

SOURCES OF RADIATION CONTAMINATION OF ENVIRONMENT, DOSES OF EXPOSURE AND THEIR BIOLOGICAL CONSEQUENCES

Demchuk V.V., Martyniuk O.V., Fedorenko O.V., Troyan L.V.

ДЖЕРЕЛА РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ, ДОЗИ ОПРОМІНЕННЯ ТА ЇХНІ БІОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ

В

**ДЕМЧУК В.В.,
МАРТИНЮК О.В.,
ФЕДОРЕНКО О.В.,
ТРОЯН Л.В.**
ДУ "Інститут гігієни та
медичної екології
ім. О.М. Марзєєва
АМН України",
м. Київ

ажливим досягненням другої половини минулого сторіччя є практичне освоєння ядерної енергії. На жаль, людство вступило в ядерну епоху найгіршим з можливих шляхів — створення ядерної зброї та її застосування (Хіросіма, Нагасакі 1945 р.). Наступні численні випробування ядерної зброї, а також порушення ядерного технологічного циклу для виробництва електроенергії призвели до багаторазових викидів радіонуклідів у довкілля. Суспільство також впритул зіткнулося з проблемою зберігання і переробки радіоактивних відходів.

Перелічені вище обставини сприяли формуванню у суспільстві негативного ставлення до ядерної енергетики, аж до її повного неприйняття [1, 2]. Однак парадоксом є те, що стурбованість з приводу погіршення радіаційної обстановки часто межує у свідомості людей з досить обмеженими уявленнями (або повною їх відсутністю) про механізми радіаційного забруднення, а також

про природні чинники, що впливають на поширення і трансформацію радіонуклідів у довкіллі. Радіоактивне забруднення нерідко уявляється якоюсь однорідною субстанцією, що заповнює навколишнє середовище, на зразок "теплороду" або "ефіру". Така точка зору суперечить результатам численних досліджень, в яких безперечно доведено, що радіонукліди техногенного походження потрапляють в оточуюче середовище переважно у вигляді мікрочастинок, а забруднення довкілля не є однорідним [3].

На нашу думку, одна з причин хибних уявлень криється у неознаності або нерозумінні того, що утворення радіоактивного забруднення пов'язане з фізико-хімічними процесами, які відбуваються на атомарному (або молекулярному) рівні, у той час як радіоактивність є властивістю ядер елементів, тобто належить до іншого, більш глибокого рівня будови матерії. Друга причина — ігнорування впливу самого природного середовища на утворення, поширення і трансформацію забруднення.

У цьому огляді наводяться відомості про найбільш вагомі джерела надходження радіонуклідів у довкілля за останні шістьдесят років. При цьому основна увага зосереджується на тому, в якому вигляді і в яких кількостях радіонукліди потрапили в оточуюче середовище у результаті тих чи інших подій. Фізико-хімічні властивості урану і плутонію (найістотніших на даний час екологічних забруднювачів), а також ряд чинників, що визначають їхню подальшу поведінку в екосистемі, викладаються у короткій формі.

Джерелами природної радіоактивності є нукліди з дуже великими періодами напіврозпаду, які разом з їхніми коротко-

ИСТОЧНИКИ РАДИАЦИОННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ, ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ И ИХ БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ

Демчук В.В., Мартынюк О.В., Федоренко О.В., Троян Л.В.

В обзоре приводятся сведения о наиболее весомых источниках поступления радионуклидов в окружающую среду за последние шестьдесят лет (ядерные испытания, аварии на промышленных предприятиях атомной энергетики и т.п.).

Обращается внимание на то, что радионуклиды техногенного происхождения попадают в окружающую среду преимущественно в виде микрочастиц.

Сведения о факторах, определяющих дальнейшее поведение радиоактивных частиц в экосистеме, дозы облучения и биологические последствия радиоактивного загрязнения окружающей среды подаются кратко.

Ключевые слова: атомная энергетика, выбросы АЭС, горячие частицы, радиоактивное загрязнение, радионуклиды, плутоний, уран, обедненный уран, обогащенный уран, ядерные испытания.

© Демчук В.В., Мартинюк О.В., Федоренко О.В.,
Троян Л.В. СТАТТЯ, 2010.

SOURCES OF RADIATION CONTAMINATION OF ENVIRONMENT, DOSES OF EXPOSURE AND THEIR BIOLOGICAL CONSEQUENCES

Demchuk V.V., Martyniuk O.V., Fedorenko O.V., Troyan L.V.

The information about the weightiest sources of radionuclides intake in surrounding environment over a period of last sixty years (nuclear tests, accidents on the industrial enterprises of atomic energy etc.) is given in the review. It is emphasized that radionuclides of technological

origin get to environment as microparticles mainly.

Information about factors determining the subsequent behavior of radioactive particles in ecosystem, doses of exposure and biological consequences of radioactive contamination of environment are given in short.

Keywords: atomic energy, NPP emissions, hot particles, radioactive contamination, radionuclide, plutonium, uranium, depleted uranium, enriched uranium, nuclear tests.

нуючими дочірніми продуктами знаходяться у Землі з часу її формування, а також нукліди, утворені космічним випромінюванням у верхніх шарах атмосфери [4, 5]. Діючи сукупно, ці джерела створюють природний радіоактивний фон, який є невід'ємною складовою середовища існування людства.

У результаті практичної діяльності людей природні радіонукліди, що знаходяться у земній корі, можуть бути викинуті в атмосферу. Вагомими джерелами прямих атмосферних викидів, що існували задовго до освоєння штучної радіоактивності, є процеси видобування, переробки та використання корисних копалин (вугілля, нафти, фосфатів тощо). Так, наприклад викиди радіонуклідів в атмосферу при виробництві фосфатних добрив оцінюються у 90 Бк ^{238}U і 10^6 Бк ^{222}Rn на кожен тону переробленої руди [1].

При спалюванні вугілля на теплових електростанціях в атмосферу, крім вуглекислого газу (наслідок — парниковий ефект) і сполук сірки (наслідок — кислотні дощі), надходить радон і викидається сажа (продукт конденсації вуглецю за умов нестачі кисню або занадто низьких температур), що містить радіонукліди торієвого ряду.

Науковцями різних країн неодноразово порівнювалося радіаційне забруднення, яке створюється тепловими і атомними електростанціями (ТЕС і АЕС). У результаті багаторічних досліджень було доведено, що кількість радіоактивних речовин, які викидаються в атмосферу ТЕС, які працюють на вугіллі, у багато разів перевищує викиди АЕС, які працюють у штатному режимі [6]. Однак історичний досвід свідчить також і про те, що ця оптимістична картина різко змінюється че-

рез аварії на АЕС, які супроводжуються значними викидами радіоактивних речовин.

Джерела радіоактивного забруднення штучними радіонуклідами. Штучні радіонукліди складають важливий клас екологічних забруднювачів, які можуть потрапляти у довкілля через різноманітні технологічні процеси. Найпоширенішими джерелами забруднення навколишнього середовища штучними радіонуклідами є [3, 6, 7]

□ випадіння від випробувань ядерної зброї;

□ викиди підприємств ядерного паливного циклу (ЯПЦ);

□ викиди у результаті ядерних аварій;

□ витоки у результаті порушення умов зберігання ядерних відходів.

Хронологічні таблиці подій, що супроводжувалися викидами штучних радіонуклідів у довкілля і мали найбільший суспільний резонанс, представлені у роботах [3, 8].

Випробування ядерної зброї. З 1945 року в атмосфері, на землі, під землею і під водою було проведено понад 2000 ядерних вибухів військового призначення. Крім того, ряд підземних випробувань було проведено з мирною метою. За існуючими оцінками [7, 9], у результаті ядерних випробувань в атмосферу було викинуто близько $1,1 \cdot 10^{16}$ Бк $^{239,240}\text{Pu}$. Головним чином це сталося під час випробувань зброї потужністю більше мегатонни до 1963 року. Велика частина викинутого в атмосферу плутонію потрапила у морську донні відкладення [10].

Під час ядерного вибуху в умовах високих температур і тиску, що виникають в обмеженому просторі, значна кількість урану і плутонію миттєво випаровується і перебуває в атомарному, іонізованому стані.

Тобто створюються сприятливі умови для подальшої конденсації радіоактивних речовин. Тому після ядерних випробувань в усіх без виключення випадках в атмосфері і на поверхні землі виявлялися високоактивні мікрочастинки, що отримали назву "гарячих частинок". Розміри і форма частинок, їхній хімічний склад і співвідношення активностей (γ/β) залежали від конструкції і потужності вибухового пристрою, а також від умов вибуху [3, 6].

Як правило, на великих висотах виявлялися щільні сферичні частинки малого розміру з рівномірним розподілом активності. Водночас на поверхні землі і у ґрунті, окрім сферичних частинок розміром до 1 мм з рівномірним розподілом радіонуклідів, було виявлено частинки розмірами до одиниць міліметрів з нерівномірним поверхневим забрудненням. Останні являють собою різноманітні сплавлені або частково сплавлені плутонієві частинки і великі агломерати, що складаються з окремих маленьких частинок і відрізняються своїми властивостями. Значна радіоактивність (90-95%) виявляється пов'язаною з частинками розміром понад 200 мкм. Разом з тим завжди ідентифікуються частинки розміром менше 50 мкм, у тому числі й інгаляційна фракція (розміром менше 10 мкм). На додаток до плутонію і урану під час досліджень також виявляється америцій, пов'язаний з частинками [11, 12].

Аварії літальних і космічних апаратів з ядерними пристроями. Після аварій американських літаків Б-52, які мали 4 термоядерні бомби (Паломарес, Іспанія, 1966 р., Туле, Гренландія, 1968 р.), землею поверхнею було розсіяно частинки (від субмікронної фракції аж до фрагментів міліметрових розмірів), які містили

^{239}Pu , [13]. Поблизу Туле ^{239}Pu з бомб осів у ділянках, вкритих льодовиками, і у донних морських відкладеннях [14].

Джерелом значного глобального зараження атмосфери плутонієм виявилася система допоміжного ядерного енергетичного забезпечення, що знаходилася на американському супутнику, який згорів на висоті близько 46 км біля Мозамбікської протоки незабаром після запуску у квітні 1964 року. Він містив металевий плутоній переважно у вигляді ізотопу ^{238}Pu . У докілья було розсіяно приблизно $6,3 \cdot 10^{14}$ Бк ^{238}Pu [15], осадження 95% якого завершилося наприкінці 1970 року.

Падіння радянського супутника "Космос 954" (Канада, 1978 р.) з реактором на борту також зробило свій внесок у забруднення навколишнього середовища радіоактивними компонентами від субмікронних фракцій до паливних фрагментів. У результаті згоряння в атмосфері частина ядерного палива (за оцінками, приблизно 25% від загальної маси) потрапила в атмосферу [3, 15].

Боєприпаси і амуніція з вмістом збідненого урану. Збіднений уран (Depleted Uranium, DU), що містить 0,2-0,3% ^{235}U , утворюється як побічний продукт у процесі збагачення урану [3, 6, 8]. Через оригінальність фізичних властивостей збіднений уран застосовується для цивільних і військових потреб. Через велику густину ($19,07 \text{ г/см}^3$) він використовується як противаги і баласт в авіабудуванні. Крім того, збіднений уран використовується у вигляді модифікатора, що підвищує міцність металевих конструкцій, наприклад паливних баків військових транспортних засобів, а також у вигляді осердя (керн) бронейних снарядів. При зіткненні з

перешкодою 20-30% осердя розпорошується. Оскільки збіднений уран є сильним окислювачем, то спалахування пилу, що утворюється, здатне значно збільшити температуру горіння [16].

Боєприпаси зі збідненим ураном використовувалися під час війни у Перській затоці, конфліктів у Боснії, Герцеговині, а також у Косово. Після завершення військових дій у пробах ґрунту, взятих у зоні руйнувань, викликаних застосуванням боєприпасів зі збідненим ураном, було знайдено інгаляційну фракцію частинок від субмікронних розмірів до 30 мкм [16-19]. Збіднений уран у частинках знаходився у вигляді окислів UO_2 , U_3O_8 або їхньої суміші. Частинки з вмістом урану у стані сильного окислення також було знайдено після пожеж у місцях зберігання боєприпасів зі збідненим ураном. Екологічні та біологічні наслідки розсіяння збідненого урану у навколишньому середовищі розглянуті у роботах [16, 17, 20-22].

Як було встановлено [23], у результаті аварій літаків, оснащених противагами із збідненого урану, також відбувається розпорошення збідненого урану з подальшим його попаданням у докілья.

Викиди підприємств ядерного паливного циклу. Нині атомними електростанціями виробляється близько 17% світового видобутку електроенергії [7]. Загальносвітова тенденція розширення кола ядерних держав, збільшення числа об'єктів ядерного енергетичного циклу, а також нарощування їхньої потужності дають вагомий підстави вважати, що ядерний паливний цикл є переважачим джерелом викидів радіонуклідів після припинення випробувань ядерної зброї. Особливо небезпечними у цьому плані є аварійні ситуації на ядерних об'єктах, які супроводжуються витоком радіоактивності [15].

У результаті численних досліджень встановлено, що під час аварій на підприємствах ядерної промисловості викид у докілья відбувається переважно у вигляді гарячих частинок. Причому радіоактивні частинки можуть потрапляти в оточуюче середовище як у результаті високотемпературних (пожежі, вибуху), так і низько-

температурних аварійних процесів (витоку при порушенні герметичності). Властивості частинок (розміри, форма, хімічний склад, активність тощо) залежать від характеру і масштабів аварії.

Так, наприклад, мали місце викиди у море і атмосферу на переробних заводах у Tokai (Японія) і Cap de la Hague (Франція). В останньому випадку у стічних водах підприємства було знайдено ^{60}Co , ^{106}Ru , ^{125}Sb , ^{90}Sr , ізотопи цезію і плутонію, а також частинки, які містять ^{54}Mn [24]. Дослідження також показали, що фільтруюча здатність місцевих донних відкладень є вкрай низькою і не виключає можливості поширення ізоотопів Cs, ^{106}Ru і ^{125}Sb у Ла-Манші та їх подальше переміщення у Північне, Норвезьке і Баренцове море.

Масштабне забруднення радіонуклідами відбулося поблизу переробного заводу Windscale (Sellafield) у Великобританії. Протягом 1951-1957 років через корозію крізь вентиляційну систему реактора з повітряним охолодженням було викинуто приблизно 20 кг урану у вигляді паливних частинок розміром до 700 мкм з пластівцевою структурою, відмінною від тієї, що спостерігається у Чорнобильських випадіннях [25]. А після пожежі 1957 року на виробничій території було знайдено локалізовані гетерогенні утворення. На відстані до 4 км від місця аварії було знайдено частинки розміром від 20 мкм до 500 мкм [3]. Сукупний аварійний виток $^{239, 240}\text{Pu}$ в Ірландське море оцінюється у $6,9 \cdot 10^{14}$ Бк [26].

Значне занепокоєння викликає екологічний стан поблизу виробничого об'єднання "Маяк" (Челябінської області, Росія), який є комплексом з переробки ядерного палива [3, 27-29]. За масштабністю забруднень ситуація поблизу ВО "Маяк" часто порівнюється з наслідками Чорнобильської катастрофи. За даними роботи [30], активність викидів становила $1,0 \cdot 10^{17}$ Бк у річку Теча (1949-1956); $2,0 \cdot 10^{16}$ Бк — в озеро Карачай (1951-1992), $8,0 \cdot 10^{17}$ Бк — у результаті Киштимської аварії (1957). Нині концентрація радіонуклідів у воді озера Карачай становить $1,9 \cdot 10^{11}$ Бк/м³ ^{137}Cs , $1,5 \cdot 10^{11}$ Бк/м³ ^{90}Sr + ^{90}Y , а у

донних відкладеннях — $2,2 \cdot 10^{13}$ Бк/м³ (¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr + ⁹⁰Y сукупно). Радіоактивні частинки, що містять уран, і важкі метали знайдено безпосередньо у річці Теча, перетвореній на каскад водоймищ-відстійників, а також у донних відкладеннях і ґрунтах в її басейні.

Нині також встановлено присутність радіоактивних частинок двох видів у річці Єнісей [31], які пов'язують з викидами гірничовидобувної промисловості Красноярська і Сибірського хімічного комбінату.

Серед аварій на підприємствах ядерного енергетичного циклу події 26 квітня 1986 р. на 4-му блоці Чорнобильської АЕС посідають особливе місце [32-35]. Відзначимо тільки найбільш істотні для цього огляду факти [3, 25, 36-40].

Основний викид радіонуклідів з ушкодженого реактора у довкілля (радіоактивні гази, аерозолі і велика кількість паливних частинок) відбувся у десятиденний період гасіння пожежі, що виникла після вибуху.

Частинки уранового палива, що утворилися на початковій стадії аварії (вибух), склалися з ядра, яке містить UO₂, і поверхневих шарів збідненого урану, були відносно інертними до вилугування. На противагу цьому частинки, що утворилися під час пожежі, склалися з ядра UO₂, поверхневих шарів окисленого урану, були чутливими до вилугування.

За рахунок випадіння понад 200000 км² території виявилися забрудненими ізотопом ¹³⁷Cs з густиною, що перевищує $3,7 \cdot 10^4$ Бк/м². Понад 70% цієї території припадають на Білорусь, Росію та Україну. Забруднення є надзвичайно нерівномірним і збільшене у тих місцях, де під час проходження забруднених мас повітря йшли дощі. Найбільша кількість стронцію і радіоактивних ізотопів плутонію випала на відстані до 100 км від зруйнованого реактора через великі розміри частинок. Водночас частинки малих розмірів (10-20 мкм) було знайдено на відстанях до 2000 км від місця аварії [41-43].

Складування і переробка відпрацьованого ядерного палива. Робота реактора супроводжується виснаженням палива (зменшенням концентрації ²³⁵U) і накопиченням про-

дуктів поділу. Після декількох років роботи виснажені паливні елементи замінують новими, а видалені із реактора складають на якийсь час для охолодження і дезактивації, а потім переміщують у сховища для довгострокового зберігання.

Початковий склад відпрацьованого палива залежить від типу палива і рівня його виснаження, конструкції реактора і з часом змінюється. У період зберігання від 10 до 10³-10⁴ років основну екологічну небезпеку становитиме ²⁴¹Am, у період 10⁴-10⁵ років найнебезпечнішими виявляються ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu і ²⁴³Am, а через 10⁶ років переважача радіоактивність буде

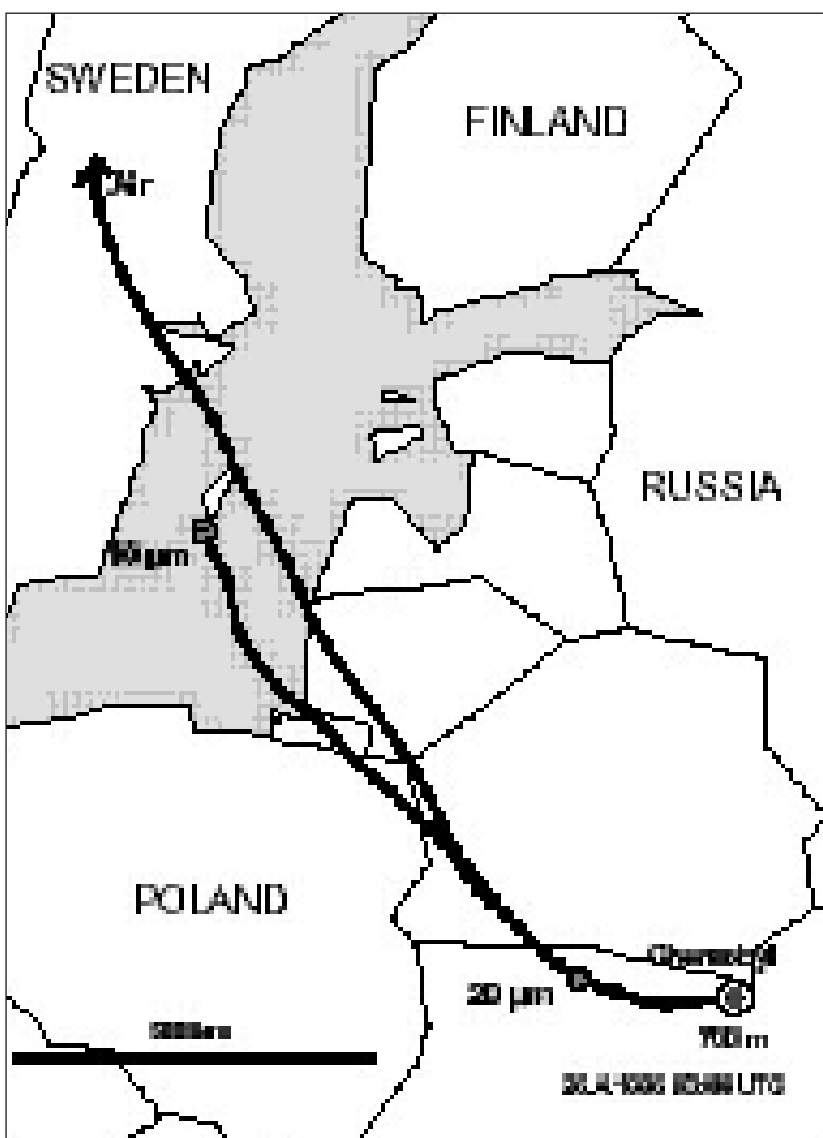
пов'язаною з ізотопами ²³⁷Np і ²²⁹Th [44].

Відпрацьоване паливо є цінною сировиною, яка після його дезактивації може вийматися із сховищ і піддаватися повторній переробці. Переробка відпрацьованого палива на спеціалізованому підприємстві дозволяє виділити уран і плутоній, відокремити їх, а потім повторно використати у реакторах. Нині через обмежені можливості технології і тривалий період дезактивації повторній переробці піддаються тільки 5-10% відпрацьованого палива.

Продукти, які залишаються після повторної переробки, збираються у контейнери для

Рисунок

Траєкторії потоку повітря і частинок з аеродинамічним діаметром 10 мкм і 20 мкм, викинутих під час Чорнобильської аварії 26 квітня 1986 року



Примітка: Ефективна висота викиду — 700 м. Перерозподіл частинок за рахунок конвекційного підйому повітря до 1000 м не враховано [43].

поховання на "звалищах" радіоактивних відходів, оскільки вони непридатні для подальшого використання. Утилізація радіоактивних відходів зараз є серйозною екологічною проблемою. Оскільки поховання продуктів на великих морських глибинах або їх наземне складування у важкодоступних місцях не дає вагомих гарантій щодо порушення герметичності контейнерів і попадання радіонуклідів у довкілля. Так, наприклад, протягом 1959-1991 років велику кількість радіоактивних відходів було складовано у Росії у районах Абросимове, Степове і на Новій Землі. Дослідження показали, що у пробах донних відкладень, узятих в околицях складування контейнерів, спостерігається збільшення кількості ізотопів плутонію і продуктів його поділу, а також ідентифіковано частинки, які містять ^{60}Co [3].

Через широке практичне застосування урану і плутонію викиди цих елементів у довкілля стали однією з основних проблем сучасної радіаційної екології.

Поведінка радіонуклідів у довкіллі. Радіоактивні частинки, викинуті у навколишнє середовище, осідають на поверхні землі і на дні водоймищ, заб-

руднюючи місцевість навкруги джерела викиду. Під час вибухів і пожеж дрібні фракції (розміром менше 20 мкм) виносяться потоками повітря у верхні шари атмосфери і можуть розсіюватися на великій площі (рис.; випробування ядерної зброї, аварії космічних апаратів, аварії у Windscale і Чорнобилі) [3, 15, 45-47].

Потрапляючи у річки і моря, частинки розміром менше 50 мкм у вигляді колоїдної суспензії також можуть переноситися на значні відстані (витоки у Cap de la Hague, Windscale, р. Теча, р. Єнісей) [48, 49].

Описані процеси формують первинне забруднення довкілля радіонуклідами. Подальше переміщення радіонуклідів в екосистемі залежить від їхнього фізико-хімічного стану і навколишніх умов [50]. Радіонукліди мають тенденцію накопичуватися у ґрунтах і донних відкладеннях водосховищ. Подальший їхній рух пов'язаний з процесами ерозії, пожежами [51] і вторинним переміщенням за рахунок здійманьям вітру [52]. У водних системах радіонукліди легко адсорбуються на поверхнях рослин і мікроорганізмів (типу зоопланктону), вбудовуючись таким чином у харчові ланцюги. Живі організми піддаються впливові радіонуклідів переважно через поверхневий контакт, інгаляцію та їжу.

Важливою хімічною властивістю урану і плутонію, що визначає їхню екологічну поведінку, є стан окислення, оскільки від цього сильно залежать розчинність, гідроліз, утворення комплексів, сорбція і реакції колоїдного формування, які визначають процеси старіння і руйнування частинок, а також

виникнення новоутворень. Нині у численних дослідженнях частинок, викинутих у довкілля різними джерелами, встановлено, що процеси старіння і руйнування радіоактивних частинок відбуваються дуже повільно, а часом частинки виявляються інертними до окислення і вилуговування [3, 6, 8, 10, 47, 48].

Біологічні наслідки радіоактивного забруднення довкілля. Оцінки глобальної ситуації, а також оцінки на регіональному рівні можна знайти у багатьох роботах [6, 15, 16, 20, 34, 35]. Однак найбільш повно вони викладені у документах Наукового комітету з ефектів іонізуючого випромінювання ООН (UNSCEAR) [5, 7, 45, 53], який є Науковим комітетом Генеральної Асамблеї з правом оцінювати і повідомляти про рівні і ефекти дії атомної радіації. Для урядів і організацій в усьому світі висновки Наукового комітету є офіційною науковою підставою для оцінок ризику опромінювання і вживання заходів з радіаційного захисту і безпеки.

Згідно з оцінками, зробленим Науковим комітетом на межі ХХІ і ХХІ століть [7, 53], діапазон індивідуальних доз, зумовлених рівнем природного радіоактивного фону, становить 1-10 мЗв, залежно від концентрації радіонуклідів у довкіллі, широти і висоти місцевості, а також впливу деяких інших чинників. Середній щорічний внесок у сукупну дозу опромінювання кожного жителя Землі від природних джерел випромінювання на 2000 рік становить 2,4 мЗв (табл. 1). При цьому вважається, що близько 65% населення матиме щорічні дози від 1 мЗв до 3 мЗв, 25% населення матимуть щорічні дози, менші від 1 мЗв, у 10% населення дози становитимуть понад 3 мЗв.

Найбільший внесок штучних джерел був пов'язаний з випробуваннями ядерної зброї в атмосфері, які проводилися між 1945 і 1980 роками. Щорічна середня доза для кожного жителя Землі від цього джерела досягла піку у 150 мкЗв 1963 року, а потім зменшилася приблизно до 5 мкЗв у 2000 році. Цей внесок формується від залишкових радіонуклідів у навколишньому середовищі, переважно ^{14}C , ^{90}Sr і ^{137}Cs .

Таблиця 1

Індивідуальні розрахункові дози від природних і штучних джерел радіації на 2000 рік (мЗв/рік) [53]

Джерело радіації	Доза (мЗв)
Інгаляція (переважно радон)	1,2
Земне гамма-випромінювання	0,5
Космічне випромінювання	0,4
Вживання їжі	0,3
Природний фон (всі джерела)	2,4
Медична діагностика	0,4
Атмосферні ядерні випробування	0,005
Аварія на Чорнобильській АЕС	0,002
Виробництво ядерних держав	0,002

Щорічний внесок в експозицію від виробництва електроенергії на атомних станціях ядерних держав оцінюється не більше ніж 2 мкЗв, а середня міжнародна щорічна доза за рахунок медичної діагностики становить 0,4 мЗв.

Особливу увагу (в окремих документах Наукового комітету [45]) приділено розгляду доз, що виникають у результаті аварії на Чорнобильській АЕС. Систематизація численних даних за увесь післяаварійний період дозволила Комітету сформулювати досить категоричну оцінку. Середні дози становили 100 мЗв для 240000 працівників, зайнятих ліквідацією наслідків аварії, 30 мЗв — для 116000 евакуйованих людей, 10 мЗв протягом першого десятиріччя після аварії — для тих, хто продовжував мешкати у забруднених областях. Максимальні значення дози можуть бути у 10 разів більшими.

Жителі європейських країн (за межами Білорусі, Російської Федерації та України) отримали дози не більше 1 мЗв за перший рік після аварії з прогресивним зменшенням доз у наступні роки.

Згідно з даними, що є у розпорядженні Наукового комітету, мали місце близько 1800 випадків раку щитовидної залози у дітей, опромінених під час аварії. Тенденції, що відстежуються у цій групі потерпілих, дозволяють припустити, що протягом наступних десятиріч кількість випадків захворювання на рак може зрости.

Окрім збільшення захворюваності на рак щитовидної залози в опромінених дітей, за 14-річний післяаварійний період не встановлено науково обґрунтованого збільшення загальної захворюваності на рак або збільшення смертності, які могли би бути пов'язаними з дією радіації. Ризик лейкемії, однієї з форм раку, яка виявляється після опроміювання першочергово через короткий час латентності (210 років), ймовірно не зріс навіть серед робітників, які були зайняті ліквідацією наслідків аварії.

Широко були поширені психологічні реакції на аварію, які виникали через побоювання щодо радіації, але фактично ніяк не були пов'язаними з дозами опроміювання. Комітет також відзначає, що останнім часом є тенденція пов'язувати

збільшення кількості всіх ракових утворень з наслідками аварії на Чорнобильській АЕС, ігноруючи те, що ці збільшення були відзначені у потерпілих областях до аварії. Крім того, при інтерпретації наслідків Чорнобильської аварії треба брати до уваги відомості про загальне підвищення смертності, яке спостерігається останніми роками у більшості областей колишнього Радянського Союзу, у тому числі ніяк не пов'язаних з наслідками аварії.

Висновки

На завершення огляду ще раз відзначимо, що радіонукліди техногенного походження потрапляють у довкілля переважно у вигляді мікрочастинок.

Радіоактивні частинки, викинуті у навколишнє середовище, осідають на поверхні землі і на дні водоймищ, забруднюючи місцевість навкруги джерела викиду. Під час вибухів і пожеж частинки виносяться у верхні шари атмосфери, потрапляють у річки і моря і можуть переноситися на великі відстані. Описані процеси формують первинне забруднення довкілля радіонуклідами.

Подальше переміщення радіонуклідів в екосистемі пов'язане з процесами ерозії, пожежами, вторинним переносом за рахунок вітру, а також старінням і руйнуванням радіоактивних частинок, яке відбувається дуже повільно. Радіонукліди мають тенденцію накопичуватися у ґрунтах і донних відкладеннях водосховищ, легко адсорбуються на поверхнях рослин і мікроорганізмів, вбудовуючись таким чином у харчові ланцюги. Живі організми піддаються впливу радіонуклідів переважно через поверхневий контакт, інгаляцію та їжу.

Для ситуацій, подібних до аварії на Чорнобильській АЕС, оцінка радіологічних наслідків забруднення довкілля має бути диференційованою (професіонали-ліквідатори, населення, що мешкає на забруднених територіях, тощо).

ЛІТЕРАТУРА

1. Булдаков, Л.А., Калистратова В.С. Радиоактивное излучение и здоровье. — М.: ИнформАтом, 2003. — 165 с.
2. Сердюк, А.М., Лось І.П. Інформаційні проблеми Чорнобильської аварії // Довкілля та здоров'я. — 2006. — № 1 (36). — С. 5-12.

3. Salbu B., Lind O.C. Radioactive particles released from various nuclear sources // Radioprotection. — 2005. — Suppl. 1., Vol. 40, № 1. — P. 2732.

4. Широков Ю.М., Юдин Н.П. Ядерная физика. — М.: Наука, 1980. — 728 с.

5. Annex B. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. Exposures from natural radiation sources. — 2000. — 74 p.

6. Shapiro C.S., Appleby L.J., Devell L., Mishra U.C., Voice E.H. Radioecology after Chernobyl. 1. Sources [Електронний ресурс] // Режим доступу: <http://www.icsuscope.org/downloadpubs/scope50/chapter01.html>, вільний.

7. Annex C. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. Exposures to the public from manmade sources of radiation. — 2000. — 134 p.

8. Solatie D. Development and Comparison of Analytical Methods for the Determination of Uranium and Plutonium in Spent Fuel and Environmental Samples. Academic Dissertation // University of Helsinki, Faculty of Science, Department of Chemistry, Laboratory of Radiochemistry. — Finland, 2002. — 54 p. — ISSN 03587746, ISBN 9521005475 (nid.), ISBN 9521005467 (PDF)

9. Pentreath R.J. The analysis of Pu in environmental samples: A brief historical perspective // Appl. Radiat. Isot. — 1995. — Vol. 46, № 11. — P. 12791285.

10. Choppin G.R., Wong P. The chemistry of actinide behavior in marine systems // Aquat. Geochem. — 1998. — № 4. — P. 77-101.

11. Jernstrom J., Eriksson M., Simon R. et al. Characterization and Source Term Assessments of Radioactive Particles from Marshall Islands Using NonDestructive Analytical Techniques : звіт по контракту No. W7405Eng48. Представлено у "Journal of Environmental Radioactivity" у жовтні 2005 р. [Електронний ресурс] // Каліфорнійський університет, Національна лабораторія ім. Лоуренса у Ліверморі. UCRLJRN217812. — 22 с. Режим доступу: https://eed.llnl.gov/mi/pdf/UCRL_JRNL_217812.pdf, вільний.

12. Report by an International Advisory Committee: The Radiological Situation at the Atolls of Mururoa and Fangataufa, Vi-

enna, 30 June — 3 July 1998 // *J. Radiol. Prot.* — 1998. — Vol. 18. — P. 213-238.

13. Lind O.C., Salbu B., Janssens K. et al. Characterization of U/Pu particles originating from the nuclear weapon accidents at Palomares, Spain, 1966 and Thule, Greenland, 1968 // *Sci. Tot. Environ.* — 2007. — Vol. 376. — P. 294-305.

14. Lind O.C., Salbu B., Janssens K. et al. Characterization of Uranium and Plutonium containing particles from the nuclear weapon accident in Thule, Greenland, 1968 // *J. Environmental Radioactivity.* — 2005. — Vol. 81. — P. 21-32.

15. Appleby L.J., Luttrell S.P. Radioecology after Chernobyl. 2. Casestudies of Significant Radioactive Releases [Электронный ресурс] // Режим доступа: <http://www.icsuscope.org/downloadpubs/scope50/character02.html>, вільний.

16. United Nations Environment Programme (UNEP). Depleted Uranium in Kosovo, postconflict Environmental Assessment. — 2001. — 188 p.

17. United Nations Environment Programme (UNEP). Depleted uranium in Bosnia and Herzegovina: Postconflict environmental assessment. — 2003.

18. Salbu B., Janssens K., Lind O. et al. Oxidation states of uranium in DU particles from Kosovo. // *J. Environ. Radioact.* — 2003. — Vol. 64. — P. 167-173.

19. Salbu B., Janssens K., Lind O.C. et al. Oxidation states of uranium in depleted uranium particles from Kuwait // *J. Environ. Radiat.* — 2005. — Vol. 78, № 2. — P. 125-135.

20. Report of the World Health Organization. Depleted Uranium Mission to Kosovo. Undertaken at the request of the Special Representative of the Secretary-General and Head of the United Nations Interim Administration Mission in Kosovo (UNMIK). 22 to 31 January 2001. — 43 p.

21. World Health Organization. Depleted uranium. Fact sheet № 257. January 2003. — 3 p.

22. WHO Guidance on Exposure to Depleted uranium. For Medical Officers and Programme Administrators. — Geneva, 2001.

23. Uijt de Haag P.A., Smetters R.C., Witlox H.W. et al. Evaluating the risk from DU after the Boeing 747568F crash in Amsterdam // *J. Hazard. Mater.* — 2000. — Vol. 76, № 1. — P. 39-58.

24. Salbu B., Skipperud L., Germain P. et al. Radionuclide Speciation in Effluent from La Hague Reprocessing Plant in France // *Health Physics.* — 2003. — Vol. 85, № 3. — P. 311-322.

25. Salbu B., Krekling T., Oughton D.H. Characterization of radioactive particles in the environment // *Analyst.* — 1998. — Vol. 123, № 5. — P. 843-849.

26. McCarthy W., Nicholls T.M. Mass spectrometric analysis of plutonium in soils near Sellafield // *J. Environ. Radioact.* 1990. — Vol. 12, № 1. — P. 112.

27. Christensen G.C., Romanov G.N., Strand P. et al. Radioactive contamination in the environment of the nuclear enterprise "Mayak" PA. Results from the joint Russian-Norwegian field work in 1994 / G.C. Christensen // *Sci. Total Environ.* — 1997. — Vol. 202, № 13. — P. 237-248.

28. Перих В.И., Каргаполов В.С. Радиоэкологическая характеристика левобережного и правобережного каналов Теченского каскада водоемов ПО "Маяк" // *Вопросы радиационной безопасности.* — 2002. — № 3. — С. 61-66.

29. Мокров Ю.Г. К вопросу о реконструкции доз внешнего облучения населения, проживающего на берегах реки Теча // *Вопросы радиационной безопасности.* — 2002. — № 3. — С. 67-71.

30. Oughton D. Cl36 at "Majak". [Электронный ресурс] Режим доступа: www.bioprota.com/D%20Oughton%2027%20Sept%20006.pdf, вільний.

31. Gritchenko Z.G., Kuznetsov Yu.V., Legin V.K. et al. Hot Particles of the Second Kind in Flood Lands of the Yenisei River, www.maik.ru/abstract/radchem/1/radchem0639_abstract.pdf

32. INSAG7. Чернобыльская авария: дополнение к INSAG1. Доклад Международной консультативной группы по ядерной безопасности. — Вена: МАГАТЭ, 1993. — 159 с.

33. Надточій П.П., Малиновський А.С., Можар А.О. та ін. Досвід подолання Чорнобильської катастрофи. — К.: Світ, 2003. — 371 с.

34. 20 лет Чернобыльской катастрофы. Взгляд в будущее: Национальный доклад Украины / Организация-исполнитель: Украинский НИИ гражданской защиты населения и территорий от чрезвычайных ситуаций техногенного и природного ха-

рактера МЧС Украины. — К.: Аттика, 2006. — 232 с.

35. Наследие Чернобыля: медицинские, экологические и социально-экономические последствия и рекомендации правительствам Беларуси, Российской Федерации и Украины. Чернобыльский форум 2003-2005. / 2-е испр. изд., 2006.

36. Broda R. Gamma spectroscopy analysis of hot particles from the Chernobyl fallout // *Acta Physica Polica.* — 1987. — Vol. B18. — P. 935-950.

37. Shubert P., Behrand U. Investigations of radioactive particles from the Chernobyl fallout // *Radiochimica Acta.* — 1987. — Vol. 41. — P. 149-155.

38. Sandalls F.J., Victorova N.A., Segal M.G. Hot particles from Chernobyl // *A review. J. Environ. Radioactivity.* — 1993. — Vol. 18 (1). — P. 5-22.

39. Demchuk V.V., Voitcekhovich O.V., Kashparov V.A. et al. Analysis of Chernobyl's fuel particles and dispersion of their components in water and soil after accident // *Proc. Seminar on Comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl, October 15, IUR 13574, Vol. 1, Luxembourg.* — 1990. — P. 493-514.

40. Bondarenko G.N., Sobotovich E.V. Isotope Fractionation of Uranium in the Process of Leaching of Nuclides of Dispersed Fuel of RBMK of the Chernobyl NPP — 11 p. www.rrri.kyotou.ac.jp/NSRG/reports/kr21/kr21pdf/Bondarenko.pdf

41. Raunemaa T., Lehtinen S., Saari H., Kulmala M. 210 μm sized hot particles in Chernobyl fallout to Finland // *J. Aerosol. Sci.* — 1987. — Vol. 18 (6). — P. 693-696.

42. Saari H., Luokkanen S., Kulmala M. et al. Isolation and characterization of hot particles from Chernobyl fallout in Southwestern Finland // *Health Physics.* — 1989. — Vol. 57 (6). — P. 975-984.

43. Pollanen R. Nuclear fuel particles in Environment — characteristics, atmospheric transport and skin doses. Academic Dissertation // Department of Physics. — Finland, 2002. — 63 p. ISSN 07811705 ethesis.helsinki.fi/julkaisut/mat/fysik/vk/pollanen/nuclearf.pdf.

44. Коэн Б. Захоронение радиоактивных отходов ядерных реакторов // УФН. — 1978. —

T. 126, № 1. — С. 101-121.

45. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. Annex J. Exposures and effects of the Chernobyl accident. — 2000. — 115 p.

46. Harrison R.M., ApSimon H.M., Beck H. et al. Radioecology after Chernobyl. 3. Atmospheric Pathways [Електронний ресурс] // Режим доступу: <http://www.icsuscope.org/downloadpubs/scope50/chapter03.html>, вільний.

47. Kirchman R., Bell N.B., Coughtrey P.J., Frissel M. et al. Radioecology after Chernobyl. 4. Terrestrial Pathways [Електронний ресурс] // Режим доступу: <http://www.icsuscope.org/downloadpubs/scope50/chapter04.html>, вільний.

48. HamiltonTaylor J., Kelly M., Kershaw P., Lambert C.E. et al. Radioecology after Chernobyl. 5. Radionuclide Aquatic Pathways [Електронний ресурс] // Режим доступу: <http://www.icsuscope.org/downloadpubs/scope50/chapter05.html>, вільний.

49. Pollanan R., Ikaheimonen T.K., Klemola S., Juhanoja J. Identification and analysis of a radioactive particle in a marine sediment sample // J. Environ. Radioact. — 1999. — Vol. 45. — P. 149-160.

50. Silva R.J., Nitsche H. Actinide environmental chemistry // Radiochim. Acta. — 1995. — Vol. 70/71. — P. 377-396.

51. Кашпаров В.О., Левчук С.Е., Йощенко В.И. и др. Анализ дисперсности радиоактивных аэрозолей при лесных и луговых пожарах на загрязненных в результате аварии на ЧАЭС территориях // Предупреждение, ликвидация и последствия пожаров на радиоактивно загрязненных землях. — Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2002. — Вып. 54. — С. 142-145.

52. Кашпаров В.О., Хомутінін Ю.В., Глуховский О.С. та ін. Оцінка небезпечності вторинного вітрового переносу радіоактивних аерозолів після часткового осушення водойми-охолоджувача ЧАЕС // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення. — К.: Чорнобильінтерінформ, 2003. — № 1 (21). — С. 67-74.

53. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. — 2000. — 17 p.

Надійшла до редакції 15.04.2009.

THE WHO STRATEGY CONCERNING PREVENTIVE MAINTENANCE OF NON-COMMUNICABLE DISEASES AND STRUGGLE AGAINST THEM: MODERN ASPECTS OF REALIZATION OF PROGRAM CINDI IN UKRAINE

Gulich M.P., Koblyanska A.V.

СТРАТЕГІЯ ВООЗ ЩОДО ПРОФІЛАКТИКИ НЕІНФЕКЦІЙНИХ ЗАХВОРЮВАНЬ ТА БОРОТЬБИ З НИМИ: СУЧАСНІ АСПЕКТИ РЕАЛІЗАЦІЇ ПРОГРАМИ CINDI В УКРАЇНІ



**ГУЛІЧ М.П.,
КОБЛЯНСЬКА А.В.**
ДУ "Інститут гігієни та
медичної екології
ім. О.М. Марзєєва
АМН України",
м. Київ

УДК: 616-
021/084:001.83:061.1

**СТРАТЕГИЯ
ВОЗ ОТНОСИТЕЛЬНО
ПРОФИЛАКТИКИ
НЕИНФЕКЦИОННЫХ
ЗАБОЛЕВАНИЙ И БОРЬБЫ
С НИМИ: СОВРЕМЕННЫЕ
АСПЕКТЫ РЕАЛИЗАЦИИ
ПРОГРАММЫ CINDI
В УКРАИНЕ**

Гулич М.П., Коблянская А.В.
*Проанализирован европейский
и украинский опыт
Общественной
программы ВОЗ
интегрированной
профилактики
неинфекционных заболеваний
CINDI (Countrywide Integrated
Non-communicable Diseases
Intervention (CINDI) the WHO
programme). Приведены
основные положения Стратегии
ВОЗ предупреждения
хронических заболеваний в
Европе. Определена роль
факторов риска, связанных с
образом жизни, в развитии
хронических неинфекционных
заболеваний. Предложено
перспективное направление
будущих проектов в рамках
Программы CINDI в Украине.*

70-х роках минулого століття стало цілком зрозуміло, що неінфекційні захворювання (НІЗ), такі як хвороби серцево-судинної системи, рак, діабет, хронічні хвороби легенів тощо, лежать важким тягарем на населенні всіх країн світу, у тому числі й України. І нині, у XXI столітті, НІЗ залишаються найбільш серйозною загрозою здоров'ю населення, охороні здоров'я та економічному розвитку країн.

За даними офіційних статистичних матеріалів, в Україні у структурі смертності переважають хвороби системи кровообігу, новоутворення, хвороби органів травлення та дихальної системи тощо (рис. 1).

На жаль, за прогнозами фахівців, ця проблема збереже свою актуальність і у найближчому майбутньому [3]. Дослідники різних країн відзначають, що нині ці хвороби значно помолодшали, що, безсумнівно, призводить до соціальних та економічних втрат суспільства [1, 4-6]. Тому інвестування у профілактику і більш ефективну боротьбу з неінфекційними захворюваннями дозволить одержати найбільшу віддачу, а також принести значну користь як у галузі охорони здоров'я, так і у галузі економіки.

Встановлено, що найбільш поширені неінфекційні захворювання пов'язані з одними і тими факторами ризику і характеризуються загальними детермінантами та загальними можливостями їх профілактики. І тому для боротьби з ними може використовуватися єдина стратегія профілактики.

З огляду на це, на початку 80-х років минулого століття Всесвітня організація охорони здоров'я розробила та запропонувала загальнонаціональну програму інтегрованої профі-

© Гулич М.П., Коблянська А.В. СТАТТЯ, 2010.