

ПРІОРИТЕТНІ КОМПОНЕНТИ ТЕХНОГЕННО-ПРИРОДНОЇ ДОЗИ ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ НАСЕЛЕННЯ ПІВДНЯ УКРАЇНИ

Проведено дослідження структури опромінення населення півдня України. Було показано, що пріоритетними складовими є опромінення від природних джерел ^{222}Rn (родону) та техногенного ^3H (тритію), що надходить з АЕС.

Вступ

Прогнозування ризиків негативних біологічних ефектів на сьогодні є ключовим у визначенні впливу тих чи інших радіаційних чинників на людину як при радіаційних аваріях [11], так і в нормальних умовах її життя [13]. Останні дослідження засвідчили, що живі організми реагують на незначні дози фізіологічно активних речовин, концентрації яких можуть бути надзвичайно малими (10^{-18} - 10^{-19} М) [2]. Природу первинних ефектів фізіологічно активних речовин пов'язують зі збуренням біологічних систем організму, а значні фізіологічні зміни - зі синергічною дією декількох чинників, один з яких є визначальним. До останніх відносять і малі дози іонізуючого випромінювання - ті, які пов'язані з забрудненим довкіллям [5]. Вважається, що іонізуюча радіація може виступати не лише як ініціатор, а і як прискорювач канцерогенезу: якщо перший етап канцерогенезу індукційовано хімічно, то іонізуюче випромінювання може відігравати роль «останньої краплини» [9].

Прогнозування біологічних ефектів дії іонізуючого випромінювання на живий організм пов'язують перш за все з оцінкою дози його опромінення. До того ж на сьогодні визнано, що для живого організму не має значення, чи отримує він дозу опромінення від природних джерел, чи від визначеного штучного джерела: важливою величиною є сумарна доза [14]. Відомо, що через неминуче опромінення за рахунок природного радіаційного тла жодна людина не може мати нульову дозу або отримувати тільки дуже малі дози. Опромінення природними джерелами іонізуючого випромінювання в районах із нормальним рівнем природної радіації дає індивідуальну дозу близько 2,4 мЗв/рік, через що до середини життя середня людина накопичує дозу близько 0,1 Зв (у районах з високим рівнем природної радіації отримана доза може бути більшою за середню) - дозу, яку пов'язують із генетичними порушеннями, онкозахворюваннями крові, лейкозами і злоякісними утвореннями.

Дози, отримані людиною в результаті специфічного опромінення від природних або штучних джерел випромінювання, розглядаються як додаткові природи до вже накопиченої чималої «природної» дози [9], тобто такі, які пов'язані з високим ризиком виникнення радіобіологічних ефектів. Через це дослідження дозових моделей опромінення людей відіграють значущу роль при оцінці радіоекологічної та радіогігієнічної ситуації на певній території.

Дослідженню дозових моделей зовнішнього та внутрішнього опромінення людини в умовах радіаційних аварій присвячено багато праць [3, 4]. У них, як правило, розглядаються процеси опромінення людини штучними радіонуклідами (^{137}Cs , ^{90}Sr), які випали під час Чорнобильської трагедії і досі відіграють вагомий роль у дозовому навантаженні населення північно-центральної частини території України. Крім цього, інтерес нині становить моделювання дози опромінення людини, яка в нормальних (неаварійних) умовах радіаційного навантаження відчуває на собі сумарний вплив техногенно-підсиленого природного тла та техногенних радіаційних чинників, які потрапляють у навколишнє середовище із відходами ядерних підприємств. Такий радіоекологічний стан є характерним для півдня України.

Багаторічні радіоекологічні дослідження, які були проведені різними науковими установами на півдні України, показують, що в цьому регіоні є чимало антропогенних і природних радіаційних факторів, які потенційно можуть впливати на навколишнє середовище і здоров'я людини. Тому для дослідження дозових моделей у нормальних (природних) умовах радіаційного впливу спочатку було обрано Миколаївську область.

Матеріали та методи дослідження

Дослідження проводили у північних та центральних районах Миколаївської області, а вимірювання вмісту ^{222}Rn в атмосферному повітрі - у науково-дослідній лабораторії «Ларані», вмісту

3H – у лабораторії зовнішньої дозиметрії ПУ АЕС [8]. Методи дослідження: рідинно-сцинтиляційна радіометрія 3H , трекова радіометрія ^{222}Rn , математичні методи аналізу даних, визначення дози через камерні моделі.

Результати досліджень

Миколаївська область багата на різноманіття як рельєфу земної поверхні, так і його геологічного складу, де на поверхні трапляються як піщані – з невисокою природною радіоактивністю, так і гранітні породи – з високим вмістом природних радіонуклідів. Геологія північних та центральних районів Миколаївської області характеризується розломами корінних порід та виходом гранітних пластів на поверхню, а розгортання у цих районах видобувного та переробного виробництва граніту створює умови для повсюдного використання гранітних порід у житловому та виробничому будівництві, що приводить до техногенної зміни природного тла та викликає додаткове навантаження на людину. Воно проявляється в основному через навантаження за рахунок радону – природного радіоактивного газу, який, за оцінками МКРЗ, є причиною 10 % усіх захворювань на рак легенів. При цьому використання населенням питної води з шахтних артезіанських колодязів, через токсичність продуктів розпаду ^{222}Rn (^{210}Pb , ^{210}Po), також спричиняє підвищення природної дози опромінення людини в цих районах [17]. Проведена нами [6, 7] попередня оцінка опромінення населення, яке мешкає в північних районах Миколаївській області – районах з яскраво вираженим радоновим фактором, показала, що доза опромінення людини ^{222}Rn у повітрі житлових приміщень складає в середньому, $5,8 \pm 0,6$ мЗв/рік; від ^{222}Rn у питній воді – $0,16 \pm 0,2$ мЗв/рік. При розгляді цих показників як потужностей доз з'ясовано, що протягом життя (50–70 років) людина, яка мешкає в цих місцевостях, за рахунок ^{222}Rn отримує дози 0,3–1,0 Зв. Для людей, які до того ж працюють на гранітних кар'єрах, із урахуванням 25-річної праці, «життєва» доза збільшується до 1,5 Зв. Ці дози вже не належать до розряду «малих» (за встановленням НКДАР ООН «малі дози» – це до 10–20 сЗв). Через це постає необхідність моделювання для цього регіону техногенно-підсиленої радонової дози за обома шляхами надходження ^{222}Rn до організму людини: через інгаляційний при диханні та травним з питною водою.

Крім природних джерел іонізуючого випромінювання, характерним потенційним джерелом радіаційного ризику в цьому регіоні є атомні електростанції (АЕС), зокрема Південно-Українська (ПУ АЕС), Запорізька (ЗАЕС). Серед радіоактивних викидів АЕС особлива увага ос-

таннім часом приділяється викидам 3H , які складають до 60 % загального обсягу викидів АЕС. Для ПУ АЕС потрапляння 3H у зовнішнє середовище пов'язане зі специфікою надходження рідких скидів АЕС у водне середовище регіону: за ланцюгами «пруди-відстойники очисних споруд господарсько-фекальної каналізації ПУ АЕС – р. Арбузинка» (до середини 1993 р.) та «пруди-відстойники очисних споруд господарсько-фекальної каналізації ПУ АЕС – водойма-охолоджувач АЕС – р. Південний Буг» (після 1994 р.). Крім того, при випаровуванні водойми-охолоджувача ПУ АЕС разом із парами води у повітря потрапляють і пари окису 3H , а, як відомо, найбільша міграція цього радіонукліду до повітря відбувається саме з випаровуваннями водоймищ, у які здійснюється викид забруднених підігрітих вод АЕС [15]. Це визначає завдання побудови дозової моделі, яка дасть змогу описати вплив на навколишнє середовище та людину станційного 3H усіма існуючими для регіону його міграційними шляхами: при газоаерозольних викидах АЕС, при рідких скидах забруднених 3H вод з АЕС до водоймищ, за рахунок фільтрації 3H з підземними водами зі ставків-охолоджувачів АЕС, через надходження до атмосфери насичених 3H парів зі ставків-охолоджувачів АЕС

За загальновідомими принципами побудови камерних моделей величину еквівалентної дози внутрішнього опромінення від будь-якого радіонукліду r можна визначити так:

$$D_r = D_r^{\text{инг}} + D_r^{\text{тп}} = C_r^{\text{пов}} \cdot ДЦ_1 \cdot V_1 + C_r^{\text{пав}} \cdot ДЦ_2 \cdot V_2 \quad (1)$$

де D_r – еквівалентна доза іонізуючого випромінювання радіонукліду r , Зв/рік; $D_r^{\text{инг}}$ – інгаляційна доза випромінювання радіонукліду r , Зв/рік; $D_r^{\text{тп}}$ – травна доза випромінювання радіонукліду r , Зв/рік; $C_r^{\text{пов}}$ – питома активність радіонукліду r у повітрі території де мешкає людина, Бк/м³; $ДЦ_1$ – дозова ціна радіонукліду r при інгаляційному його надходженні до організму людини, Зв/Бк; V_1 – загальний об'єм повітря, яке вдихає людина протягом року, м³; $C_r^{\text{пав}}$ – питома активність радіонукліду r у продуктах, які входять до раціону харчування людини, Бк/кг; $ДЦ_2$ – дозова ціна радіонукліду r при інгаляційному його надходженні до організму людини, Зв/Бк; V_2 – річний об'єм продуктів, які входять до раціону харчування людини, кг.

Через те, що $C_r^{\text{пов}} \cdot V_1$ та $C_r^{\text{пав}} \cdot V_2$ відповідають річному надходженню радіонукліду r , то (1) матиме вигляд:

$$D_r = H_r^{\text{пов}} \cdot ДЦ_1 + H_r^{\text{пав}} \cdot ДЦ_2, \quad (2)$$

де $H_r^{\text{пов}}$ – річне надходження радіонукліду r до організму людини інгаляційним шляхом, Бк; $H_r^{\text{пав}}$ – річне надходження радіонукліду r до організму людини травним шляхом, Бк.

Таким чином, завдання полягає у моделюванні процесу надходження ^{222}Rn і ^3H до організму людини з огляду на такі фактори:

1. для ^{222}Rn :
 - інгаляційним шляхом при диханні,
 - з питною водою;
2. для ^3H :
 - з газоаерозольними викидами АЕС,
 - з рідкими скидами забруднених ^3H вод з АЕС до водоймищ,
 - за рахунок фільтрації ^3H з підземними водами зі ставків-охолоджувачів АЕС,
 - за рахунок надходження до атмосфери насичених ^3H парів ставків-охолоджувачів АЕС.

Як нами визначено раніше, надходження ^{222}Rn до організму людини здійснюється двома шляхами: через заковтування при диханні та з питною водою. Отже, що для ^{222}Rn визначення дозового навантаження здійснюється так:

$$D_{^{222}\text{Rn}} = H_{^{222}\text{Rn}}^{\text{пов}} \cdot \text{ДЦ}_1 + H_{^{222}\text{Rn}}^{\text{п.в.}} \cdot \text{ДЦ}_2, \quad (3)$$

де $H_{^{222}\text{Rn}}^{\text{п.в.}}$ – надходження ^{222}Rn до організму людини з питною водою, Бк/л.

На рівень активності ^{222}Rn в атмосферному повітрі впливають такі фактори, як інтенсивність ексхаляції газу з будівельних конструкцій і ґрунту, умови приміщення (наявність вентиляції, дренажних систем, опалення, герметичність підлоги т. ін.), тобто $H_{^{222}\text{Rn}}^{\text{пов}}$ (або концентрація ^{222}Rn в атмосферному повітрі $C_{^{222}\text{Rn}}^{\text{пов}}$) є функцією цих змінних:

$$H_{^{222}\text{Rn}}^{\text{пов}} = f_1(E, K, B), \quad (4)$$

де E – інтенсивність ексхаляції ^{222}Rn з будівельних конструкцій і з ґрунту, Бк/с; K – комбінований фактор умов середовища мешкання людини; B – вид будівельного матеріалу.

Таким чином, математичну модель дозового навантаження на людину від надходження ^{222}Rn з повітрям можна представити таким чином:

$$D_{^{222}\text{Rn}}^{\text{пов}} = \text{ДЦ}_1 \cdot \int_i f_1(E, K, B) dt. \quad (5)$$

Аналогічно, на рівень активності ^{222}Rn у питній воді впливають будівельні конструкції колодязя та інтенсивність ексхаляції цього газу з ґрунту, тобто $H_{^{222}\text{Rn}}^{\text{п.в.}}$ є функцією цих змінних:

$$H_{^{222}\text{Rn}}^{\text{п.в.}} = f_2(E, B). \quad (6)$$

Тобто математична модель дозового навантаження на людину від надходження ^{222}Rn з питною водою є такою:

$$D_{^{222}\text{Rn}}^{\text{п.в.}} = \text{ДЦ}_2 \cdot \int_i f_2(E, B) dt. \quad (7)$$

Вираз моделі повного дозового навантаження на людину від ^{222}Rn є таким:

$$D_{^{222}\text{Rn}} = \text{ДЦ}_1 \cdot \int_i f_1(E, K, B) dt + \text{ДЦ}_2 \cdot \int_i f_2(E, B) dt. \quad (8)$$

Таким чином, завдання моделювання дозового навантаження на людину від ^{222}Rn зводиться до визначення функцій $f_1(E, K, B)$ і $f_2(E, B)$, які описують усі зазначені нами змінні фактори, що впливають на розмір ^{222}Rn у повітрі та у питній воді.

При моделюванні дози від ^3H враховуємо, що $H_{^3\text{H}}^{\text{пов}}$ і $H_{^3\text{H}}^{\text{рац}}$ (з 2) є функціями шляхів надходження ^3H до навколишнього середовища та визначаються міграційними здібностями радіонуклідів, процесами його розсіювання і переміщення у просторі:

$$H_{^3\text{H}}^{\text{пов}} = f(C^{\text{в.а.}}, R, t) + f(C^{\text{вип.}}, R, t), \quad (9)$$

де $C^{\text{в.а.}}$ – концентрація ^3H у газоаерозольних викидах до атмосфери, Бк/м³; $C^{\text{вип.}}$ – концентрація ^3H у парах водойми-охолоджувача АЕС, Бк/м³.

$$H_{^3\text{H}}^{\text{рац}} = f(C^{\text{ск.}}, R, t) + f(C^{\text{фільтр.}}, R, t), \quad (10)$$

де $C^{\text{ск.}}$ – концентрація ^3H у скидних водах АЕС, Бк/л; $C^{\text{фільтр.}}$ – концентрація ^3H у фільтраційних підземних водах, Бк/л.

Тобто, зробивши певні спрощення, загальний вираз математичної моделі дозового навантаження на людину від ^3H можемо представити у вигляді:

$$D_{\text{H-3}} = \sum_i f_i(C, B) \cdot \text{ДЦ}_i, \quad (11)$$

де $D_{\text{H-3}}$ – еквівалентна доза іонізуючого випромінювання ^3H ; $f_i(C, B)$ – функція стану умов середовища мешкання людини (вміст ^3H у продуктах споживання, в питній воді та в атмосферному повітрі) при різних шляхах надходження ^3H до навколишнього середовища i ; C – вміст ^3H у навколишньому середовищі за різними шляхами i (з викидами в атмосферу чи зі скидами у водні об'єкти з АЕС, за рахунок фільтрації із підземними водами зі ставків-охолоджувачів АЕС за рахунок надходження в атмосферу з парами водоймищ-охолоджувачів АЕС), Бк; B – комбінований фактор, який враховує міграційні процеси ^3H в об'єктах навколишнього середовища.

Таким чином, завданням моделювання дозового навантаження на людину від ^3H зводиться до моделювання функцій $f_i(C, B)$, які враховують існуючі сьогодні шляхи надходження ^3H до навколишнього середовища:

- газоаерозольні викиди АЕС,
- рідкі скиди забруднених ^3H вод з АЕС до водоймищ,
- фільтрацію ^3H з підземними водами із ставків-охолоджувачів АЕС,
- надходження до атмосфери насичених ^3H парів ставків-охолоджувачів АЕС

За попередніми нашими оцінками [18] розміри дозового навантаження на населення від ^3H (враховано лише водний шлях розповсюдження

радіонукліду у навколишньому середовищі) наступні:

- для населення, що мешкає у районі, що розташований вище за водоймами, до яких здійснювався скид забруднених ^3H вод - еквівалентна доза іонізуючого випромінювання ^3H не перевищує 0,16 мкЗв/рік;
- для населення, яке мешкає у районі до 10 км нижче за природним стоком від водойми-охолоджувача ПУ АЕС, - еквівалентна доза іонізуючого випромінювання ^3H може скласти 0,2-0,4 мкЗв/рік.

Ці оцінки проведено за даними радіометрії ^3H у пробах питної води в районах і не враховують інгаляційного шляху надходження ^3H до людини. При моделюванні потрібно врахувати усі шляхи потрапляння радіонукліду до людини.

Висновки

1. Дослідження в південному регіоні України дози, яку отримує населення регіону, та роботи з районування території «за кластерами» дозового

1. Белококая Т. В. О работе постоянно-действующего семинара «Биологические эффекты малых доз радиации» / Белорусский комитет «Дети Чернобыля». - Минск. - <http://chernobyl.iatr.by/rus/work.htm>
2. Бурлакова Е. Б. Эффект сверхмалых доз // Вестник Российской Академии наук. - 1998. - Т. 64. - № 5. - С. 425-431.
3. Войцицькєй В. М., Хижняк С. В. Основні критерії визначення біологічної ефективності зовнішнього та внутрішнього опромінення // Матеріали наук.-практ. конференції «Парадигми сучасної радіобіології» - К., 2004. - С 4
4. Георгиевский М. Г. Экологические и дозовые модели при радиационных авариях // К.: Наукова думка, 1994. - 202 с.
5. Гордій С. К. Малі дози як екстремальний чинник доквілля // Матеріали наук.-практ. конференції «Парадигми сучасної радіобіології» - К., 2004. - С 9
6. Григор'єва Я. І. Регламентация дозового навантаження людини, яка живе і працює в умовах підвищених концентрацій радону у приміщеннях // Матеріали міжнародної наукової конференції. - Одеса: ОДАХ, 1999. - С 57
7. Григор'єва Л. І., Томілін Ю. А., Рожков І. М. Опромінення ^{222}Rn і захворюваність населення Миколаївщини // 36. наук. праць IV міжнар. науково-практичної конференції «Культура і здоров'я» - Херсон: ХДУ - 2004. - С 272-276
8. Звіти лабораторії зовнішньої дозиметрії ПУ АЕС за 1999-2004 рр.
9. Калмиков Л. З. Міжнародні основні стандарти радіаційної безпеки: Огляд літератури // Український Радіологічний журнал. - 1996. - № 4 - С 365-368.
10. Кравець А. П., Слинявчук Г. Д. Проблема малих доз і її різні аспекти // Матеріали наук.-практ. конференції «Парадигми сучасної радіобіології» - К., 2004. - С 30

L. Grigoryeva, Y. Tomilin

MAIN COMPONENTS OF NATURALAND MAN-CAUSED IONIZING RADIATION DOSE OF SOUTHERN UKRAINE POPULATION

The structure of ionizing radiation dose of southern Ukraine population was investigated. It was shown that main components of radiation dose include ones from natural sources of ^{222}Rn and man-caused ^3H emission of atomic power-plant.

навантаження на населення від техногенно-підсилених природних та визначальних штучних джерел іонізуючого випромінювання дасть змогу оцінити інгаляційну радонову і тритієву складові дози внутрішнього опромінення населення і їхній внесок у радіаційний ризик регіону.

2. Моделювання дозового навантаження на людину від ^{222}Rn потребує врахування усіх існуючих шляхів:

- інгаляційного шляху при диханні,
- травного шляху з питною водою

3. Моделювання дозового навантаження на людину від ^3H потребує врахування всіх існуючих на сьогодні шляхів надходження ^3H до навколишнього середовища:

- газоаерозольні викиди АЕС,
- рідкі скиди забруднених ^3H вод з АЕС до водоймищ,
- фільтрація ^3H з підземними водами зі ставків-охолоджувачів АЕС,
- надходження до атмосфери насичених ^3H парів зі ставків-охолоджувачів АЕС

11. Кравець О. П., Гродзинський Д. М. Екологічний прогноз розвитку радіаційної ситуації в Україні та формуванні доз людини від внутрішнього опромінення // Гігієна населених мест. - Вип. 36. - Ч. 1. - К., 2000. - С. 306-320.
12. Кравець О. П., Гродзинський Д. М., Павленко Ю. О. Проблеми реконструкції та прогнозу доз від інкорпорованих радіонуклідів // Матеріали III з'їзду з радіаційних досліджень (радіоекологія і радіобіологія). - К.: Фітосоціоцентр, 2003. - С. 393.
13. Пресс-конференция Е. Б. Бурлаковой, И. И. Пелевиной, В. А. Шевченко и А. И. Газиева. «Балканский синдром: мнение российских ученых».
14. Сатанова И. В., Скурят В. В. Канцерогенная опасность радиационного и химического загрязнения окружающей среды // Гигиена населенных мест. - Вып. 36. - Ч. 1. - К., 2000. - С. 353-356.
15. Телушкина Е. Л. Тритий во внешней среде вблизи предприятий ядерного топливного цикла // Гигиена и санитария. - М., 1983. - № 3. - С. 62-65.
16. Томілін Ю. А. Радіоекологічні аспекти півдня України // Збірник наукових праць III з'їзду з радіаційних досліджень. - Київ, 2003. - С 342
17. Томілін Ю. А. Радіоекологічні проблеми Миколаївщини // Матеріали VI міжнародної науково-практичної конференції «Наука і освіта 2003». - Дніпропетровськ: Наука і освіта, 2003. - Т. 17: Екологія. - С 46-47.
18. Томілін Ю. А., Григор'єва Л. І., Томілін Ю. А. Дозове навантаження на населення від ^3H , який надходить в навколишнє середовище з рідкими скидами ПУАЕС // Матеріали наук.-практ. конференції «Парадигми сучасної радіобіології» - К., 2004. - С 60
19. Risk Assessment of Radon in Drinking Water. - <http://radiocarbon.narod.ru/radon-us-ru.htm>