно в період масового забою і здачі яєць в торгову мережу.

Проби м'ясної продукції відбирають на забійних пунктах господарств, ферм, м'ясокомбінатах і ринках. Проби м'яса (без жиру) від туш або напівтуш відбирають шматками по 30–50 г в частині 4–5-ого шийного хребця, лопатки. Стегна та товстих частин спинних м'язів. Загальна маса проби повинна складати 0,2–0,3 кг. Для спеціального лабораторного дослідження відбирають також кістки у кількості 0,3–0,5 кг (хребет і 2–3-тє ребро).

Проби внутрішніх органів тварин – печінка, нирки, селезінка, легені – відбирають масою 0,1–0,2 кг; щитоподібна залоза аналізується цілком.

Проби м'яса птахів відбирають в кількості 1/4 тушки (кури, індички, качки, гусаки) або цілком (курчата).

Кількість зразків продукції, що відбираються для лабораторного аналізу, залежить від величини партії і складає при масі 1–500 кг – один зразок, 0,5–3,0 т – два, 3–5 т – три, 5–10 т – п'ять, 10–20 – шість, від 20 т і більше – десять зразків.

Відбирання проб риби. Відбирання проб проводять на рибо-, холодокомбінатах, ринках, а також при масовому вилові – безпосередньо в рибгоспах. Дрібну рибу беруть цілою, з великої – тільки середню частину. Дослідженню підлягають всі види риби. Маса середньої проби має складати 0,3–0,5 кг. Кількість проб визначається величиною партії.

Проби молока, м'яса, риби при тривалому транспортуванні консервують 4–5%-м розчином формаліну.

Відбирання проб яєць. Відбирання проб проводять на птахофабриках, фермах радгоспів, колгоспів і на ринку. Величина проби – 5–10 шт. з однієї птахоферми, 3 шт. – від кожної тисячі упакованої партії і 2 шт. – від партії ринкового продажу.

Відбирання проб меду. Відбирання проб проводять на пасіках, ринках, складах, базах господарств і споживкооперації. Відбирання проб проводять трубчастим алюмінієвим пробовідбірником, якщо мед рідкий, або щупом для масла, якщо мед щільний, з різних шарів продукції. Мед, що закристалізувався, відбирають конічним щупом, занурюючи його під нахилом.

При дослідженні сотового меду з однієї рамки вирізують частину стільників площею 25 см². Якщо сотовий мед шматковий, пробу беруть по 150–300 г з кожної упаковки. Після видалення воскових кришечок зразки меду кладуть на сітчастий фільтр з діаметром осередків не більше 1 мм, вкладений в стакан, і поміщають в термостат при температурі 40–45°C. Маса середньої проби повинна складати 0,2–0,3 кг. Обов'язково відбирають і аналізують проби меду перед здачею на заготівельні бази або в державну (кооперативну) торгову мережу.

Відбирання проб води і інших рідин. Відбір проб води з водних джерел проводиться лише з тих водойм, вода яких використовується для зрошення посівів, водопою тварин, промислового розведення і лову риби. Проби води слід брати поблизу місця забору води для сільськогосподарських потреб безпосередньо перед проведенням аналізу. Вода підлягає радіологічному контролю перед початком поливів.

Проби води з річок, озер, ставків і інших водних джерел беруть в місцях водопоїв один раз на місяць у весняний, літній і осінній періоди. Проби відбирають в декількох пунктах у обох берегів і посередині річки на глибині 0,5 м, а якщо глибина річки перевищує 2–3 м, то проби води беруть також на глибині 0,5 м від дна. Більш детально правила відбору проб води описані у розділі 5.

Питну воду відбирають зі всіх вододжерел, при цьому слід мати на увазі, що при водозаборі з відкритого водоймища не змучувати осад. Необхідно брати воду і з-під крана. Об'єм проби повинен бути не менше 1 л. Перед заповненням ємності її слід обполоснути досліджуваною водою.

Таких же правил слід дотримуватися при відборі інших рідких проб. При відборі проб з великої ємкості беруть декілька окремих проб з поверхні та глибини і змішують. При відборі проб з невеликої ємкості рідину можна перемішати прямо в ємності. Об'єм проби залежно від маси досліджуваної рідини складає 0,5–3,0 л.

Цих простих правил треба дотримуватися також при відборі сипких проб (зерно, мука, крупа і т. д.). При цьому слід брати декілька проб в різних точках з поверхні і глибини, а потім їх перемішувати.

Середню пробу формують з 8–10 «точкових проб». Кожну відібрану середню пробу зважують, поміщають в чисту тару (скляна банка, пляшка, поліетиленовий мішок, паперовий пакет і т. п.), упаковують в ящик, опечатують. До тари прикріплюють етикетку, де указують назву проби, місце і дату відбору, її масу, а у разі висушування проби указують масу сирої і сухої проб.

Крім того, при відборі проби складається акт у двох екземплярах, в якому указують необхідні відомості:

1. Ким узяті проби (установа, посада, прізвище).
2. Місце і дата відбору проби
3. Назва продукту.
4. Опис узятих проб, номери проб і їх маса.
5. Куди прямують проби. Мета дослідження.
6. Підписи особи, що проводила відбирання, і представника господарства.

При відборі проб в контрольних пунктах заміряють гамма-фон і дані записують в супровідному документі.

Для отримання оперативної інформації про ступінь забрудненості об'єктів навколишнього середовища при питомій активності проб вище $3,7 \times 10^3$ Бк/кг (1×10^{-7} Кі/кг, Кі/л) і в зольному залишку при питомій активності вище $3,7-10^3$ Бк/кг зазвичай оцінюється сумарна β -активність експрес-методом в товстому шарі.

Підготовка проб до вимірювань залежить від передбачуваного методу досліджень, чутливості засобів вимірювання, радіонуклідного складу й рівня забруднення. При необхідності збільшення чутливості використовуваних

методів вимірювання застосовуються рекомендовані методиками вимірювання стандартні методи концентрування – випарювання, обвуглювання, сорбція на спеціальних матеріалах і радіохімічне виділення.

При штатному режимі роботи радіаційно небезпечних об'єктів у пробах ґрунту, рослин і води присутні в основному довгоживучі радіонукліди глобальних і Чорнобильських випадіннь – ^{90}Sr і ^{137}Cs . В деяких випадках можуть бути виявлені продукти наведеної активності – ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{59}Fe , а також ^{131}I , ^3H . При аварійній ситуації в пробах реєструються коротко- і середньоживучі продукти поділу – ^{131}I , $^{141,144}\text{Ce}$, $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$, $^{89,90}\text{Sr}$, $^{103,106}\text{Ru}$, $^{140}\text{Ba}+^{140}\text{La}$, а також α -випромінюючі ізотопи. Для вимірювання активності радіонуклідів у відібраних і спеціально підготовлених для аналізу пробах використовують стандартні методи гамма-спектрометрії (для визначення активності γ -випромінюючих радіонуклідів, таких як ^{60}Co , $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$, $^{103,106}\text{Ru}$, $^{134,137}\text{Cs}$, ^{131}I , $^{140}\text{Ba}+^{140}\text{La}$, $^{141,144}\text{Ce}$ і т.д.), бета-спектрометрії (радіометрії) (для визначення активності β -випромінюючих радіонуклідів, таких як ^3H , ^{14}C , ^{90}Sr і т.д.) і альфа-спектрометрії (радіометрії) (для визначення активності α -випромінюючих радіонуклідів, таких як $^{235,238}\text{U}$, $^{238-240}\text{Pu}$, ^{241}Am і т.д.). Аналіз проб, забруднених складним радіонуклідним складом, може виконуватися з використанням високороздільної напівпровідникової гамма-спектрометрії відповідно до існуючих методикам. Для масового аналізу проб на вміст радіонуклідів доцільно використовувати універсальні сцинтиляційні спектрометричні комплекси.

Отримані в ході проведення радіоекологічного моніторингу агроєкосистем кількісні параметри міграції радіонуклідів можуть бути використані для прогнозування радіаційного стану в зоні впливу радіаційно небезпечних об'єктів як у штатному режимі роботи, так і на випадок аварійних ситуацій.

7.4.4. Оптимізація відбору і вимірювань проб при радіоекологічному моніторингу

Основа будь-якого моніторингу, у тому числі і радіоекологічного – первинна експериментальна інформація. Джерелом цієї інформації є або безпосередні спостереження та вимірювання, що проводяться на досліджуваному об'єкті, або проби досліджуваного об'єкта, що відбираються. Однак на практиці дуже рідко апріорі відоме значення дисперсії величини, що визначається. Тому, як правило, на підставі вже отриманих експериментальних даних оцінюється їхнє середнє значення та його похибка із заданою довірчою імовірністю. При цьому похибка може досягати дуже великих значень, що вимагає додаткових вимірювань. Найчастіше дослідники при характеристиці якості виконаних досліджень наводять лише похибку вимірювання одиної наважки взятої від проби, поширюючи її на значення величини, яке характеризує весь об'єкт дослідження (щільність забруднення території, питомий вміст і т.д.), що веде до заниження істинної похибки визначення досліджуваної величини, а, головне, до невірних висновків щодо досліджуваного явища, у даному випадку оцінки рівня радіоактивності. А це може бути черевате часом драматичними наслідками.

При узагальненні моніторингової інформації і наступному прийнятті тих чи інших рішень виникає питання про репрезентативність отриманих результатів. Тому важливою частиною радіоекологічного моніторингу є таке:

- забезпечення відбору репрезентативної сукупності проб, що характеризують досліджуваний об'єкт;
- дотримання правильного режиму обробки проб перед вимірюванням (процес підготовки проб);
- достовірність результатів вимірювання.

Наприклад, для коректної оцінки щільності забруднення території, питомої активності ґрунту чи рослинності, концентрації радіонуклідів у повітрі від репрезентативності відібраних для вимірювання проб (їх кількості, маси

проби, площі, глибини і кроку відбору проб) залежить точність визначення вмісту радіонуклідів в досліджуваному об'єкті і можливість усереднення того чи іншого параметра. Наявність випадкових факторів, таких, як присутність у пробах «гарячих» частинок (часток аномально високої активності) може призводити до великих похибок при визначенні параметрів та при екстраполяції результатів вимірювання на досліджуваній об'єкт. Питання репрезентативного відбору проб є особливо актуальним при проведенні комплексного радіоекологічного моніторингу, на основі якого розраховуються дози опромінення жителів населених пунктів, розташованих на території, забрудненій радіоактивними випадіннями в результаті аварії на Чорнобильській АЕС.

Для проведення репрезентативного відбору проб різноманітних об'єктів навколишнього середовища, продукції виробничої та сільськогосподарської діяльності, необхідно мати уяву про джерело радіоактивного забруднення, фізико-хімічні властивості радіоактивних випадіннь та особливості міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі. Наявність паливних частинок у початкових радіоактивних випадіннях та їхнє подальше розчинення з різною швидкістю в ґрунтах навіть на невеликих ділянках робить забруднення угідь і взагалі території радіонуклідами вкрай неоднорідним. На нерівномірність забруднення радіонуклідами проб ґрунту, що відбираються, також істотно впливає неоднорідність мікрорельєфу, перерозподіл радіонуклідів під дією біогенних факторів, діяльність людей, а також дикі тварини (Рис.). Варіабельність забруднення сільськогосподарської продукції навіть з одного майданчика обумовлена ще й додатковими факторами і може досягати одного порядку, тобто різнитися у десять разів (рис. 7.3).

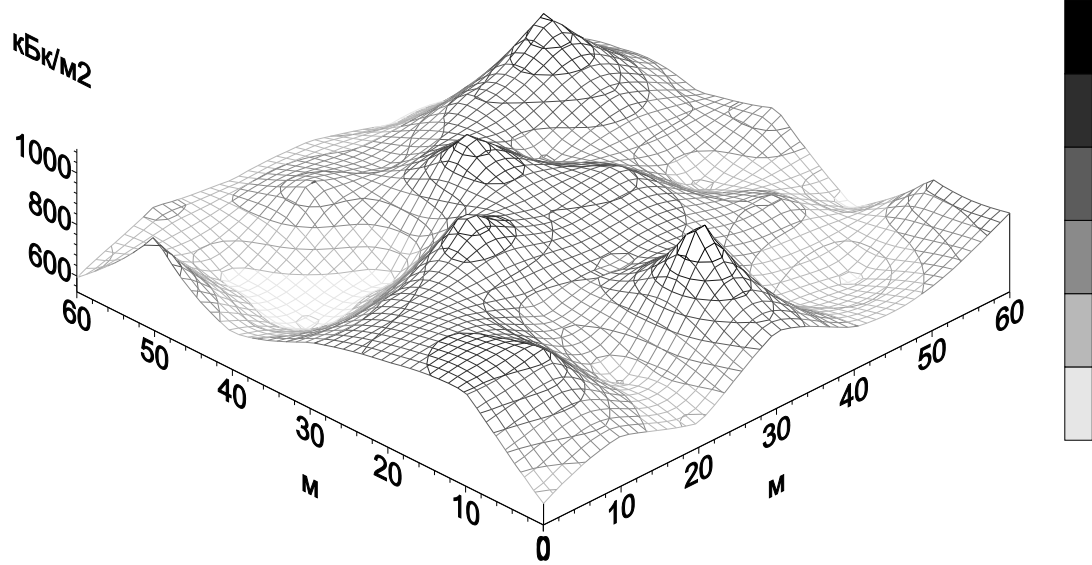


Рис. 7.2. Геоestatистична картина забруднення ^{137}Cs ділянки, розташованої на орному полі поблизу с. Луговики Поліського району (серпень 1999 р). Крок відбору проб 10 м (Ю.В. Хомутінін та ін., 2002).

Наявність окремих паливних частинок у відібраній пробі ґрунту може також привести до великих помилок при вимірюванні її активності. Наприклад, результат гамма-спектрометричних вимірювань може варіювати в межах порядку вимірюваної величини в залежності від положення паливних частинок у вимірювальній ємності та її геометрії. При використанні невеликих наважок для радіохімічних аналізів існує імовірність їх попадання у вимірювану наважку. У цьому випадку питома активність наважки може також не відповідати питомій активності всієї проби. Наявність окремих паливних частинок у відібраній пробі ґрунту може також привести до великих помилок при вимірюванні її активності. Наприклад, результат гамма-спектрометричних вимірювань може варіювати в межах порядку вимірюваної величини в залежності від положення паливних частинок у вимірювальній ємності та її геометрії. При використанні невеликих наважок для радіохімічних аналізів існує імовірність їх попадання у вимірювану наважку. У цьому випадку питома

активність наважки може також не відповідати питомій активності всієї проби.

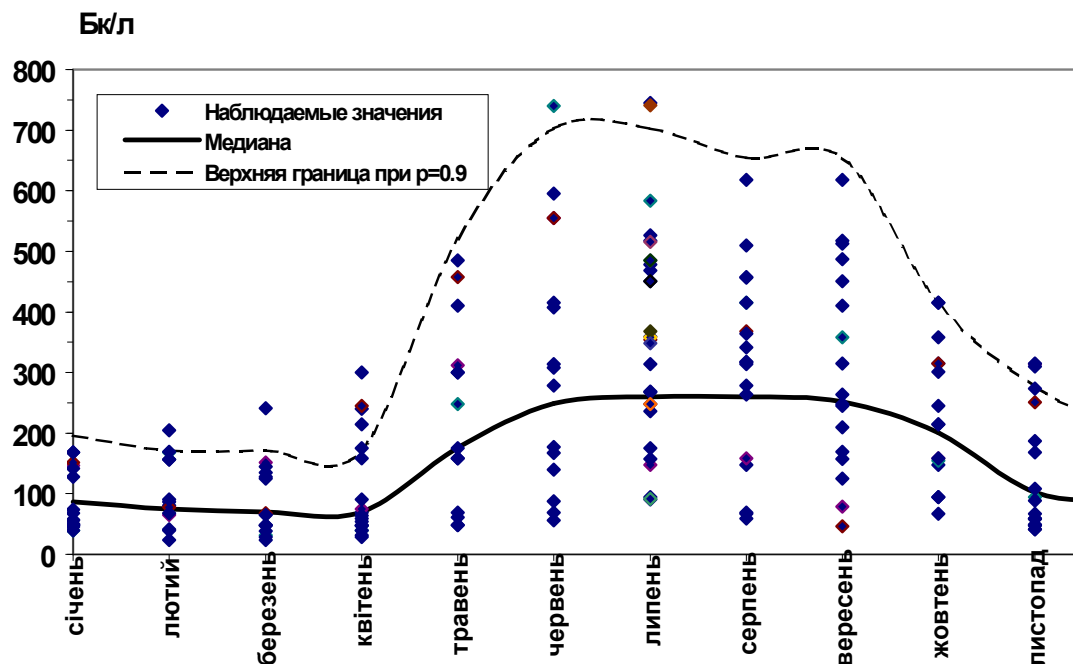
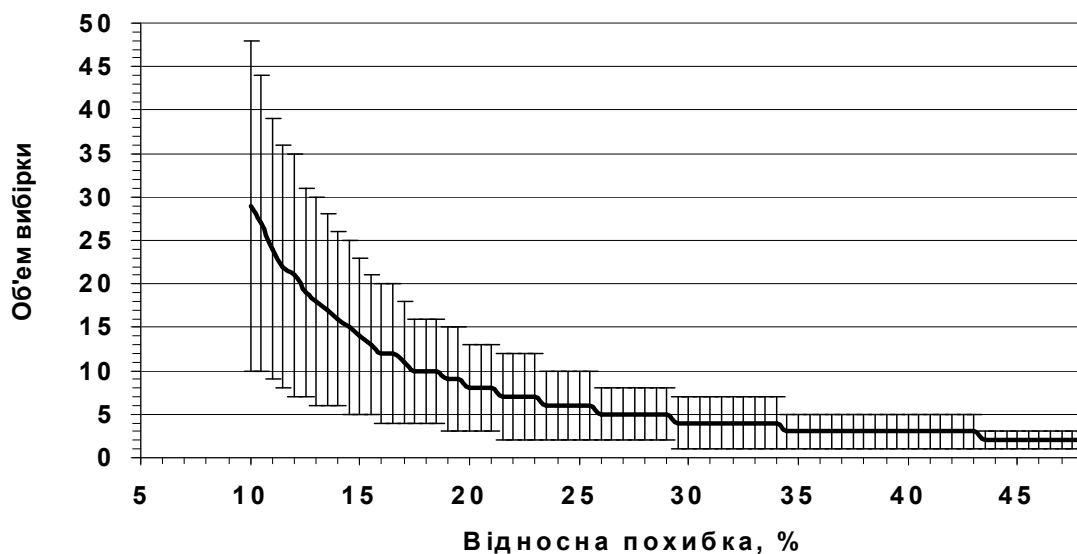


Рис. 7.3. Річна динаміка забруднення молока (кожна точка – питома активність ^{137}Cs в молоці однієї корови, кожен місяць пробовідбір молока у всіх корів, що випасалися на одному пасовищі, проводився в один день) у населеному пункті с. Милячі, Рівненська область, Дубровицький район (1997 р.) (Ю.В. Хомути́н та ін., 2002).

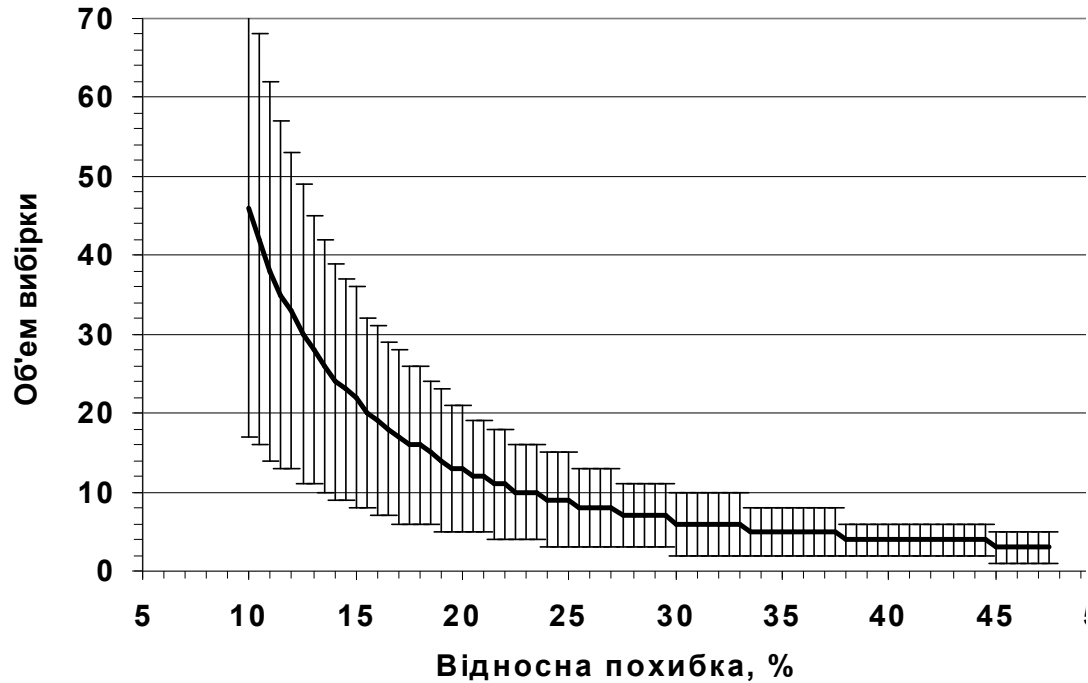
З огляду на значну трудомісткість робіт з відбору проб і високу вартість вимірювань, актуальним є питання оптимізації об'єму проб, що відбираються і проведених вимірювань для оцінки необхідних параметрів забруднення об'єктів навколишнього середовища з заданою похибкою при мінімальних витратах. Тому визначення мінімально необхідного числа проб, що відбираються, для оцінки з заданою похибкою контрольованих параметрів – важлива задача забезпечення якості радіоекологічного моніторингу (планування експериментів).

Оптимізація відбору і вимірювання проб при радіоекологічному моніторингу – репрезентативного відбору проб ґрунту, рослин і молока, а також вимірювання зразків, що мають істотну об'ємну неоднорідність (гарячі частинки), була розроблена на основі результатів досліджень, проведених УкрНДІСГР за час ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС. В

результаті цієї роботи вирішено питання оптимального планування відбору репрезентативних вибірок проб ґрунту, рослин і молока. Отримані результати покладені в основу цілого ряду науково-методичних розробок, що мають велике практичне значення при проведенні радіоекологічного моніторингу ґрунту, рослин і молока в населених пунктах. Побудовані номограми (рис. 7.4) дозволяють до проведення пробовідбору оцінити необхідну кількість проб об'єктів радіоекологічного моніторингу, яка забезпечить необхідну точність отримання середніх радіологічних показників. Так, наприклад, якщо треба визначити середню щільність забруднення дослідного майданчика ^{137}Cs і його питому активність в рослинності з відносною похибкою близько 20% (на рівні $\pm\sigma$), то при похибці вимірювань активності в пробах гамма-спектрометричною апаратурою не гірше 10% необхідно відібрати 8 точкових проб ґрунту і не менше 12 рослинних проб. Для визначення коефіцієнту переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослини з такою ж похибкою на цьому майданчику треба відібрати ще більшу кількість проб.



а



б

Рис. 1.4. Номограми розрахунку мінімально необхідного об'єму вибірки для оцінки середнього значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs (а) та питомого вмісту ^{137}Cs у рослинах (б) з заданою відносною похибкою при відносній похибці вимірювання $\delta_{\text{вим}} \leq 10\%$ на рівні $\pm\sigma$ (Ю.В. Хомутінін та ін., 2002).

Контрольні запитання до розділу 7:

1. Яка різниця між радіоекологічним моніторингом агроєкосистем і радіоекологічним моніторингом агропромислового виробництва?
2. Мета радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва.
3. Завдання радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва.
4. Основні об'єкти радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва в рослинництві.
5. Основні об'єкти радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва в тваринництві.
6. Що є найбільш об'єктивним джерелом інформації про радіаційну обстановку в агропромисловій сфері?
7. Для яких умов здійснюється поточний, а для яких умов оперативний радіоекологічний моніторинг агропромислового виробництва?
8. Види спостережень за рівнями радіонуклідного забруднення агроєкосистем.
9. Структура системи радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва.
10. Складові радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва.
11. Види спостережень за рівнями радіонуклідного забруднення агроєкосистем, що виділяють в залежності від термінів і періодичності.
12. Основні показники, що характеризують радіоекологічну ситуацію, яка існує чи склалася в агропромисловому виробництві внаслідок радіаційного інциденту.
13. Правила відбору проб ґрунту для радіометричних аналізів.

14. Особливості відбору проб сільськогосподарських рослин для радіометричних аналізів.
15. Правила відбору проб рідких і сипучих продуктів для радіометричного аналізу.
16. Шляхи оптимізації відбору та вимірювань проб при радіоекологічному моніторингу.

8. Організація радіоекологічного моніторингу в Україні і в світі

8.1. Організації, що здійснюють радіоекологічний моніторинг в Україні. 8.2. Міжнародні рекомендації з питань радіоекологічного моніторингу навколишнього середовища і опромінення населення. 8.3. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів у кормах, сировині, продуктах харчування та питній воді в Європейському співтоваристві, Україні та інших країнах. 8.4. Сучасна радіоекологічна ситуація в Україні.

Безпека життєдіяльності громадян гарантована законодавством України. У відповідності до Статті 50 Конституції України «Кожен має право на безпечне для життя і здоров'я довкілля та на відшкодування завданої порушенням цього права шкоди. Кожному гарантується право вільного доступу до інформації про стан довкілля, про якість харчових продуктів і предметів побуту, а також право на її поширення. Така інформація ніким не може бути засекречена».

Саме тому нині в усьому світі різними організаціями проводиться регулярний екологічний моніторинг практично всіх об'єктів навколишнього природного середовища, невід'ємною частиною якого є радіоекологічний моніторинг.

8.1. Організації, що здійснюють радіоекологічний моніторинг в Україні

Аналіз ситуації щодо стану та реалізації моніторингу в Україні, у тому числі і радіоекологічного моніторингу, свідчить про те, що:

- в державі існує декілька незалежних мереж спостережень за різними станами природного середовища, які належать до різних державних структур;
- організації, за винятком структур Гідромету, виконують в основному, відомчий моніторинг стану природного середовища для вирішення своїх спеціальних завдань, що ускладнює отримання єдиної картини стану навколишнього середовища;

– майже всі служби спостережень виконують різні завдання, і тому методики спостережень в багатьох випадках різні, у зв'язку з чим ускладнюється питання порівняння даних спостережень;

– в Україні немає служби, яка здійснювала б комплексний контроль за всіма видами за всіма видами негативного впливу на людину і навколишнє природне середовище з позицій єдиного методологічного підходу, який базувався б на сучасній інформаційній основі, а також був би здатний системно опрацьовувати найоптимальніший шлях розвитку соціуму і держави.

В Україні, як вже згадувалося у передмові, радіоекологічний моніторинг проводиться підрозділами Міністерств з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи (МНС), охорони здоров'я (МОЗ), аграрної політики (МАП), охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки (Мінприроди), Держкомлісгоспу, Держводгоспу, а також різними науково-дослідними інститутами, лабораторіями зовнішньої дозиметрії підприємств ядерно-паливного циклу.

Базовий тип моніторингу забезпечується наявністю відповідної мережі пунктів нагляду по всій території України і в зонах спостереження підприємств ядерно-паливного циклу. Оптимальний і систематичний контроль з необхідною в часі частотою оцінки потужності іонізуючого випромінювання і радіоактивного забруднення достатнього числа контрольованих об'єктів гарантує виявлення змін радіологічного стану за рахунок зміни штатних технологічних режимів в країні або транскордонного переносу радіонуклідів.

Система кризового моніторингу формується на базі відповідних територіальних і галузевих структур нагляду і контролю навколишнього середовища, включаючи його різні об'єкти, і забезпечує оперативний контроль за дотриманням гранично допустимих рівнів (концентрації, викидів і т.п.) з метою радіаційного захисту населення і персоналу, а також швидкого реагування для запобігання чи локалізації аварій і катастроф.

Науковий моніторинг забезпечує контроль окремих показників довкілля для верифікації моделей і прогнозування на їх основі наслідків довготермінових змін радіологічного стану, інтеркалібровки і верифікації даних базового і оперативного моніторингу. Координацію наукового моніторингу здійснюють відповідні структури НАН та НААН України, галузеві науково-дослідні інститути та деякі інші організації.



Рис. 8.2. Станції Держкомгідромету за видами спостережень: а – потужність експозиційної дози γ -випромінювання; б – атмосферні випадіння, потужність експозиційної дози γ -випромінювання; в – атмосферні випадіння, повітряні аерозолі, потужність експозиційної дози γ -випромінювання; г – атмосферні випадіння, повітряні аерозолі, потужність експозиційної дози γ -випромінювання, атмосферні опади.

Радіоекологічний моніторинг є невід’ємною частиною системи радіаційної безпеки, що гарантується низкою нормативно-правових актів України, зокрема, це «Положення про державну систему моніторингу довкілля», яке затверджене Постановою КМ України від 30 березня 1998 р. № 391. Згідно до цієї Постанови, *Державна система моніторингу довкілля – це система спостережень, збору, обробки, передачі, зберігання та аналізу інформації про стан довкілля, прогнозування його змін і розробки науково-*

обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень для запобігання негативним змінам стану довкілля та дотримання вимог екологічної безпеки. Система моніторингу України є складовою частиною національної інформаційної інфраструктури, сумісної з аналогічними системами інших країн, це відкрита інформаційна система, пріоритетами функціонування якої є захист життєво важливих екологічних інтересів людини і суспільства, збереження природних екосистем, відвернення кризових змін екологічного стану довкілля і запобігання надзвичайним екологічним ситуаціям.

В Україні обов'язки щодо радіоекологічного моніторингу окремих сфер між переліченими вище відомствами і організаціями розподіляються таким чином:

Мінприроди визначає вміст радіонуклідів в атмосферному повітрі та опадах, джерелах промислових викидів в атмосферу, поверхневих і морських водах, джерелах скидів стічних вод, у водних об'єктах в межах природоохоронних територій (фонова кількість радіонуклідів), в ґрунтах різного призначення; проводить оцінку радіаційної обстановки на пунктах стаціонарної мережі, у наземних і морських екосистемах, звалищах промислових і побутових відходів;

МНС визначає вміст радіонуклідів в атмосферному повітрі, поверхневих і підземних водах, наземних і водних екосистемах, ґрунтах і ландшафтах, джерелах викидів в атмосферу, джерелах скидів стічних вод, об'єктах поховання радіоактивних відходів на територіях, підпорядкованих Адміністрації зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення, а також в інших зонах радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС);

МОЗ здійснює радіологічні визначення у місцях проживання і відпочинку населення, у тому числі на природних територіях курортів, поверхневих вод суші і питної води, морських вод, мінеральних і термальних вод, лікувальних грязей, озокериту, ропи лиманів та озер, проводить оцінку інтенсивності іонізуючого випромінювання;

Мінагрополітики і продовольства здійснює радіологічні визначення у ґрунтах сільськогосподарського використання, сільськогосподарських рослин і рослинницькій продукції, сільськогосподарських тваринах і тваринницькій продукції, поверхневих водах сільськогосподарського призначення;

Держкомлісгосп здійснює радіологічні визначення в ґрунтах лісового фонду, лісовій рослинності, мисливській фауні;

Держводгосп проводить оцінку вмісту радіонуклідів у воді річок, водосховищ, каналів, зрошувальних систем і водойм у межах водогосподарських систем комплексного призначення, систем міжгалузевого та сільськогосподарського водопостачання; водойм у зонах впливу атомних електростанцій; поверхневих вод у прикордонних зонах і місцях їх інтенсивного виробничо-господарського використання.

Методологічне забезпечення об'єднання складових частин системи моніторингу покладається на Мінприроди із залученням суб'єктів цієї системи, а також НАН і НААН України та здійснюється на основі:

- єдиної науково-методичної бази щодо вимірювання параметрів і визначення показників стану довкілля, біоти і джерел антропогенного впливу на них;

- впровадження уніфікованих методів аналізу і прогнозування властивостей довкілля, комп'ютеризації процесів діяльності та інформаційної комунікації;

- загальних правил створення і ведення розподілених баз та банків даних і знань, картування і картографування інформації, стандартних технологій з використанням географічних інформаційних систем.

8.2. Міжнародні рекомендації з питань радіоекологічного моніторингу навколишнього середовища і опромінення населення

У публікаціях Міжнародної комісії з радіологічного захисту (МКРЗ) радіоекологічний моніторинг визначається як вимірювання випромінювання

або концентрації нукліду та інтерпретація результату вимірювання з метою оцінки (або контролю) впливу зовнішнього опромінення або радіоактивної речовини. Сучасне трактування цього поняття МАГАТЕ є аналогічним – вимірювання рівня дози чи радіоактивного забруднення для оцінки чи контролю за опроміненням у результаті впливу випромінювання чи радіоактивних речовин, а також інтерпретація результатів.

Згідно рекомендацій МАГАТЕ радіоекологічний моніторинг можна класифікувати двома різними способами в залежності від того, де проводяться вимірювання: індивідуальний моніторинг (індивідуальний дозиметричний контроль), моніторинг робочого місця, моніторинг джерел іонізуючого випромінювання (підприємств ЯПЦ і т.д.), моніторинг навколишнього середовища; і за метою моніторингу: поточний моніторинг, пов'язаний з виконанням конкретного завдання, і спеціальний моніторинг.

МАГАТЕ розглядає такі види радіоекологічного моніторингу:

– *індивідуальний моніторинг (індивідуальний дозиметричний контроль)* – моніторинг (контроль) з використанням вимірювань, здійснюваних індивідуальними приладами (пристроями), які носять робітники, чи вимірювань кількостей радіоактивних речовин, які знаходяться у них в організмі чи на їх тілі;

– *моніторинг джерела іонізуючого випромінювання* – вимірювання активності викидів радіоактивних матеріалів у довкілля чи потужностей зовнішньої дози від джерел, які мають відношення до установи чи діяльності;

– *моніторинг довкілля* – вимірювання потужностей зовнішньої дози від джерел у довкіллі чи концентрацій радіонуклідів у середовищі;

– *моніторинг (контроль) робочого місця* – моніторинг (контроль) з проведенням вимірів у конкретних умовах робочого місця;

– *моніторинг території* – вид моніторингу (контролю) робочого місця, якому територія контролюється шляхом проведення вимірів у різних точках даної території;

– *спеціальний моніторинг (контроль)* – моніторинг (контроль), що має на меті обстеження конкретної обстановки на робочому місці, у відношенні якого відсутня достатня інформація для підтвердження адекватності здійснюваного контролю, і який передбачає отримання детальної інформації для виявлення будь-яких проблем і визначення майбутніх процедур;

– *поточний моніторинг (контроль)* – моніторинг (контроль), пов'язаний зі здійсненням неперервних операцій, який здійснюється для підтвердження того, що умови роботи, включаючи рівні індивідуальної дози, залишаються задовільними і для забезпечення виконання регулюючих вимог.

Сучасна стратегія радіоекологічного моніторингу навколишнього середовища та джерел іонізуючого випромінювання з метою захисту населення за умов практичної діяльності, в ситуації втручання, аварійного та пролонгованого (хронічного) опромінення наведена в табл. 8.1.

8.1. Типи радіоекологічного моніторингу для різних джерел та умов (МАГАТЕ)

Категорія опромінення	Тип джерела	Тип моніторингу			
		Моніторинг джерела	Моніторинг довкілля	Індивідуальний моніторинг	Оцінка доз
Практична діяльність	Виключене звільнене або очищене	Моніторинг не потрібний			
	Зареєстроване джерело	Вимагається, якщо підходить	Не вимагається		
	Ліцензоване джерело	Вимагається		Не вимагається	Вимагається
	Багато джерел	Вимагається		Не вимагається	Як підходить
Втручання	Аварійна ситуація	Вимагається		Як прийнятно	
	Ситуація пролонгованого опромінення	Як підходить	Вимагається	Не вимагається	Як підходить

Радіоекологічний моніторинг має бути спрямований на радіаційний захист населення і довкілля та залежить від виду та потужності джерел іонізуючого випромінювання, потенційних або існуючих масштабів забруднення середовища, яке досягається за рахунок контролю:

– викидів та скидів радіонуклідів, рівнів радіоактивного забруднення відходів підприємств, що добувають, виготовляють або використовують радіоактивні матеріали;

– внутрішнього опромінення населення й персоналу за рахунок перорального та інгаляційного надходження радіонуклідів у організм, а також за рівнями доз зовнішнього опромінення;

– потужності іонізуючого випромінювання і вмісту радіоактивних речовин у об'єктах навколишнього середовища.

В межах радіоекологічного моніторингу переважна увага приділяється тим радіонуклідам, які або формують найбільші дози опромінення людини, або є кращими індикаторами процесів та радіаційно-ядерних технологій. Такими радіонуклідами є: ^3H , ^{14}C , ^{36}Cl , ^{60}Co , $^{89,90}\text{Sr}$, $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$, $^{103,106}\text{Ru}$, $^{134,137}\text{Cs}$, $^{129,131}\text{I}$, $^{140}\text{Ba}+^{140}\text{La}$, $^{141,144}\text{Ce}$, ^{192}Ir , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra та ^{228}Ra , $^{235,238}\text{U}$, $^{237,239}\text{Np}$, $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am , ізотопи радону ^{222}Rn та ^{220}Rn та їх дочірні продукти розпаду.

В табл. 8.2 наведені рекомендовані МАГАТЕ види пробовідбору і вимірювань для різних типів моніторингу, різних джерел та умов.

8.2. Види вимірювань для різних типів моніторингу (МАГАТЕ)

Вимірюваний параметр (об'єкт)	Пробовідбір/вимірювання	Застосування (категорія опромінення)
Моніторинг джерела іонізуючого випромінювання		
Потужність дози γ -випромінювання від джерела	Стандартне on-line вимірювальне обладнання / неперервні вимірювання	Практична діяльність, втручання
Радіоактивні гази в повітрі (викиди)	Стандартне on-line вимірювальне обладнання / неперервні вимірювання	Практична діяльність, втручання
Радіоактивні аерозолі в повітрі (викиди)	Стандартне on-line вимірювальне обладнання і/або пробовідбір/ аналіз активності радіонуклідів, загальна α - і β -активність	Практична діяльність, втручання
Радіоактивність стічних вод (скиди)	Стандартне on-line вимірювальне обладнання і/або пробовідбір/ аналіз активності радіонуклідів, загальна α - і β -активність	Практична діяльність, втручання
Моніторинг довкілля		

Потужність дози γ -випромінювання від ґрунту	Польові вимірювання мобільними чи стаціонарними дозиметрами/ дискретні або неперервні вимірювання	Практична діяльність, втручання, хронічне (існуюче) опромінення
Радіоактивні аерозолі в повітрі	Пробовідбір на фільтри/ лабораторний аналіз активності радіонуклідів	Практична діяльність, втручання, хронічне (існуюче) опромінення
Радіойод у повітрі	Пробовідбір специфічних фізичних і хімічних форм/ лабораторний аналіз активності радіонуклідів	Практична діяльність, втручання
Радіоактивність дощової води	Дощові пробовідбірники/ лабораторний аналіз активності радіонуклідів	Практична діяльність, втручання
Інтенсивність осадження радіонуклідів	<i>In situ</i> гамма-спектрометрія і відбір проб на горизонтальні планшети/ лабораторний аналіз активності радіонуклідів	Практична діяльність, втручання
Радіоактивне забруднення ґрунту	<i>In situ</i> гамма-спектрометрія, польовий пробовідбір/ лабораторний аналіз активності радіонуклідів	Практична діяльність, втручання, хронічне (існуюче) опромінення
Радіоактивне забруднення кормів і продуктів харчування, води і донних відкладів	Польовий пробовідбір/ лабораторний аналіз активності радіонуклідів	Практична діяльність, втручання, хронічне (існуюче) опромінення

8.3. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів у кормах, сировині, продуктах харчування та питній воді в Європейському співтоваристві, Україні та інших країнах.

Однією з основних складових радіоекологічного моніторингу є радіаційний контроль забруднення сільськогосподарської продукції і продуктів харчування населення, спрямований на виявлення і відбраківку продукції, що не відповідає прийнятим гігієнічним нормативам. Це пов'язано з тим, що встановлення і дотримання гігієнічних регламентів вмісту окремих радіонуклідів у продуктах харчування та питній воді є важливим заходом зменшення доз опромінення населення (осіб категорії В).

До аварії на Чорнобильській АЕС не було гігієнічних нормативів на вміст радіонуклідів у продуктах харчування і все регламентувалося границями річного надходження. В період аварії була розроблена і впроваджена методологія тимчасових допустимих рівнів (ТДР) вмісту радіонуклідів у харчових продуктах і питній воді. В перші кілька тижнів після аварії основним дозоутворюючим радіонуклідом був ^{131}I , об'ємна активність якого в пробах

молока досягала $3,7 \times 10^4 - 3,7 \times 10^5$ Бк/л. На основі критеріїв для прийняття рішень у перші дні після аварії був введений тимчасовий допустимий рівень активності ^{131}I в молоці 3700 Бк/л. 6 травня 1986 р. цей норматив був доповнений допустимим рівнем вмісту ^{131}I в питній воді, молокопродуктах, рибі, столовій зелені. Санітарний аварійний контроль на місцях був розпочатий вже в останніх числах квітня. Молоко з вмістом ^{131}I вище нормативного відправлялося на переробку у продукти, які витримували зберігання протягом термінів, достатніх для розпаду ^{131}I (масло, сири).

Якщо ТДР по ^{131}I призначалися для короткострокового використання в перший місяць після аварії і спиралися на завчасно розроблені рекомендації, то встановлення наступних ТДР по середньо- і довгоживучих радіонуклідах ^{134}Cs , ^{137}Cs і ^{90}Sr вимагало рішення ряду нових принципових питань. Ключовим рішенням, яке в значній мірі вплинуло на подальший розвиток подій і контрзаходів, було прийняття вже 30 травня 1986 р. винятково жорсткого нормативу по молоку – 370 Бк/л по сумарній β -активності. Про поступове зменшення ТДР вмісту радіонуклідів свідчать дані табл. 8.3.

8.3. Тимчасові допустимі рівні вмісту радіонуклідів у питній воді й харчових продуктах, Бк/кг(л) (за даними МАГАТЕ)

Назва продукту	Дата затвердження ТДР після аварії на Чорнобильській АЕС				
	06.05.86	30.05.86	15.12.87	06.10.88	22.01.91
Питна вода	3700	370	20	20	20
Молоко	3700	370	370	370	370
Згущене молоко	–	18500	1110	1110	1110
Сухе молоко	–	3700	1850	1850	1850
Сир	37000	370	370	370	370
Сметана	18500	3700	370	370	370
Рослинна олія	–	7400	370	–	185
Маргарин	–	7400	370	–	185
Тваринні жири	–	–	370	–	185
Сир твердий	74000	7400	370	370	370

Назва продукту	Дата затвердження ТДР після аварії на Чорнобильській АЕС				
	06.05.86	30.05.86	15.12.87	06.10.88	22.01.91
Масло	74000	7400	1110	1110	370
М'ясо, м'ясопродукти	–	3700	1850	1850	740
Яловичина	–	–	2960	2960	740
Свинина, баранина	–	–	1850	1850	740
Домашня птиця	–	3700	1850	1850	740
Яйце	–	1850	1850	1850	740
Риба	37000	3700	1850	–	740
Овочі	–	3700	740	740	600
Листові (столові) овочі	37000	3700	740	740	600
Коренеплоди	–	–	740	740	600
Картопля	–	3700	740	740	600
Свіжі фрукти, ягоди	–	3700	740	740	600
Сушені фрукти, ягоди	–	3700	11100	1110	2900
Сік	–	3700	740	–	–
Варення	–	–	740	–	–
Крупи	–	370	370	370	370
Хліб, хлібопродукти	–	370	370	370	370
Цукор	–	1850	370	370	370
Гриби свіжі	–	18500	1850	–	1480
Гриби сушені	–	–	11100	–	7400
Дикоростучі ягоди	–	–	1850	–	1480
Овочеві, фруктові консерви	–	–	740	740	600
Мед	–	–	740	740	600
Лікарняні трави	–	18500	–	–	7400
Дитяче харчування	–	–	370	370	185

Наказом МОЗ України від 03.05.2006 затверджені Державні гігієнічні нормативи "Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді" (ДР-2006), що запроваджені з метою подальшого зниження дози внутрішнього опромінення населення шляхом обмеження надходження радіонуклідів з продуктами харчування та стимуляції створення і

дотримання виробниками необхідних умов одержання чистої продукції на забруднених територіях.

Харчові продукти, якість яких не відповідає встановленим нормативам, вилучаються з обігу. Ввіз в Україну, збереження і реалізація населенню харчових продуктів, що не відповідають встановленим нормативам, було заборонено. Дані нормативи істотно розширили список контрольованих продуктів харчування, але співпадають з гігієнічними нормативами для основних продуктів раціону харчування людини (молоко, м'ясо, картопля, хліб, риба, овочі, фрукти і т.д.), прийнятими в Україні в 1997 р. (ДР-97).

Розроблені і введені в дію в нинішній час у Білорусі, Росії та Україні нормативи і вимоги до якості і безпеки харчових продуктів (РДУ-99; СанПиН 2.3.2.1078-01; ДР-2006) є близькими між собою, але мають деякі відмінності.

Прийняті в цих країнах після аварії на Чорнобильській АЕС для умов існуючого радіоактивного забруднення неаварійні допустимі рівні вмісту радіонуклідів у продуктах харчування не узгоджуються (є значно нижчими) з критеріями Європейської комісії (ЄС) і ВОЗ/ФАО, сформульованими в Codex Alimentarius і рішеннях Euratom, призначених для організації міжнародної торгівлі, при якій імпортується в країни ЄС менше 10% продуктів харчування (табл. 8.4).

На випадок радіаційної аварії в ЄС вводяться аварійні нормативи на вміст радіонуклідів у продуктах харчування (табл. 8.5) і кормах для сільськогосподарських тварин (Euratom 770/90). Максимально допустимі європейські рівні радіоактивного забруднення (^{137}Cs і ^{134}Cs) в кормах після ядерної або радіаційної аварії складають для свиней – 1250 Бк/кг, птиці, овець, телят – 2500 Бк/кг, інших тварин – 5000 Бк/кг.

8.4. Значення допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs в основних продуктах харчування, які застосовуються в ЄС, Білорусі, Російській Федерації, Україні та Японії

Продукт	Комісія Codex Alimentarius (міжнародна торгівля, 1989)	ЄС, Euratom (1986)*	Білорусь (1999)	Російська Федерація (2001)	Україна (1997, 2006)	Японія (2012)
---------	--	---------------------	-----------------	----------------------------	----------------------	---------------

Молоко	1000	370	100	100	100	50
Дитяче харчування	1000	370	37	40–60	40	50
Молочні продукти	1000	600	50–200	100–500	100	100
М'ясо і м'ясні продукти	1000	600	180–500	160	200	100
Риба	1000	600	150	130	150	100
Овочі, фрукти, картопля, коренеплоди	1000	600	40–100	40–120	40–70	100
Хліб, мука, зернові	1000	600	40	40–60	20	100

* Що стосується харчових продуктів, імпортованих з Японії після аварії на АЕС "Фукусіма-1", то з 2012 р. Європейська комісія застосувала ті самі обмеження щодо вмісту ^{134}C та ^{137}Cs у сільськогосподарських продуктах, які були встановлені урядом Японії для продуктів, споживаних у Японії (Регламент Комісії ЄС № 996/2012 від 26 жовтня 2012 р.).

8.5. Максимально допустимі європейські рівні радіоактивного забруднення продуктів харчування після можливої радіаційної аварії (Euratom № 3954/87, № 944/89)

Група радіонуклідів	Питома активність (Бк/кг або Бк/л)			
	Дитяче харчування	Молочні продукти	Рідкі продукти	Інші продукти
Ізотопи стронцію, особливо ^{90}Sr	75	125	125	750
Ізотопи йоду, особливо ^{131}I	150	500	500	2000
α -випромінюючі ізотопи Pu і трансплутонієвих елементів, зокрема ^{239}Pu та ^{241}Am	1	20	20	80
Всі інші радіонукліди* з періодом піврозпаду більше 10 діб, зокрема ^{134}Cs і ^{137}Cs	400	1000	1000	1250

* ^{14}C і ^3H не включені в цю групу

Згідно НРБУ-97 на випадок радіаційних аварій в Україні (якщо дані радіаційного моніторингу дозволяють зробити досить надійний прогноз розвитку ситуації) нижні межі виправданості і безумовно виправдані дії для прийняття рішення про вилучення, заміну і обмеження вживання радіоактивно-забруднених продуктів харчування наведені в табл.

8.6. Для інших, немолочних продуктів харчування, рівні дії вдвоє вищі. Слід підкреслити, що рішення про обмеження чи про повне вилучення (або заміну) окремих продуктів харчування є об'єктом оптимізації.

8.6. Нижні межі виправданості і безумовно виправдані рівні втручання і дії для прийняття рішення про видалення, заміну і обмеження вживання забруднених окремими радіонуклідами продуктів харчування (НРБУ-97)

Радіоактивне забруднення молока, Бк/л		Нижні межі виправданості	Безумовно виправдані рівні дії
¹³¹ I	для дорослих	400	1000
	для дітей	100	200
^{134,137} Cs		100	400
⁹⁰ Sr	для дорослих	20	200
	для дітей	5	50

8.4. Сучасна радіоекологічна ситуація в Україні

Тривала (протягом 10 днів) і складна динаміка викиду радіоактивних речовин з реактора під час аварії на Чорнобильській АЕС, а також супутня зміна метеорологічних умов призвели до складної картини забруднення величезних територій України. Чорнобильські радіоактивні випадіння представлені паливною компонентою – дрібнодисперсними частинками ядерного палива (паливними частинками) і конденсаційною компонентою, що утворилася в результаті конденсації на поверхні різноманітних носіїв парогазової фази летких продуктів поділу (радіоізотопів I, Te, Cs і, у значно меншій мірі – Sr і Ru), витік яких відбувся при високотемпературному відпалі ядерного палива. Радіонуклідами паливної компоненти (⁹⁰Sr, ^{238–241}Pu, ²⁴¹Am і т.д.) була забруднена, в основному, ближня зона аварії – зона відчуження і прилеглі до неї території на півночі Київської області і на заході Чернігівської. За межами Зони відчуження щільність забруднення ⁹⁰Sr і ТУЕ території сумірна з рівнями глобальних випадінь після випробування ядерної зброї в атмосфері. У прилеглих із 30-км зоною районах щільність забруднення ⁹⁰Sr і ²³⁸Pu території не перевищує 40 кБк/м² і 100 Бк/м², відповідно.

Забруднення території за межами Зони відчуження було пов'язане, в основному, із леткими високорухливими радіоізотопами йоду і цезію, викид

яких відбувався при високотемпературному розігрів ядерного палива. Після виходу з матриці ядерного палива радіонукліди піднімалися в конвективному потоці повітря на значну висоту, конденсувалися на різноманітних носіях і розсіювалися в атмосфері на величезні відстані. Цезієві конденсаційні плями у віддаленій зоні аварії сформувалися за рахунок випадінь ^{137}Cs разом з атмосферними опадами.

У результаті Чорнобильської аварії найбільшого забруднення зазнали південно-західна частина Східноєвропейської рівнини та Українсько-Білоруського Полісся. Найбільшою мірою постраждало сільськогосподарське виробництво і сільське населення країни. Розподіл площ сільськогосподарських угідь за щільністю радіоактивного забруднення наведений в табл. 8.7. На основі радіологічного обстеження, проведеного з травня по липень 1986 р., 57000 га сільськогосподарських угідь в Україні були початково виведені з господарського використання. На початку 1990-х років були виведені ще близько 100 тис. га (лише на 30% цієї території рівень забруднення ^{137}Cs перевищував 555 кБк/м²).

8.7. Площі забруднених сільськогосподарських угідь України станом на 1 січня 1995 р. (П.П. Надточій та ін., 2003)

Область	Загальна площа, га	Щільність забруднення, кБк/м							
		^{137}Cs				^{90}Sr			
		<37	37–185 4 зона	185–555 3 зона	>555 2 зона	<0,7 4	0,74–5,55 4 зона	5,55–111 3 зона	>111 2 зона
Вінницька	238.2	160.5	77.2	0.5	–	13.7	181.0	43.4	–
Волинська	161.6	155.2	6.3	0.1	–	–	–	–	–
Житомирська	618.0	291.1	238.0	42.7	9.9	44.8	1268.1	104.3	0.6
Київська	1537.0	1276.1	212.6	31.6	16.7	29.7	96.1	44.6	0.2
Рівненська	288.7	134.2	310.9	10.7	–	–	–	–	–
Сумська	127.6	115.9	6.4	0.2	–	20.9	–	–	–
Тернопільська	93.8	83.4	10.4	–	–	10.5	85.2	–	–
Чернігівська	1836.9	1762.3	6.9	5.4	0.5	53.0	1694.6	87.7	0.6
Чернівецька	135.5	118.2	17.1	0.5	–	23.7	97.	4.9	–

Черкаська	1326.1	1209.2	110.3	6.5	0.05	–	–	–	0.07
Хмельницька	238.3	198.6	19.79	–	–	48.7	149.2	20.5	–
Івано-Франківська	92.4	71.3	19.163	0.9	–	22.0	67.1	2.2	–
Разом по Україні	6694.2	5576.0	1034.9	98.9	27.1	267	3638.2	307.8	1.4

Тільки в період з 2 до 5 травня 1986 р. разом з населенням з 30-км зони Чорнобильської АЕС було евакуйоване 50000 голів великої рогатої худоби, 13 000 свиней, 3300 овець і 700 коней. Приблизно така ж кількість тварин була вивезена і виведена у наступні тижні. У зв'язку з відсутністю кормів для евакуйованих тварин і труднощами утримання великої кількості тварин на територіях, куди вони були перевезені, був проведений забій евакуйованих тварин. В гострий період після аварії не було можливим диференціювати різні рівні забруднення тварин, і в період з травня по липень 1986 р. загальна кількість забитих тварин становила 95500 голів великої рогатої худоби і 23000 свиней. Велика кількість туш була похована, частина зберігалася в холодильниках, але це призвело до великих гігієнічних, практичних і економічних ускладнень.

В 2293 населених пунктах в 72 районах 12 областей України, які згідно з постановою Кабінету Міністрів України (КМУ) від 23.01.91 р. № 106 та розпорядженнями КМУ від 12.01.93 р. № 17-Р і від 27.01.95 р. № 37-Р віднесені до зон радіоактивного забруднення, починаючи з 1991 р. здійснюється моніторинг об'єктів навколишнього середовища та продуктів харчування. Загальна площа зон радіоактивного забруднення в Україні складала 53,45 тис. км², при цьому на землі сільськогосподарського використання з щільністю забруднення понад 37 кБк/м² припадає 1,2 млн. га. Вимагають реабілітації та повернення до господарського використання 130,6 тисяч гектарів сільськогосподарських угідь, які після аварії були виведені з господарського використання.

Незважаючи на те, що в більшій мірі ґрунти забруднені ¹³⁷Cs в Київській і Житомирській областях, найвищі значення паспортних доз (понад 2 мЗв)

відзначені в населених пунктах Рівненської області. Це пов'язано з аномально високими коефіцієнтами переходу ^{137}Cs з торф'яно-болотних ґрунтів півночі Рівненської області в сільськогосподарську продукцію. Про цю особливість регіону Українсько-Білоруського Полісся було добре відомо ще до аварії. За даними О.М. Марєя (1972) у 1967–1970 рр. в результаті глобальних випадінь рівні забруднення ^{137}Cs молока в цьому регіоні досягали 74 Бк/л. Тому зараз саме ґрунтові розбіжності в основному визначають вплив на радіоактивне забруднення сільськогосподарської продукції. Так, вироблена продукція на чорноземах півдня Київської області, при їхньому значному забрудненні радіоізотопами цезію (до 555 кБк/м²), відповідала усім встановленим нормативам, а в Рівненській області, при випасі великої рогатої худоби і заготівлі сіна на торфовищах, навіть з щільністю забруднення ґрунту нижче 100 кБк/м², і зараз спостерігається перевищення допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs у молоці та м'ясі в 5–15 разів. При вирощуванні картоплі й овочів на цих торф'яниках також можуть спостерігатися перевищення допустимих рівнів вмісту радіоцезію в продуктах харчування.

Протягом післяаварійного періоду радіаційна ситуація в Україні значно поліпшилася завдяки проведенню ретельного радіаційного моніторингу сільськогосподарського виробництва, угідь, продукції, її радіологічному контролю та відбракуванню; здійсненню комплексу контрзаходів у галузі сільськогосподарського виробництва, спрямованих на зниження радіоактивного забруднення продуктів харчування населення; природним автореабілітаційним процесам (радіоактивному розпаду, фіксації та перерозподілу радіонуклідів у ґрунті). З початку 90-х років у громадському секторі України не виробляється продукція, забруднена понад гігієнічні державні нормативи. Протягом останніх років в Україні були ліквідовані колгоспи і радгоспи, відбулася приватизація сільськогосподарських земель. Це призвело до значної зміни структури землекористування. Нині лише близько 20% сільськогосподарської продукції виробляється в фермерських господарствах, при цьому практично вся картопля і молоко виробляється населенням в особистих підсобних господарствах (ОПГ).

На відміну від Білорусі та Росії, в населених пунктах Українського Полісся, розташованих на ґрунтах, які відзначаються аномально високими міграційними властивостями радіоізоотопів цезію, на внутрішнє опромінення населення за рахунок споживання місцевих продуктів харчування припадає основна частина (70–95%) загальної дози опромінення населення. В особистих підсобних господарствах понині виробляється і споживається населенням сільськогосподарська продукція, що не відповідає гігієнічним державним нормативам щодо допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs и ^{90}Sr в продуктах харчування і питній воді (ДР-2006). В 10–15 найбільш критичних селах Рівненської області, в основному в Рокитнівському районі, середня питома активність ^{137}Cs в молоці корів досягає рівня 500–1000 Бк/л. В 2–3 селах Рівненської області спостерігається перевищення ^{137}Cs в картоплі й овочах. Перевищення допустимих рівнів вмісту ^{90}Sr в продуктах харчування в нинішній час в Україні відзначається лише в зерні, яке виробляється на півночі Київської області в Іванківському районі на кордоні з зоною відчуження. Тут вміст ^{90}Sr в зерні може досягати 70 Бк/кг при нормативі для продовольчого зерна 20 Бк/кг. Найвищі рівні вмісту ^{137}Cs зараз відзначаються в лісових грибах (до 50 кБк/кг в свіжих і 200 кБк/кг в сухих), що в 100 разів перевищує допустимі рівні, а також в м'ясі диких тварин на забруднених територіях. Виходячи з динаміки останніх років, рівні радіоактивного забруднення місцевих продуктів харчування, а, відповідно, і дози внутрішнього опромінення населення, стабілізувалися і без застосування контрзаходів будуть зменшуватися вкрай повільно. Особливо повільно буде спадати радіоактивне забруднення лісових екосистем.

У теперішній час вміст радіонуклідів у ґрунтових і поверхневих водах відповідає гігієнічним нормативам для питної води (2 Бк/л) і воді для зрошення (1 Бк/л) і не становлять небезпеки для населення. В 2008-2017рр. вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді р. Прип'ять був нижчим за ДР-2006 більш ніж вдесятеро, і навіть у ставку-охолоджувачі Чорнобильської АЕС відповідав нормативу для питної води. Вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у ґрунтовій воді водозаборів м. Прип'ять і м. Чорнобиль нижчий за ДР-2006 більш ніж у 100 разів. Наукові дослідження і зроблені на їх

основі прогнози показали, що міграція радіонуклідів у ріки із захоронень радіоактивних відходів у зоні відчуження також не становить небезпеки і в майбутньому не чинитиме істотного впливу на радіоактивне забруднення Дніпровського каскаду.

Починаючи з 1987 р. повсюди за межами зони відчуження рівні радіоактивного забруднення повітря відповідали і відповідають чинним гігієнічним нормативам, відповідно, забруднення повітря не становить небезпеки для населення. Проведення сільськогосподарських робіт пов'язане з антропогенним впливом на ґрунт, що призводить до підвищеного пилопідйому радіоактивних речовин. Інгаляційне надходження радіонуклідів у організм механізаторів за один робочий день може перевищувати річне надходження для інших груп населення. І навіть у такому випадку скрізь за межами зони відчуження концентрації радіонуклідів у зоні дихання механізаторів при проведенні сільськогосподарських робіт не перевищують встановлених нормативів.

Контрольні запитання до розділу 8:

1. Радіологічний моніторинг яких об'єктів проводить в Україні Мінприроди?
2. Радіологічний моніторинг яких об'єктів проводить в Україні МНС?
3. Радіологічний моніторинг яких об'єктів проводить в Україні МОЗ?
4. Радіологічний моніторинг яких об'єктів проводить в Україні Мінагрополітики?
5. Радіологічний моніторинг яких об'єктів проводить в Україні Держкомлісгосп і Держводгосп?
6. Як відрізняються допустимі рівні вмісту радіонуклідів у продуктах харчування та питній воді в Європейському співтоваристві, Росії, Білорусі та Україні?
7. Як можна охарактеризувати сучасну радіоекологічну обстановку в Україні?

ПІСЛЯМОВА

Україна – ядерна держава. І хоча у 1991 р. 825 ядерних боєголовок, за сумарним зарядом яких Україна займала третє місце у світі, були відправлені туди, звідки вони були привезені, вона залишилася ядерною країною. Адже Україна буквально насичена тисячами потенційно небезпечних радіаційних об'єктів, має понад дві тисячі населених пунктів з радіаційно напруженим станом. На її території діють чотири атомних електростанції (Запорізька, Південноукраїнська, Рівненська і Хмельницька) з 15-ма енергоблоками; 5 підприємств з видобутку та переробки уранових руд у Кіровоградській, Дніпропетровській та Миколаївській областях з величезними хвостосховищами – місцями складування відпрацьованої уранової руди; 6 міжобласних спеціалізованих комбінатів з переробки та зберігання радіоактивних відходів (Київське, Львівське, Донецьке, Харківське, Дніпропетровське та Одеське); близько 8 тисяч підприємств і організацій, у тому числі наукових установ, які використовують або зберігають понад 100 тисяч джерел іонізуючого випромінювання загальною активністю близько 50 МКі.

Уся майже 80-ти річна історія розвитку ядерної енергетики показала, що найбільша радіаційна небезпека надходить від атомних енергоблоків (ядерних реакторів) АЕС. Понад 90% масштабних радіаційних аварій та інцидентів трапилось саме на АЕС. Найкрупнішими з них, котрим за міжнародною шкалою INIS (International Nuclear Energy Scale) присвоєний максимальний сьомий рівень, стали аварія на Чорнобильській АЕС у 1986 р. і АЕС «Фукусіма-1» у 2011 р.

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС окрім України, Білорусі, Росії радіонуклідному забрудненню були піддані понад 20 країн західної Європи (у першу чергу Швеція, Фінляндія, Норвегія, Австрія). Отже, радіоактивні хмари не знають кордонів. А нашу країну з усіх боків оточують десятки АЕС країн західної і східної Європи, на котрих задіяні майже 200 енергоблоків.

Саме тому проведення постійної оцінки радіаційної обстановки у реальному масштабі часу на території країни, у першу чергу у місцях розташування радіаційно небезпечних об'єктів, з метою прогнозування можливого виникнення і розвитку надзвичайних ситуацій є важливим завданням, що стоїть перед суспільством. Це потребує проведення систематичного моніторингу радіаційного стану навколишнього середовища з метою оперативного отримання всебічної інформації про ситуацію у різних його сферах – атмосфері, літосфері, гідросфері, рослинах, тваринах.

Натепер в Україні створена і діє мережа радіоекологічного моніторингу, яка контролює радіаційну ситуацію в окремих сферах, у тому числі і агросфері. Систематично проводиться збір інформації та її ретельний аналіз про радіаційний стан у регіонах, що підпали під високий рівень радіонуклідного забруднення, в окремих галузях виробництва, триває вивчення закономірностей міграції в об'єктах навколишнього середовища, контролюється їх надходження й накопичення в продукції сільського господарства, продуктах харчування. На основ цих даних з використанням методів математичного моделювання та інших створюються прогнози з рівнів радіонуклідного забруднення об'єктів довкілля, формування можливих доз опромінення біоти.

Література

- Айхімов А.І. Екологічний моніторинг: навчальний посібник. – Харків: вид-во ХНУ ім. В.Н. Каразіна, 2005. – 120 с.
- Бетенеков Н.Д. Радиоэкологический мониторинг: учебное пособие. – Екатеринбург: Изд-во Уральского ун-та, 2014. – 208 с.
- Буравльов Є.П. Системологія: моніторинг і вектор розвитку. – К.: Ін-т пробл. нац. безпеки, 2008. – 260 с.
- Бурдин К.С. Основы биологического мониторинга. – М.: Изд-во МГУ, 1985. – 158 с.
- Величко О.М., Гало М., Дубич І.І., Шпенник Ю.О. Основи екології та моніторингу довкілля: навчальний посібник. – Ужгород: УжНУ, 2001. – 285 с.
- Величко О.М., Зеркалов Д.В. Екологічний моніторинг: навчальний посібник. – К.: Наук. світ, 2001. – 250 с.
- Гайченко В.А., Гудков І.М., Кашпаров В.О., Кічно В.О., Лазарев М.М., Практикум з радіобіології та радіоекології. – К.: Кондор, 2010. – 286 с.; 2-е видання. – Херсон: Олді-Плюс, 2014. – 278 с.
- Гелашвили Д.Б. Экологический мониторинг. Методы биологического и физико-химического мониторинга: Учебное пособие. – К.: 2000. – 347 с.
- Герасимов И.П. Научные основы современного мониторинга окружающей среды. – М.: Надра, 1991. – 424 с.
- Гудков І.М. Радіобіологія: підручник. – Херсон: Олді-Плюс, 2016. – 504 с.
- Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О., Кутлахмедов Ю.О., Гудков Д.І., Лазарев М.М. Радіоекологія. – К.: НАУБіП України. – 2011. – 368 с.; 2-е видання. – Херсон: Олді-Плюс, 2013. – 467 с.
- Дуднікова І.І., Пушкін С.П. Моніторинг довкілля. Ч. 2. – К.: Вид-во Європ. ун-ту, 2007. – 313 с.
- Егоров Ю.А., Казаков С.В. Радиационный экологический мониторинг в районе АЭС. Радиационная безопасность АЭС. Под ред. Ю.А. Егорова. М.: Энергоатомиздат, 1985, вып. 9. – С. 59-69.
- Израэль Ю.А. Глобальная система наблюдений. Прогноз и оценка окружающей природной среды. Основы мониторинга // Метеорология и гидрология. – 1974. – № 7. – С. 3-8.
- Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 560 с.
- Израэль Ю.А. Основные принципы мониторинга окружающей природной среды и климата. Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды. Труды 11 Межд. симп. Л.: Гидрометеиздат, 1982. – С. 5-14.
- Израэль Ю.А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. – С.-Пб: Прогресс-погода, 1996. – 356 с.
- Клименко М.О., Прищеп А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля: підручник. К.: Вид-во центр «Академія», 2006. – 360 с.
- Криволуцкий Д.А. Биомониторинг и биоиндикация. – М.: Мир, 1995.

Кубланов С.Х., Шпаківський Р.В. Моніторинг довкілля: навчально-методичний посібник. – К.: ДПКПК МЕУ, 1998. – 92 с.

Медведев В.В. Мониторинг почв Украины. Концепция. Итоги. Задачи. – Харьков: КП «Городская типография», 2012. – 536 с.

Моніторинг довкілля: підручник / Боголюбов В.М., Кліменко М.О., Мокін В.Б. та ін.; за ред.. В.М. Боголюбова і Т.А. Сафранова. – Херсон: Грінь Д.С., 2013. – 530 с.

Перепелятников Г.П. Основы общей радиоэкологии. – К.: Атіка, 2008. – 460 с.

Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика. – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний., 2006. – 286 с.

Экологический мониторинг: учебно-методическое пособие. / Под ред. Т.Я. Ашихминой. М.: Академпроект, 2006. – 416 с.

Munn R.E. Global environmental monitoring system (GEMS). – Toronto, Canada: Scope Report, 1973. – 130 p.

Додаток. РАДІОМЕТРИЧНІ І ДОЗИМЕТРИЧНІ ПРИЛАДИ

2.1. Класифікація дозиметричних і радіометричних приладів. 2.2. Індикатори радіоактивності. 2.3. Рентгенометри-радіометри. 2.4. Дозиметри. 2.5. Правила відбору та підготовки проб для радіометрії радіоспектрометрії. 2.6. Радіометри. 2.7. Радіоспектрометри.

На озброєнні радіологічних служб України стоять прилади не тільки вітчизняного, а й закордонного виробництва. І аббревіатура їх назв тут наводиться на мові оригіналу. Іноді вони співпадають з українською, а іноді – ні. Наприклад, ДП-5: «дозиметрический прибор» і «дозиметричний прилад»; ИД-11: «индивидуальный дозиметр» і «індивідуальний дозиметр».

2.1. Класифікація дозиметричних і радіометричних приладів

Дозиметричні і радіометричні прилади залежно від призначення діляться на декілька типів (табл. 2.1). Хоча слід відзначити, що зробити це не просто, так як більшість приладів здатні виконувати декілька завдань.

2.1. Типи дозиметричних і радіометричних приладів

Тип приладів	Призначення	Найменування
Індикатори радіоактивності	Виявлення іонізуючих випромінювань (головним чином γ -радіації) і орієнтовна оцінка потужності дози.	ДП-64, ИМД-2С, ИМД-21С та інші
Рентгенометри-радіометри	Оцінка потужності дози іонізуючих випромінювань на місцевості. Виявлення і визначення ступеня радіоактивного забруднення поверхонь, обладнання, техніки, обмундирування.	ДП-5А, ИМД-5, ИМД-2НМ СРП 68-01, СРП-88, ДП-12, ДРБП-03, МКС-АТ 1117М, ДП-100М РУБ-01-П6
Дозиметри	Визначення сумарної дози, головним чином γ -радіації, яку отримує особистий склад під час перебування на забрудненій радіоактивними речовинами місцевості.	ДКП-50, ИД-1, ИД-11, ДГИ-14, ИД-02, ДК-02, КДТ-02 та інші
Радіометри	Оцінка вмісту радіонуклідів у певному матеріалі, речовині, продуктах, фуражу.	РУБ-01-П6, ИМД-12, ДРБП-03, МКС-АТ 1117М
Радіоспектрометри	Виявлення окремих радіонуклідів та кількісна оцінка їх вмісту радіонуклідів у певному матеріалі, речовині, продуктах, фуражу.	СЕБ-01-70, СЕБ-01-150, СЕГ-001«АКП-С»-63, СЕГ-001м«АКП-С»-63, СКС-99 «Спутник», СУГ-1М, «Гамма-Плюс»

Радіаційне спостереження здійснюють за допомогою індикаторів радіоактивності, а також рентгенометрів-радіометрів, які дозволяють оцінювати потужність дози на місцевості і ступінь радіоактивного забруднення різних об'єктів.

2.2. Індикатори радіоактивності

ДП-64. Станіонарний (станційний) дозиметр – прилад дозиметричного контролю, відомий ще під назвою «Індикатор-сигналізатор», так як призначений для забезпечення звукової і світлової сигналізації при наявності γ -радіації. Він складається з пульту сигналізації, блока детектування, з'єднаних гнучким 20-метровим кабелем (рис. 2.1).



Рис. 2.1. Прилад ДП-64.

Поява періодичних спалахів індикаторної лампи і водноч звукової сигналізації свідчить про те, що в районі розміщення блока детектування потужність експозиційної дози γ -радіації перевищує $0,2 \text{ Р/год}$.

При роботі приладу у звичайному режимі контроль здійснюється не рідше, ніж один раз на добу.

ИМД-2С. Аналогічний прилад (рис. 2.2) з діапазоном оцінки потужності дози γ -випромінювання від 10 до 1000 рад/год. При перевищенні порогових значень подає звуковий сигнал.



Рис. 2.2. Прилад ИМД-2С.

ИМД-21С. Також подібний прилад (рис. 2.3) з діапазоном вимірювання потужності дози γ -випромінювання від 1 до 10000 Р/год. і подачею світлового сигналу за перевищення порогових значень при 1, 5, 10, 50 в 100 Р/год.



Рис. 2.3. Прилад ИМД-21С.

2.3. Рентгенометри-радіометри

Для вимірювання рівня іонізуючої радіації на місцевості і забруднення радіоактивними речовинами продовольства, води, техніки, а також людей, зокрема у перебігу проведення радіаційної розвідки призначени рентгенометри-радіометри.

ДП-5А (дозиметричний прилад, дозиметр польовий) – наймасовий військовий радіометр-рентгенометр (рис. 2.4) – типовий представник категорії переносних приладів групового дозиметричного (і радіометричного) контролю. Розроблений ще у 50-і роки минулого століття, він у різних модифікаціях успішно дожив до наших днів. Версія з літерою А – найперша. Потім були Б, В (рис. 2.5), М (медичний) і остання – ВБ. Прилад розроблявся для армії в можливих умовах суворої радіаційної обстановки і не призначений для точної оцінки доз, особливо малих. Тому він не чутливий до потужностей доз нижче 50 мкР/год., дозволяючи оцінювати потужність гамма-фону саме від цього значення до 2×10^5 мР/год. За допомогою нього можна виявляти і β -випромінювання.



Рис. 2.4. Радіометр-рентгенометр ДП-5А.

Призначений для оцінки відносно великих потужностей доз прилад успішно використовувався під час гострого періоду аварії на Чорнобильській АЕС як для оцінки радіаційної обстановки, так і для рівня забруднення деяких об'єктів, зокрема майна, техніки і навіть продовольства.



комплекті.

Рис. 2.5. Прилад ДП-5В у

ИМД-5 – рентгенометр-радіометр (рис. 2.6), призначений для оцінки потужностей поглинутої дози γ -випромінювання у широкому діапазоні – від 0,05 мрад/год. до 200 рад/год. і виявлення β -випромінювання.



Рис. 2.6. Прилад ИМД-5 у комплекті.

ИМД-2НМ. Аналогічний прилад (рис. 2.7), призначений для вимірювання потужностей поглинутих доз γ -випромінювання і виявлення β -випромінювання. Діапазон оцінки потужностей доз γ -випромінювання від 10 мкрад/год до 1000 рад/год. Подає звуковий сигнал при перевищенні порогових значень потужностей доз γ -випромінювання 0,1 мрад/год. і 0,1 рад/год.



Рис. 2.7. Прилад ИМД-2НМ.

2.4. Дозиметри

При дії на людину іонізуючої радіації ядерного вибуху чи за інших ситуацій, а також зовнішнього опромінення в зонах радіоактивного забруднення основним фактором, що визначає ступінь ураження особистого складу і тварин, є доза опромінення. Визначення доз радіації, що отримується, здійснюється за допомогою приладів вимірювачів доз – *дозиметрів*.

Залежно від призначення дозиметри ділять на три типи:

- кишенькові прилади для індивідуального дозиметричного контролю,
- переносні прилади групового дозиметричного і радіаційно-технологічного контролю і
- стаціонарні прилади для дозиметричного і радіаційно-технологічного контролю.

ДП-22В Комплект індивідуальних дозиметрів

Комплект призначений для вимірювання дози γ -опромінення людини (рис. 2.8). У нього входять 50 індивідуальних дозиметрів ДКП-50А (дозиметр кишеньковий прямопоказуючий) (рис. 2.9), які зберігаються у гніздах

спеціального укладального ящика і видаються в умовах забрудненої радіонуклідами місцевості, і зарядний пристрій ЗД-5.



Рис. 2.8. Комплект індивідуальних дозиметрів ДП-22В.

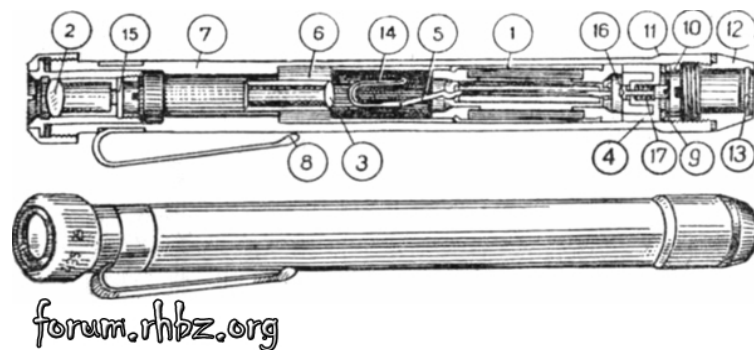


Рис. 2.9. Дозиметр ДКП-50А та його будова: 1 – конденсатор, 2 – окуляр, 3 – об’єктив, 4 – обойма, 5 – внутрішній електрод, 6 – іонізаційна камера, 7 – корпус, 8 – держак, 9 – кільце, 10 – гайка, 11 – резинове кільце, 12 – наконечник, 13 – скло, 14 – кварцева нитка, 15 – шкала з поділками від 0 до 50 Р, 16 – контакт для зарядки, 17 – пружина контакту.

Основними частинами дозиметру є конденсатор, іонізаційна камера, електроскоп з кварцевою ниткою, оптичний пристрій. Ці деталі знаходяться у корпусі з дюралюмінію, довжина якого складає 130 мм, діаметр – 13 мм і маса – 50 г. Дозиметр забезпечує оцінку дози від 2 до 50 Р, тобто розрахований на екстремальні ситуації.

Існує ціла низка подібних приладів індивідуального дозиметричного контролю, розрахованих на різні діапазони вимірювання доз. Деякі з них наведені на рис. 2.10.



Рис. 2.10. Загальний вигляд приладів індивідуального дозиметричного контролю: *a* – зарядний пристрій ЗД-6; *б* – комплект індивідуальних дозиметрів ИД-02; *в* – дозиметр КИД-1; *г* – дозиметр ИК-02; *д* – дозиметр ДКП-50А; *е* – дозиметр ИД-1.

ИД-1. Комплект індивідуальних дозиметрів, до складу якого входять 10 вимірювачів дози ИД-1 і зарядний пристрій ЗД-6 (рис. 2.11). Призначений для оцінки поглинених доз γ - і змішаного γ - n (нейтронного) опромінення в діапазоні від 20 до 500 рад.



Рис. 2.11. Комплект індивідуальних дозиметрів ИД-1.

ИД-02. Аналогічний комплект, котрий складається з 10 індивідуальних дозиметрів ИД-02 і зарядного пристрою ЗД-6 (рис. 2.12). Забезпечує вимірювання поглиненої дози γ -випромінювання в діапазоні практично від 0 до 200 мрад, тобто на низькі дози, які можна отримати у звичайних умовах, працюючи протягом робочого дня-тижня в радіометричній лабораторії, на підприємстві ядерного паливного циклу.

ДГИ-14. Комплект складається з вимірювачів поглиненої дози γ -випромінювання ИД-14 і вимірювального пристрою УИ-14 (рис. 5.12). Застосовується для реєстрації доз у діапазоні від 0,005 до 500 Гр.



Рис. 2.12. Дозиметричний комплект ДГИ-14.

МКС-05 «ТЕРРА». Дозиметр-радіометр (рис. 2.13) індивідуального дозиметричного контролю дає можливість вимірювання еквівалентної дози (ЕД) і потужності еквівалентної (ПЕД) дози, часу накопичення еквівалентної дози, а також поверхневої щільності потоку β -частинок. Діапазони вимірювання потужності еквівалентної дози γ - і рентгенівського випромінювань (^{137}Cs) 0,1–9999 мкЗв/год., відносна погрішність вимірювання $\pm 15\%$. Розміри і маса як у мобільного телефону.



Рис. 2.13. Дозиметр-радіометр МКС-05 «ТЕРРА».

Дозиметр-радіометр має п'ять незалежних вимірювальних каналів з виведенням на рідкокристалічний дисплей, вбудований лічильник Гейгера-Мюллера. Конструктивні особливості дозволяють оцінювати гамма-фон за 10 с, а при вимірюванні β -забрудненості здійснювати автоматичне віднімання гамма-фону. Прилад може працювати в автоматичному режимі зі звуковою сигналізацією перевищення запрограмованого порогового рівня. Прилад комплектується двома гальванічними елементами, має індикатор розряду джерела живлення.

ДКС-02П «Кадмій пошуковий». Дозиметр γ -випромінювання індивідуальний з пошуковою функцією (рис. 2.14) призначений для вимірювання потужності еквівалентної дози γ - і рентгенівського випромінювання. Використовується також для контролю несанкціонованого переміщення радіоактивних матеріалів, пошуку джерел радіоактивного випромінювання.



Рис. 2.14. Дозиметр "Кадмій пошуковий".

Дозиметр обладнаний детектором γ -випромінювання типу "СЕЛДИ" (CsJ-сцинтилятор-фотодіод), має два режими сигналізації – сигналізація перевищення порогових рівнів та кожного зареєстрованого γ -кванта, автоматичним вибором інтервалів діапазонів вимірювання. Живиться дозиметр від двох нікель-кадмієвих акумуляторів.

ДКС-АТ3509. Індивідуальний дозиметр (рис. 2.15) і його модифікації ДКС-АТ3509А, ДКС-АТ3509В, ДКС-АТ3509С призначені для вимірювання індивідуальної еквівалентної дози і потужності дози короткочасного й безперервного рентгенівського й γ -випромінювання.

Прилад забезпечує вимірювання у діапазоні 7,5 порядків по потужності дози, має роздільну звукову й світлодіодну сигналізацію. Управління режимами роботи, обробка інформації, висновок на шкалі з підсвічуванням, самоконтроль виконуються мікропроцесором. Енергонезалежна пам'ять здатна зберігати накопичену дозу та історію її нагромадження при відключеному живленні. Дозиметр може використовуватися автономно або в складі системи дозиметричного контролю: дозиметр–пристрій зчитування – ЕВМ. Програмне забезпечення дозволяє здійснювати зміну порогів по дозі й потужності дози, заборону/дозвіл вибору порогів по дозі й потужності дози від кнопки на передньої панелі дозиметра, зміну інтервалу накопичення доз від 1 до 255 хв. і можливість визначення накопичених доз за будь-який інтервал часу протягом робочої зміни, автоматичний запис у пам'ять до 800 значень доз, подання доз у вигляді графіків, формування звітів, автоматичний запис інформації в базу даних, документування.



Рис. 2.15. Індивідуальний дозиметр ДКС-АТ3509.

ДКГ-08А "Скаут". Дозиметр (рис. 2.16) призначний для виміру амбієнтного еквівалента дози γ -випромінювання при радіаційному контролі на підприємствах, моніторингу радіаційної обстановки, пошуку джерел іонізуючого випромінювання, пішохідній γ -зйомці місцевості, індивідуальної дозиметрії.



Рис. 2.16. Загальний вигляд дозиметра ДКГ-08А "Скаут" (а)
та дозиметр у зарядному пристрої (б).

Вимірювання дози, накопиченої за увесь час роботи приладу, проведення вимірів одночасно дозволяє вести облік малих збільшень дози (наприклад, за робочу зміну), оскільки представляється довгим багатозначним числом, що дозволяє впевнено розрізнити десяті частки мкЗв.

ДКГ-01Д «Гарант». Універсальний дозиметр γ -випромінювання (рис. 2.17) застосовується при радіаційному контролі на підприємствах, моніторингу

радіаційної обстановки, пошуку джерел іонізуючого випромінювання, пішохідній гамма-зіомці місцевості. Він являє собою переносний прилад оперативного контролю з пам'яттю на 1000 результатів або стаціонарний прилад контролю динаміки зміни радіаційного фону із записом результатів ("чорний ящик").



Рис. 2.17. Дозиметр ДКГ-01Д "Гарант" із зарядним пристроєм.

ДКГ-05Д. Дозиметр (рис. 2.18) призначений для вимірювання поточної еквівалентної дози та її потужності. Застосовується в індивідуальній дозиметрії. Програмне забезпечення дозволяє встановлювати систему постійного дозиметричного контролю і моніторингу опромінення персоналу на підприємстві.



Рис. 2.18. Індивідуальний дозиметр ДКГ-05Д: а – загальний вигляд; б – вимірювальний пристрій; в – зарядний пристрій; г – касета з дозиметрами.

СРП 68-01. Дозиметр-радіометр (сцинтиляційний радіометр пошуковий, широко відомий під назвою «Пошук») (рис. 5.19), також виконує функції переносного приладу групового дозиметричного контролю. Призначений для вимірювань радіоактивності матеріальних ресурсів, зокрема пошуку радіоактивних руд, прилад широко використовується для радіаційного контролю навколишнього середовища. Він значно чутливіший за ДП-5 – за його допомогою можна з точністю до 10% оцінювати потужність радіаційного фону у діапазоні 0–3000 мкР/год.



Рис. 5.19. Дозиметр-радіометр СРП 68-01.

Створений у 1968 р., що засвідчує одна з цифр його маркування, прилад широко застосовувався під час гострого періоду аварії на Чорнобильській АЕС, успішно з високою точністю виконуючи роль як дозиметра, так і багатоцільового радіометра. Він і тепер застосовується для визначення радіаційного фону, гамма-моніторингу місцевості та інших завдань.

Створений у 1988 р., тобто після аварії на Чорнобильській АЕС, на його основі більш компактний дозиметр-радіометр **СРП-88**, виявився, на жаль, менш надійним в експлуатації і роботі.

МКС-04Н. Радіометр-дозиметр (рис. 2.20) призначений для вимірювання потужності еквівалентної дози зовнішнього рентгенівського і γ -випромінювання, щільність потоку β -частинок від забрудненої поверхні, а також питому активність β -радіонуклідів в зразках води, фуражу, продовольстві, продуктах харчування, продукції рослинництва і тваринництва.

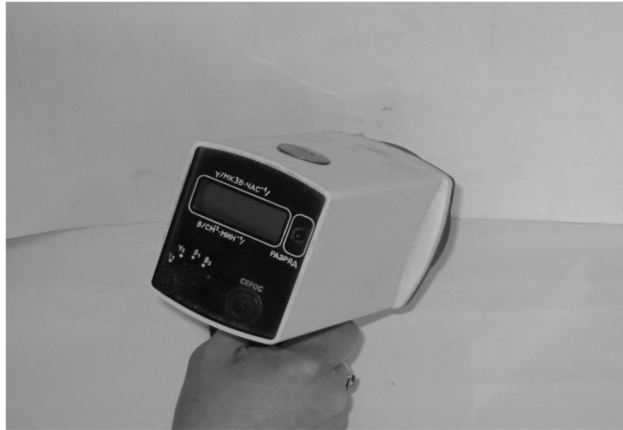


Рис. 2.20. Радіометр-дозиметр МКС-04Н.

Робота приладу заснована на сцинтиляційному методі реєстрації іонізуючих випромінень.

Діапазон вимірювання потужності еквівалентної дози рентгенівського та γ -випромінювання в положенні « γ_1 » від 0,1 до 99 мкЗв/год і в положенні « γ_2 » – від 1 до 999 мкЗв/год. при енергії випромінювання 0,1–3 МеВ.

Діапазон вимірювання щільності потоку β -частинок з енергією від 1 до 999 част./см²хв в положенні « β_1 » та від 10 до 9999 част./см²хв – « β_2 ».

2.5. Радіометри

Радіометри – це прилади, які дозволяють виявити місця радіоактивного забруднення і оцінити загальний рівень радіоактивності, ступінь забруднення різних об'єктів. Як правило, це прилади комплексного призначення, за допомогою яких можна вимірювати не тільки ці показники, а й ряд інших – потужність дози, отриману дозу.

РУБ-01-П6. Радіометр (рис. 2.21) відноситься до приладів спеціального призначення. Він використовується для санітарно-гігієнічного контролю об'єктів природного середовища, сировини, фуражу, продовольства та інших матеріалів на вміст в них радіонуклідів цезію.

Принцип дії радіометра заснований на сцинтиляційному методі визначення радіоактивності – перетворенні світлових спалахів у кристалі йодистого натрію активованого талієм під дією γ -квантів радіоцезію в інтенсивність лічби імпульсів електричного струму.

Радіометр дозволяє проводити вимірювання питомої та об'ємної радіоактивності проб з питомою масою $0,25\text{--}1,5\text{ г/см}^3$ та будь-якою вологістю, а також може бути використаний для експресного визначення вмісту радіонуклідів цезію в організмі людини.



Рис. 2.21. Детектор та вимірювальний пристрій радіометру РУБ-01-П6.

Діапазон вимірювання становить від 20 до 2×10^5 Бк/кг, Бк/л при об'ємі проби 1 л і від 270 до $2,7 \times 10^6$ Бк/кг, Бк/л – при об'ємі проби 0,05 л.

ИМД-12. Це комбінований радіометр і вимірювач потужності дози (рис. 2.22) призначений для оцінки потужності дози у діапазоні від 0,1 мкР/год. до 999 Р/год., питомої β -активності забруднених продовольства, фуражу і води у діапазоні $10^{-6}\text{--}10^{-3}$ Кі/кг або $10^3\text{--}10^7$ β -частинок/см².хв., α -активності – $10^{-4}\text{--}10^{-1}$ Кі/кг.



Рис. 2.22. Радіометр ИМД-12.

ДРБП-03. Також комбінований прилад (рис. 2.23), призначений для вимірювання потужності дози в діапазоні $0,1-3 \times 10^6$ мкЗв/год., дози –випромінювання в діапазоні 0,001– 9999 мЗв та оцінювання щільності потоку α - і β -частинок з забруднених поверхонь.



Рис. 2.23. Радіометр ДРБП-03.

МКС-АТ 1117М. Також комбінований прилад, призначений для радіометрії і дозиметрії (рис. 2.24). За допомогою нього можна оцінювати потужність дози рентгенівського, β - і нейтронного випромінювання, а також щільність потоку α -, β -частинок і нейтронів з забруднених поверхонь.



Рис. 2.24. Радіометр МКС-АТ 1117М в комплекті.

2.6. Радіоспектрометрія

Як окрему дуже важливу складову радіометрії виділяють радіоспектрометрію з відповідними напрямками: альфа-спектрометрія, бета-спектрометрія, гамма-спектрометрія і т.п. *Радіоспектрометрія – це комплекс фізико-хімічних прийомів, за допомогою яких потік змішаних іонізуючих випромінювань за специфічними спектрами випромінювання можна розділити на окремі та якісно і кількісно оцінити внесок кожного радіонукліду у загальну радіоактивність.* Саме цьому слугують прилади, які називаються радіоспектрометрами.

Установки для радіоспектрометрії

Основними елементами радіоспектрометра є детектори випромінювання, електронні блоки для обробки аналогових сигналів, живлення детектора, цифроаналогові перетворювачі, накопичувачі, або міні-ЕОМ. Для укомплектування сцинтиляційного радіоспектрометра можуть бути використані наступні блоки (рис. 2.25).

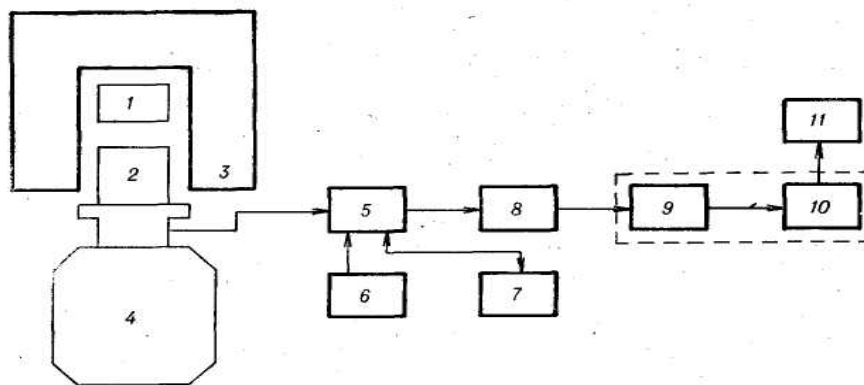


Рис. 2.25. Блок-схема спектрометра з напівпровідниковим детектором: 1 – зразок, що вимірюється, 2 – детектор, 3 – свинцевий захист, 4 – посуд Дьюара, 5 – передпідсилювач, 6 – високовольтний блок живлення, 7 – низьковольтний блок живлення, 8 – підсилювач, 9 – аналогово-цифровий перетворювач, 10 – накопичувач, 11 – реєструючий пристрій.

Детектор – один зі сцинтиляційних блоків, що відрізняються розмірами кристала сцинтилятора. Більші розміри забезпечують більшу ефективність реєстрації і чутливість, але нижчу енергетичну чутливість і здатність відокремлювати випромінювання різних нуклідів.

Детектори зібрані в одному корпусі із передпідсилювачем. Для живлення останнього на блок подається напруга порядку 12 В від джерела, що забезпечує силу струму близько 5 мА. Таке живлення використовують від підсилювача амплітуд імпульсів. Багато блоків електроніки (підсилювачі, аналого-цифрові перетворювачі й т.п.), необхідні для гамма-спектрометрів, випускають у вигляді окремих блоків у системі приладів і блоків для наукових, а також прикладних досліджень «Вектор».

З них набирають необхідний комплект, що встановлюють у блокові каркаси, що забезпечують кріплення блоків, їхнє живлення від універсального джерела живлення. Блокові каркаси входять до складу багатоканальних аналізаторів АМ-А-02Ф, АИ-4096-90, які мають також аналого-цифрові перетворювачі БПА 2-97, БПА 2-95, БПА-01Ф с максимальним числом каналів 4096. До складу аналізатора АИ-1024 входить підсилювач імпульсів і аналого-цифровий перетворювач на 1024 каналу. Живлення 12 В для передпідсилювача можна отримувати від окремого блока живлення.

Для живлення детектора використовують джерела напруги 800–2500 В силою струму близько 2 мА й стабільністю 0,002–0,005% від номінального.

Таким вимогам відповідає укомплектований усіма необхідними блоками *спектрометр γ -випромінювання СЕГ-С-06* зі сцинтиляційними блоками детектування, призначений для вимірювання спектрів γ -випромінювання в діапазоні енергій 0,1–3 МеВ.

Спектрометр має підсилювач, звідки сигнал надходить на аналого-цифровий перетворювач. Спектр запам'ятовується в пристрої накопичення й обробки інформації, потім виводиться на дисплей накопичувача або ж паперову стрічку через спеціальний пристрій. Всі електронні блоки живляться від універсальних джерел живлення.

Для комплектування напівпровідникового спектрометра використовують наступні блоки й пристрої. Напівпровідникові детектори (НПД) типу ДГДК виконують функції, аналогічні сцинтиляторам. Джерелом високої напруги може бути блок БНВ-31 або високовольтний блок пристрою УИ-36, до складу якого входять також передпідсилювач і підсилювач.

Аналізатори імпульсів використовуються ті ж, що й у сцинтиляційному спектрометрі. Перевагу віддають аналізаторам АИ-4096-90 або АМ-А-02Ф, що забезпечують накопичення спектру в 4096 каналів.

До складу аналізаторів АМ-А-02Ф входить мікро-ЕОМ, яка забезпечує обробку накопичених спектрів амплітуд імпульсів і виведення інформації на друкувальний пристрій або дисплей.

СЕБ-01-70. Спектрометр енергії β -випромінювання (рис. 2.26) призначений для виміру активності β -випромінюючих радіонуклідів у пробах об'єктів навколишнього середовища, продуктах харчування, воді, радіоактивних розчинах, в аерозольних фільтрах, у зразкових джерелах β -випромінювання. Спектрометр призначений для використання в радіологічних лабораторіях, на АЕС, у медичних установах, СЕС, у ветеринарних лабораторіях та інших областях.



Рис. 2.26. Загальний вигляд спектрометра СЕБ-01-70: *а* – реєструючий пристрій на базі ПК; *б* – детектор у свинцевому захисті.

Спектрометр дає можливість роздільного визначення ^{90}Sr і ^{90}Y , що дозволяє проводити вимірювання зразків відразу після радіохімічного виділення ^{90}Sr , не чекаючи двох тижнів досягнення стану рівноваги.

СЕБ-01-150. Спектрометр енергії β -випромінювання (рис. 2.27) призначений для вимірювання активності β -випромінюючих радіонуклідів у пробах об'єктів навколишнього середовища, води, радіоактивних розчинах, продовольстві і фуражу, продуктах харчування та інших об'єктах з діапазоном вимірювання активності $0,1\text{--}10^5$ Бк/кг і в діапазоні енергій від 0,1 до 3,5 МеВ. Можливе роздільне визначення ^{90}Sr і ^{90}Y , яке дозволяє проводити вимірювання зразків відразу після радіохімічного виділення ^{90}Sr , не чекаючи стану рівноваги (два тижня). Це один з небагатьох приладів, який дозволяє водночас оцінювати за радіоактивністю β -випромінювання вміст ^{90}Sr , ^{137}Cs і ^{40}K у зразку без використання методів радіохімічного чи фізичного концентрування.



Рис. 2.27. Зовнішній вигляд спектрометра СЕБ-01-150: *а* – детектор у свинцевому захисті; *б* – перерахунковий пристрій на базі персонального комп'ютера.

Прилад широко використовується в медичних закладах, лабораторіях ветеринарної медицини, в тому числі і у військово-ветеринарних підрозділах.

СЕР-001 “АКП-С”-63. Спектрометр енергії γ -випромінювання (рис. 2.28) призначений для визначення якісного й кількісного складу γ -випромінюючих радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища, фуражі,

продовольстві, продуктах харчування, будівельних матеріалах, радіоактивних відходах.

Спектрометр дозволяє визначати широкий набір γ -випромінюючих радіонуклідів в діапазоні енергій 0,1–3 МеВ. Мінімально вимірювана активність при зовнішньому фоні 15 мкР/год. і експозиції 1 год. в посудині Марінеллі 1 л: по ^{137}Cs – 1,2, по ^{226}Ra – 6,0, по ^{40}K – 20, по ^{232}Th – 3,0 Бк.

Прилад може застосовуватися як для експертних вимірювань, так і для експрес-контролю на неперевищення припустимих рівнів за дуже короткий час – хвилини та секунди.



Рис. 2.28. Загальний вигляд спектрометра СЕГ-001 «АКП-С»-63: *a* – реєструючий пристрій на базі ПК; *б* – детектор у свинцевому захисті.

СЕГ-001м «АКП-С»-63. Спектрометр енергій γ -випромінювання сцинтиляційний (рис. 2.29) призначений для визначення якісної й кількісної сполук радіонуклідів у пробах продуктів харчування, фуражі, продовольстві, сільськогосподарській продукції, будівельних матеріалах, металобрухті, радіоактивних відходах, об'єктах навколишнього середовища.



Рис. 2.29. Зовнішній вигляд спектрометра СЕГ-001м «АКП-С»-63: *а* – детектор у свинцевому захисті; *б* – перерахунковий пристрій.

Результати обробки видаються на рідкокристалічний індикатор. З метою проведення експрес-контролю прилад може застосовуватися для оснащення радіаційних служб будь-яких напрямів, включаючи військово-ветеринарну службу.

Спектрометр дає можливість контролю зразків на неперевикнення допустимого рівня змісту радіонуклідів за короткий час (експрес-аналіз). Може використовуватися в умовах підвищеної вологості й пилоутворення і має надійний захист від комах.

Розбірна конструкція захисту дозволяє переносити прилад і розвертати вимірювальний пост у будь-якому зручному місці і дає можливість використання приладу в пересувних лабораторіях.

Вимірювана інформація автоматично зберігається і є можливість перегляду й обробки інформації на стаціонарному комп'ютері.

“Мультирад-Гамма”. Гамма-спектрометр сцинтиляційний – прилад з високочутливим сцинтиляційним детектором (рис. 2.30) призначений для вимірювання активності γ -випромінюючих радіонуклідів у рахункових зразках і інших об'єктах; прижиттєвого визначення активності γ -випромінюючих радіонуклідів у тілі й органах людини (ЛВЛ-Гамма); визначення радіонуклідного складу досліджуваних об'єктів.

Спектрометр застосовується при радіаційному контролі харчової й сільськогосподарської продукції, будівельних матеріалів, продукції лісового господарства, питної води й ін.; в охороні праці, радіаційному контролі, радіоекологічних моніторингових дослідженнях, технологічному контролі на підприємствах, наукових дослідженнях.

Мінімальна вимірювана активність (на рахунковий зразок) по ^{137}Cs – 3 Бк, по ^{232}Th – 7 Бк, по ^{226}Ra – 8 Бк, по ^{40}K – 40 Бк з основною погрешністю вимірювання не більше $\pm 10\%$.



Рис. 2.30. Детектор-сцинтилятор до гамма-спектрометра “Мультирад-Гамма” в свинцевому захисті та без захисту.

Конструктивні особливості приладу дозволяють вести автоматичний облік густини речовини зразка, поточний контроль за працездатністю спектрометра й стабільністю його метрологічних характеристик, автоматичний розрахунок невизначеності кожного вимірювання.

СКС-99 "Спутник". Прилад (рис. 2.31) застосовується для радіаційного контролю продукції в лабораторіях ветсанекспертизи відповідно до ветеринарних правил; вхідному радіаційному контролі м'ясної сировини й контролі готової продукції в лабораторіях ветсанекспертизи м'ясопереробних підприємств відповідно до ветеринарних правил; радіаційному контролі сировини й готової продукції в лабораторіях ветсанекспертизи молокопереробних підприємств та прижиттєвому вимірюванні активності

радіонукліда ^{137}Cs у великої рогатої худоби перед забоєм. Він успішно застосовується для контролю фуражу і продовольства в армії.

Спектрометр дозволяє проводити виміри питомої активності радіонуклідів ^{137}Cs і ^{131}I у сільськогосподарській продукції як у стандартній вимірювальній посудині Марінеллі об'ємом 0,5 літра, так і без проведення пробовідбору (геометрія "2л"). При цьому як вимірюваний об'єкт може виступати, наприклад, фляга з молоком, частина туші тварини, банка з медом, мішок з картоплею й т.п.

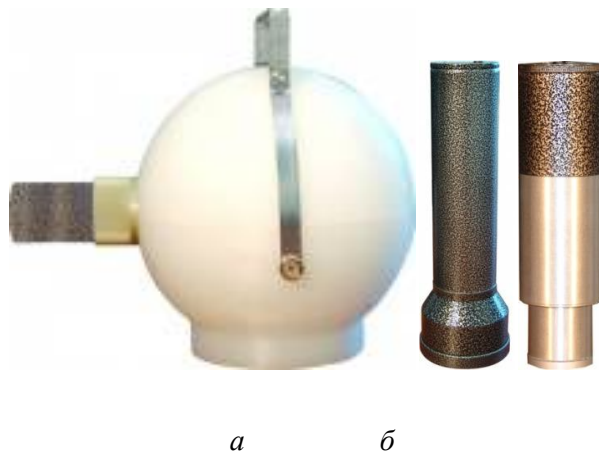


Рис. 2.31. Загальний вигляд спектрометра SKS-99 "Спутник": *a* – загальний вигляд; *б* – детектори.

Програма, записана у розрахунковому пристрої приладу, дозволяє встановлювати контрольні рівні, визначені нормативними документами, що регламентують порядок і правила оцінки радіаційної безпеки продукції тваринного й рослинного походження лабораторіями ветсанекспертизи на продовольчих ринках. У процесі вимірів прилад періодично проводить обробку набраного спектра й порівняння отриманих результатів з відповідним контрольним рівнем. SKS-99 "Спутник" дозволяє одержати відповідь про відповідність "чистої" продукції контрольному рівню менш, ніж за 5 хв.

Дооснащення SKS-99 "Спутник" спеціальним свинцевим коліматором і проведення відповідних калібрувань дає можливість проводити наступні види вимірів: виміру туш, напівтуш і т.п., підвішених на гаках, що істотно спрощує

процес вимірів при вхідному радіаційному контролі м'ясної сировини на м'ясопереробних підприємствах, а також проводити прижиттєве визначення активності радіонукліда ^{137}Cs у тварин перед забоєм.

„Гамма Плюс”. Універсальний спектрометричний комплекс (рис. 2.32), призначений для спектрометрії джерел γ -, β - і α -випромінювань. Він дозволяє поводити ідентифікацію і визначення питомої радіоактивності радіонуклідів у пробах різного походження, у тому числі фуражу, продовольстві та інших об'єктах ветеринарного нагляду. Комплекс успішно використовується у лабораторіях радіаційного контролю різних відомств, включаючи медичні і ветеринарні підрозділи Міністерства оборони.



Рис. 2.32. Загальний вигляд комплексу „Гамма Плюс”.

Комплекс забезпечений такими найчастіше вживаними методиками підготовки зразків для вимірів:

1. Прискореного радіохімічного виготовлення зразків проб продовольства (і фуражу) для визначення активності ^{137}Cs і ^{90}Sr .
2. Виготовлення зразків ґрунту для оцінки активності ^{90}Sr .
3. Радіохімічного виготовлення зразків проб води для оцінки загальної альфа- і бета-активності. І окрема методика для оцінки активності ^{210}Po , загальної альфа-активності (без ^{210}Po) і загальної бета-активності.

СУГ-1М. Спектрометр універсальний γ -випромінювання (рис. 33) призначений для визначення питомої (об'ємної) активності ^{137}Cs у зразках ґрунту, грубих кормів (сіна, соломи), молока, м'яса, риби та рибних продуктів, овочів, фруктів та деяких інших об'єктів. Крім того, він дозволяє здійснювати прижиттєвий контроль вмісту цього радіонукліду у м'язах тварин.

Діапазони вимірювання питомої (об'ємної) активності ^{137}Cs гамма-спектрометром СУГ-1М складають:

- | | |
|------------------------------------|--------------------------------|
| – для ґрунту | 2,6–160×10 ⁴ Бк/кг; |
| – для продукції | 2,0–40×10 ⁴ Бк/кг; |
| – для прижиттєвого контролю тварин | 1,0–74×10 ⁴ Бк/кг. |



Рис. 33. Гамма-спектрометр СУГ-1М: 1 – зарядний пристрій і пульт керування; 2 – коліimator з блоком детектування.

Методика забезпечує визначення питомої (об'ємної) активності ^{137}Cs в зразках і при прижиттєвому контролі тварин в діапазоні вимірювань приладу із основною відносною похибкою $\pm 30\%$ для $P=0.95$.

Обов'язковою умовою ефективного використання можливостей гамма-спектрометра є вибір найбільш “чистого” місця для проведення контролю. Для забезпечення вимірювання із необхідною похибкою активності, що відповідає нижній межі паспортного діапазону вимірювань, потужність еквівалентної дози

(ПЕД) зовнішнього γ -випромінювання в місці вимірювання (природний фон плюс додаткове випромінювання, що формується за рахунок ^{137}Cs) при використанні методики не повинна перевищувати 0,2 мкЗв/год (20 мкР/год) для визначення питомої активності ^{137}Cs у зразках та не перевищувати 0,3 мкЗв/год (30 мкР/год) для прижиттєвого контролю тварин. Крім того, існуюча забрудненість місця контролю повинна бути однорідною – показники гамма-фону з різних напрямків вимірювання не повинні відрізнятися більш, ніж на 30% один від одного.



Перелік радіометрів і дозиметрів можна було б продовжити. В Україні, в країнах СНД та інших існують десятки фірм, які виробляють такі прилади. Проте всі вони схожі, хоча і розрізняються за чутливістю, набором завдань які вони можуть виконувати, портативністю. Тут були наведені основні як давніх типів і марок, так і нові, які можна зустріти на озброєнні радіологічних служб різних спрямувань.

Контрольні запитання до додатку:

1. Класифікація радіометричних і дозиметричних приладів.
2. Що реєструє дозиметр?
3. Що реєструє радіометр?
4. Класифікація дозиметрів.
5. Які методи виявлення іонізуючих випромінювань покладені в основу роботи

дозиметричних і радіометричних приладів ДКП-50А, МКС-05 «Терра», ДП-5А, СРП 68-01, РУБ 01-П6, СЕБ-01-150, СЕГ-001м «АКП-С»-63, СУГ-1М?

6. Що означає цифра «50» у назві дозиметра ДКП-50А і цифра «68» у назві СРП 68-01?
7. У якому діапазоні дозволяє вимірювати потужність дози дозиметр СРП 68-01?
8. Яка приблизно потужність радіаційного фону на більшості території України у теперішній час в одиниці СІ і у позасистемних одиницях?

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА

1. МОНІТОРИНГ. ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ	000
1.1. Основні визначення і поняття	
1.2. Об'єкти, предмети та види моніторингу	
1.3. Екологічний моніторинг	
1.4. Цілі та завдання екологічного моніторингу	
1.5. Основні положення екологічного моніторингу	
2. РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЯК СКЛАДОВА ЧАСТИНА ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ	
2.1. Основні визначення та поняття	
2.2. Джерела радіоактивного забруднення навколишнього середовища	
2.3. Цілі та завдання радіоекологічного моніторингу	
2.4. Складові радіоекологічного моніторингу	
2.5. Комплексний радіоекологічний моніторинг	
2.6. Методологія радіаційного контролю та радіоекологічного моніторингу	
2.7. Організація та функціонування системи радіоекологічного моніторингу	
3. РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ	
3.1. Джерела надходження радіоактивних речовин в атмосферу	
3.2. Вимоги до організації спостережень за радіоактивним забрудненням атмосферного повітря	
3.3. Пости спостережень, програми і терміни спостережень	
3.4. Методи відбору проб повітря та оцінювання його радіоактивності	
3.5. Супутні метеорологічні спостереження при відборі проб повітря	
3.6. Оцінювання стану атмосферного повітря щодо забруднення окремими радіонуклідами	
3.8. Радіоактивне забруднення атмосфери при пожежах на забруднених радіонуклідами територіях	
3.7. Радіоекологічне нормування якості атмосферного повітря	
4. РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ГРУНТІВ	
4.1. Джерела радіоактивного забруднення ґрунту	
4.2. Міграція радіонуклідів у ґрунті	
4.3. Об'єкти і методи радіоекологічного моніторингу ґрунту	
4.4. Проведення гамма-зйомки над поверхнею ґрунту	
4.5. Відбирання проб ґрунту	
4.6. Підготовка проб ґрунту до радіометрії та спектрометрії	
4.7. Визначення щільності радіонуклідного забруднення ґрунту	
4.8. Методологічні підходи до прогнозування радіоактивного забруднення ґрунтів	
5. РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ВОДОЙМ	
5.1. Джерела надходження радіоактивних речовин у водойми	
5.2. Завдання радіоекологічного моніторингу водойм	
5.3. Методи відбору проб води та оцінювання їх радіоактивності	
5.4. Захист водойм від надходження радіонуклідів	
5.5. Методи оцінювання та прогнозування радіоактивного забруднення водойм	
6. РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ БІОТИ	

- 6.1. Шляхи надходження радіоактивних речовин у рослини
- 6.2. Шляхи надходження радіоактивних речовин до організму тварин
- 6.3. Специфіка радіонуклідного забруднення гідробіонтів
- 6.4. Особливості поведінки радіонуклідів в біоценозах
- 6.5. Організація спостережень за станом біоти на забруднених радіонуклідами територіях
- 6.6. Вплив тварин на міграцію радіоактивних речовин

7. РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ СФЕРИ АГРОПРОМИСЛОВОГО ВИРОБНИЦТВА

- 7.1. Мета і завдання радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва
- 7.2. Об'єкти радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва
- 7.3. Структура системи радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва
- 7.4. Складові радіоекологічного моніторингу продукції агропромислового виробництва

8. ОРГАНІЗАЦІЯ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ В УКРАЇНІ Й СВІТІ

- 8.1. Організації, що здійснюють радіоекологічний моніторинг в Україні
- 8.2. Міжнародні рекомендації з питань радіоекологічного моніторингу навколишнього середовища і опромінення населення
- 8.3. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів у кормах, сировині, продуктах харчування та питній воді в Європейському співтоваристві, Україні та інших країнах
- 8.4. Сучасна радіоекологічна ситуація в Україні

ПІСЛЯМОВА

ЛІТЕРАТУРА

ДОДАТОК: Прилади дозиметричного і радіометричного контролю.

