

Міністерство освіти і науки України
Рівненський державний гуманітарний університет
Рівненська Мала академія наук України учнівської молоді

О. О. Лебедь,
В. О. Мислінчук,
О. А. Андрєєв



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Радон:
моніторинг та геоекологічний аналіз його впливу
на екосистему міста Рівного



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Монографія

Рівне – 2017

УДК 681.518:53 (075.8)

ББК 32.98:22.3я7

ЛЗЗ

Рекомендовано Вченою радою Рівненського державного гуманітарного університету.

(Протокол № 12 від 29.12.2016 р.)

Рецензенти:

Юхимчук В. О., д-р фіз.-мат. наук, зав. відділу ІФН ім. В. Є. Лашкарьова НАН України
(м. Київ)

Джунь Й. В., д-р фіз.-мат. наук, професор Міжнародного економіко-гуманітарного університету ім. акад. Степана Дем'янчука (м. Рівне);

Сяський А. В., д-р технічних наук, професор Рівненського державного гуманітарного університету (м. Рівне).

Лебедь О. О., Мислінчук В. О., Андрєєв О. А.

ЛЗЗ Радон: моніторинг та геоекологічний аналіз його впливу на екосистему міста Рівного. Монографія. – Рівне : РМАНУМ, 2017. – 208 с.

ISBN

Монографію присвячено аналізу теоретичних та експериментальних результатів комплексних досліджень впливу експозиції радону та його дочірніх продуктів розпаду в атмосфері приміщень, позабудинковій атмосфері, ґрунтовому повітрі, воді річок, джерел, водогону за його надходження з ґрунту, будівельних матеріалів, природного побутового газу в атмосферу та повітря приміщень у Рівненській області і, зокрема, у м. Рівне, на збільшення ризику онкологічних захворювань.

УДК 681.518:53 (075.8)

ББК 32.98:22.3я7

ISBN © Лебедь О. О., Мислінчук В. О., Андрєєв О. А., 2017

© Рівненська Мала академія наук учнівської молоді, 2017

ПЕРЕЛІК СИМВОЛІВ, УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ ТА ПОЗНАЧЕНЬ

АМНУ – Академія медичних наук України.

ВБЕ – відносна біологічна ефективність.

ВВП – валовий внутрішній продукт.

ВООЗ – Всесвітня організація охорони здоров'я.

ГПР – густина потоку радону.

ДДЗ – дитячий дошкільний заклад.

ДІ – довірчий інтервал.

ДПР – дочірні продукти розпаду.

ЕРК – еквівалентна рівноважна концентрація.

ЕРОА – еквівалентна рівноважна об'ємна активність.

ЗДЕ – залежність «доза – ефект».

ЛБК – лінійна безпорогова концепція.

МКРЗ – Міжнародна комісія з радіологічного захисту.

НКДАР ООН – Науковий комітет з дії атомної радіації Організації Об'єднаних Націй.

НРБУ – Норми радіаційної безпеки України.

ОА – об'ємна активність.

ПА – питома активність.

ПРН – природні радіонукліди.

ПЕД – потужність ефективної дози.

РМАНУМ – Рівненська Мала академія наук учнівської молоді.

РОД – радонова одиниця дози.

BEIR – Комітет з вивчення біологічних ефектів іонізуючої радіації при Національній Академії наук США.

WL – робочий рівень.

WLM – щомісячний робочий рівень.

ТЕРМІНИ ТА ВИЗНАЧЕННЯ

Дифузійний механізм надходження радону – перенесення атомів Радону з порового простору матеріалу, зумовлене наявністю градієнта концентрації в середовищі.

Експозиція радону за певний час – добуток OA радону на час, протягом якого людина була під впливом середнього значення OA за певний час.

Екسخаліяція – випаровування або надходження газу з поверхні порід, води, рослин.

Еманація – надходження газу з кристалічної поверхні.

Ефекти детерміністичні (від опромінення) – результат загального або локального опромінення тканин людини, при якому гине деяка велика частина клітин тканини, яка не може бути компенсована розмноженням життєздатних клітин, і призводить до швидких гострих уражень (гостра променева хвороба, променеві опіки тощо).

Ефекти стохастичні (від опромінення) – результат загального або локального опромінення тканин людини, при якому гине деяка незначна частина клітин, що в більшості випадків не має наслідків для тканини, але зміни в окремих клітинах, подібні генетичним змінам або перетворенням, призводять зрештою до переродження їх на злоякісні. Виявлені два основні види стохастичних ефектів: перший виникає в соматичних клітинах і може в результаті викликати появу раку в опроміненій особі; другий виникає в клітинах зародкової тканини статевих залоз і може привести до спадкоємних порушень у потомства опромінених осіб.

Збиток – поняття, яке відображає сумарну шкоду здоров'ю, заподіяну членам опроміненої групи та їх нащадкам унаслідок дії на групу джерела радіації. **Збиток** – це багатовимірне поняття. Його головними складовими є стохастичні величини: імовірність атрибутивного смертельного раку, зважена імовірність атрибутивного несмертельного раку, зважена імовірність важких спадкових ефектів і кількість утрачених років життя у випадку заподіяння шкоди.

Коефіцієнт дифузії радону (m^2/c) – фізична величина, яка чисельно дорівнює активності радону, який пройшов у результаті дифузії через $1 m^2$ площі шару завтовшки $1 m$ за $1 c$ при різниці об'ємних активностей на поверхнях шару $1 Bk/m^3$.

Коефіцієнт еманування радону – відношення активності радону, який знаходиться в поровому просторі матеріалу, до його загальної активності в матеріалі.

Конвективний механізм надходження радону – перенесення макромаси речовини в газі з повітряних порожнин (наприклад, приміщень), зумовлене зовнішніми силами.

Кратність повітрообміну – відношення об'єму повітря, яке подається в приміщення або видаляється з нього протягом одиниці часу до об'єму приміщення.

Пористість – відношення об'єму повітря в сухому матеріалі до об'єму цього сухого матеріалу.

Ризик (у радіаційній безпеці) – імовірність шкідливого ефекту (головним чином, захворюваності на рак, смертельного випадку раку та (або) важкої успадкованої заподіяної шкоди).

Ризик пожиттєвий атрибутивний – сума щорічних ризиків, за роками дожиття, з урахуванням конкуруючих (стосовно дії радіації, яка розглядається) демографічних процесів, що призводить до зміни частки здорових осіб в популяції або когорті.

Передмова

Монографію присвячено аналізу теоретичних та експериментальних результатів комплексних досліджень впливу експозиції радону та його дочірніх продуктів розпаду (*ДПР*) в атмосфері приміщень, позабудинковій атмосфері, ґрунтовому повітрі, воді річок, джерел, водогону за його надходження з ґрунту, будівельних матеріалів, природного побутового газу в атмосферу та повітря приміщень у Рівненській області і, зокрема, у м. Рівне, на збільшення ризику онкологічних захворювань.

Радонова проблема є надзвичайно актуальною в сучасному суспільстві. Завдяки радону людина отримує більше половини річної ефективної дози радіоактивного випромінювання. Радон – це α -радіоактивний газ, який утворюється в процесі розпаду Урану і Торію і надходить в атмосферу з ґрунту, води, природного газу, будівельних матеріалів тощо. Оскільки радон є інертним газом, він характеризується високою міграційною здатністю і може накопичуватися в повітрі приміщень, досягаючи високих концентрацій. *ДПР* Радону є металами, також радіоактивними. Лінійні розміри вільних атомів цих металів становлять одиниці *нм*. Атоми металів можуть перебувати в атмосфері у вільному стані недовго. У процесі зіткнення з іншими нерадіоактивними аерозолями (твердими частинками пилу, диму, краплинами туману тощо) завжди присутніми в атмосферному повітрі, вільні *ДПР* радону приєднуються до них, утворюючи радіоактивні аерозолі більших розмірів. Так лінійний розмір приєднаних *ДПР* Радону збільшується на декілька порядків.

У процесі життєдіяльності людина постійно вдихає повітря, у якому присутній радон, і він неминуче надходить у легені. Унаслідок інертності радон майже весь після вдихання швидко видихається. Однак, більша частина його радіоактивних *ДПР* («активний наліт») після вдихання відкладається в дихальних шляхах легенів. Завдяки відносно малим періодам напіврозпаду *ДПР* епітеліальні клітини легеневої тканини отримують значну дозу опромінення до видалення *ДПР* шляхом абсорбції в кров або перенесення частинок у травну систему. Два з його короткоживучих дочірніх продуктів, Полоній-218 і Полоній-214, випускають α -частинки, поглинена енергія яких домінує в дозі, що припадає на легені, на відміну від системних органів і шлунково-кишкового тракту, дози опромінення яких є невисокими. Як наслідок, еквівалентна доза опромінення легенів уносить більше 95% у величину ефективної дози, обумовленої інгаляцією *ДПР* Радону.

Крім того, радіаційне ушкодження молекул ДНК (генетичного апарату клітини) може викликати порушення функцій генів, які здійснюють контроль розмноження і диференціювання – пухлинну трансформацію з подальшим ростом пухлини. Оскільки максимальні дози від *ДПР* Радону припадають на епітелій сегментарних бронхів, саме в них

переважно локалізуються і розвиваються пухлини. Серед різновидів раку легенів, що викликаються радоновим опроміненням, частіше від інших діагностуються аденокарцинома, лусковидна карцинома й саркома лімфатичних вузлів. Є дані про те, що радонове опромінення збільшує ризик раку шлунка, сечового міхура, прямої кишки, шкіри, а також неракових захворювань дихальних шляхів, наприклад, емфіземи легенів та про негативний вплив його опромінення на кістковий мозок, серцево-судинну систему, печінку, щитовидну залозу і гонади. Можливі випадки і віддалених у часі генетичних наслідків радонового опромінення.

Для людини середня річна еквівалентна доза на бронхіальний епітелій за рахунок радону становить 15,0 мЗв, середня ефективна доза – 1,1 мЗв, включно за рахунок експозиції в приміщеннях ~ 1,0 мЗв; річна ефективна доза за рахунок торону – 0,16 мЗв.

За даними Служби Громадського Здоров'я США (US Public Health Service), опромінення радіоактивним радоном є другою у світі причиною виникнення раку легенів (в середньому – 12,5% від усіх причин) після паління. Згідно з розрахунками Британського бюро захисту від радіації, у Великобританії щорічно гинуть 2500 чоловік від раку легенів, викликаного радоном. За даними Агентства навколишнього середовища, у США при середній активності радону в будинках 55 Бк/м³ та сумарній експозиції 0,2 WLM щорічно від 15 до 22 тисяч онкологічних захворювань ініціюється радоном і продуктами його розпаду, перевищуючи допустимий нормативами ріст смертності в 300 разів. На лікування захворювань, викликаних інгаляцією радону в США щорічно витрачається 1 млрд. доларів (див. таблицю 1).


Таблиця 1

Смертність від радонового опромінення та деяких інших причин у США у 80-ті роки ХХ ст.

Причина смерті	Характер захворювання	Кількість смертей на рік	Затр. на лікув., млрд. дол. США
Паління	Легеневі, серцево-судинні, ракові та ін.	390000	65
Неправильне харчування (надлишок жирів, тощо)	Серцево-судинні, ракові та ін.	325000	43
Алкоголізм	Хвороби печінки, серцево-судинні, нещасні випадки	100000	120
Радон	Рак легенів та ін.	20000	1

У Голландії з 8000 смертей на рік внаслідок раку легенів 1000 вважають спричиненого радоном. Також прослідковується гостра проблема радіологічного впливу радону на населення в Швейцарії, Швеції, Фінляндії, Австрії та в деяких регіонах Росії (в окремих місцевостях радонове опромінення на порядки може перевищувати середні величини).

Для України, яка в своїх надрах має потужні родовища урану, радонова проблема стоїть надзвичайно гостро. Відомо, що опромінення радоном забирає більше життів, ніж пожежі, повені й автокатастрофи разом узяті. За прогнозами Наукового центру радіаційної медицини АМНУ в Україні щорічно відбувається 8,5-9,0 тис. летальних випадків від раку легенів за рахунок радону, наявного у повітрі приміщень. Прямі збитки для країни за рахунок неучасті померлих осіб у ВВП складають до 400 млн грн на рік. Сумарний збиток від радону в повітрі приміщень для України майже 1,5 млрд грн на рік.

 У роботі автори узагальнили всі відомі фізичні та хімічні властивості ізотопів Радону, систематизували дослідження радонової проблеми науковцями різних країн, представили власні дослідження з цієї проблеми.

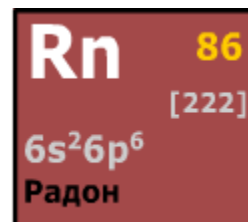
У роботі встановлена статистично значуща кореляція між умістом у навколишньому середовищі радону й показниками здоров'я населення: ризику захворюваності на рак трахеї, бронхів та легенів, смертності від цієї хвороби, очікуваного скорочення тривалості життя тощо, населення м. Рівне за рахунок інгаляційного надходження цього газу. Подібна постановка екологічних досліджень можлива для міста, яке характеризується високим ступенем забруднення навколишнього середовища радоном, лише коли статистичний аналіз даних дозволяє визначити кількісні параметри впливу забруднення навколишнього середовища радоном на здоров'я населення.

Автори спільно розробляли план і обговорювали зміст усіх розділів монографії. Автори висловлюють подяку колегам А. В. Рибалку, Н. М. Буденковій, В. Р. Гаєвському, О. Ю. Дейнеці за цінні зауваження в ході обговорення монографії. Окрема подяка В. А. Мащенко та В. А. Гульчуку за допомогу в проведенні складних математичних розрахунків фізичних параметрів дослідження.

Розділ 1. Фізико-хімічні властивості радону

1.1. Історія відкриття

У 1896 р. А. Беккерель відкрив здатність металевого урану випромінювати невідомі промені. Її в 1898 році М. Кюрі назвала радіоактивністю (від лат. radio – випромінюю і activus – діючий). У грудні того ж року подружжя П. Кюрі і М. Складовська-Кюрі сповістили про відкриття нового елемента – Радію, інтенсивність



випромінювання якого в декілька сотень разів перевищувала уранову. Наукове співтовариство почало активно вивчати властивості радіоактивних речовин і їх

випромінювань

У ході вивчення іонізації повітря відкритими радіоактивними речовинами, зокрема, сполуками радію, в 1899 році подружжя Кюрі помітили, що тіла (гази), які знаходяться біля радіоактивних джерел, стають також радіоактивними [1]. Їх радіоактивність зберігалася певний час після видалення радіоактивного джерела (протягом місяця). Марія назвала це явище індукованою активністю.

Паралельно Е. Резерфорд і Р. Б. Оуенс, досліджуючи препарати торію в 1899-1900 рр., виявили, що явище індукованої активності властиве і для них [2, 3]. Випромінювання від препарату торію могло проходити через декілька аркушів паперу, але затримувалося тонким шаром слюди, тобто поводито себе подібно до газу, що дифундував через тонкі пористі тіла. Крім того, учені направляли струмінь повітря над препаратом торію до іонізаційної камери. Дослід показав, що радіоактивність переносилася повітрям, але вона не зникла з припиненням потоку повітря, а спадала з часом. Е. Резерфорд і Р. Б. Оуенс пояснили це тим, що з радіоактивного тіла крім випромінювання радіоактивних променів, відбувається ще деяке радіоактивне витікання, яке Е. Резерфорд назвав *еманацією торію* (від лат. emanatio – витікання), що просочує навколишні тіла. У своїх подальших роботах Резерфорд визнавав пріоритет подружжя Кюрі у відкритті індукованої радіоактивності. Науковим товариством дата виходу статті [2] – 13 вересня 1899 року – вважається датою відкриття Радону.

Дослідження в 1900 році Ф. Дорном (і незалежно, майже одночасно А. Деб'єрном) сполук радію показало, що для них також характерна еманация [4]. У їх досліді вакуум-насосом відкачувався газ із тріщин і пор радіоактивних солей радію, який, як пізніше було встановлено, походив від урану. Виявилось, що через декілька днів там знову з'являються мікроскопічно малі бульбашки еманация. Дивним здавався той факт, що період індукованої активності для еманация торію був меншим, ніж для еманация радію.

У своїх роботах Ф. Дорн посилається на роботи Е. Резерфорда, повторює його методики і визнає його пріоритет у відкритті еманцій.

У 1904 році А. Деб'єрн та Ф. Гізель відкрили [5] еманцію актинію (елемента, який вони відкрили в 1899 році) зі своїм періодом індукованої активності.

Виявилося також, що всі еманції здатні викликати флуоресценцію деяких речовин, наприклад осаду сірчастого цинку. Д. Менделєєв описав цей дослід, продемонстрований йому подружжям Кюрі, навесні 1902 року.

Незабаром Е. Резерфорду й Ф. Содді вдалося довести, що еманція – це газ, і для нього справедливі всі газові закони. При охолодженні еманції радію вона переходила у рідкий стан.

У 1903 році В. Рамзай, Ф. Содді та Р. Уїтлоу-Грей уперше виділили еманцію радію в чистому вигляді та визначили її густину. У їх розпорядженні було менше 1 грама бромистого радію, із якого вони могли отримувати за нормальних умов одночасно не більше $0,1 \text{ мл}^3$ чистої еманції. Щоб працювати з такими малими об'ємами газу, доводилося винаходити особливо тонкі технічні прийоми й прилади. Так, В. Рамзай побудував надчутливі терези, що показували мільярдні частки грама. Через декілька років він збільшив їх чутливість ще в 10 разів. Після виділення чистої еманції й визначення її фізичних та хімічних властивостей з'ясувалося, що еманція є не що інше, як хімічно інертний газ. За значенням атомної маси він виявився останнім розшукуваним елементом «нульової» групи Періодичної системи.

В. Рамзай та Р. Уїтлоу-Грей дали еманції радію свою назву – «нітон» (Niton) (від лат. nitens – блискучий, світиться); цією назвою вони підкреслили властивість газу викликати флуоресценцію деяких речовин. Уважають, що саме від раку легенів, викликаного дією радону, у 1916 році помер В. Рамзай.

У 1910-х р., узагальнивши великий експериментальний матеріал, створений працями багатьох дослідників, Ф. Содді довів, що хімічні елементи можуть існувати в декількох різновидах. Фізичні й хімічні властивості цих різновидів майже однакові, за винятком атомної маси і (у деяких випадках) радіоактивності. Ф. Содді дав їм назву «ізотопи», що означає «займають одне і те ж місце»; як місце тут розуміють розміщення в таблиці Менделєєва.

У 1923 році Міжнародним комітетом з хімічних елементів для еманції радію була прийнята більш точна від нітону назва – Радон (Radon) як похідна від слова «Радій». Еманції торію та актинію (ізотопи Радону) стали називати Торон (Thoron) і Актинон (Actinon). Назва «Радон» для всієї групи ізотопів Радону офіційно була введена Міжнародною комісією радієвих еталонів у 1930 році, оскільки найважливіша, найстійкіша еманція утворюється з Радію, похідної від ізотопу Урану-238.

Саме еманції торію і радію виявилися першими встановленими ізотопами хімічних елементів. Атомна маса еманції Торію – 220, Актинію, – 219, Радію – 222; ця різниця пояснюється різною кількістю нейтронів (при однаковій кількості протонів) в атомному ядрі кожного ізотопу. Порівняно найбільш стабільною є еманція радію, найменш стабільною – актинію.

1.2. Ізотопи Радону

На сьогодні відомо 34 ізотопи Радону з масовими числами від 195 до 228 і періодами напіврозпаду від 10^{-6} с до 3,8 доби. Розпадаються всі вони за схемою:



Національний університет
водного господарства
та природокористування

У природі радон зустрічається в чотирьох формах (таблиця 1.1):

- Радон-222** (${}^{222}Rn$). Утворюється при α - розпаді ${}^{226}Ra$, член радіоактивної родини ${}^{238}U$ (рис. А1 додатку А).
- Радон-220 (Торон, ${}^{220}Rn$)**. Утворюється при α - розпаді ${}^{224}Ra$, член радіоактивної родини ${}^{232}Th$ (рис. А2 додатку А).
- Радон-219 (Актинон, ${}^{219}Rn$)**. Утворюється при α - розпаді ${}^{223}Ra$, член радіоактивної родини ${}^{235}U$ (рис. А3 додатку А).
- Радон-218** (${}^{218}Rn$). Утворюється при α - розпаді ${}^{222}Ra$, уходить в одне з бічних розгалужень родини ${}^{238}U$ (з коефіцієнтом розгалуження – $2 \cdot 10^{-7}$).

Таблиця 1.1

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Природні ізотопи Радону

Масове число	Період напіврозпаду	Тип розпаду	Середня енергія випромінювання, $MeV/(Bk \cdot c)$		Дочірнє ядро
			Характеристичне, γ та анігіляційне випромінювання	β -випромінювання, конверсійні електрони та Оже-електрони	
218	35 мс	α	$7,56 \cdot 10^{-4}$	$1,40 \cdot 10^{-5}$	${}^{214}Po$
219	3,96 с	α	$5,58 \cdot 10^{-2}$	$6,30 \cdot 10^{-3}$	${}^{215}Po$
220	55,6 с	α	$3,85 \cdot 10^{-4}$	$8,91 \cdot 10^{-4}$	${}^{216}Po$
222	3,8235 діб	α	$3,98 \cdot 10^{-4}$	$1,09 \cdot 10^{-6}$	${}^{218}Po$

^{222}Rn зустрічається в природі в 20 разів частіше, ніж ^{220}Rn , а кількість у природі ^{219}Rn ще менша, тому, коли мова йде про Радон, мають на увазі, перш за все ^{222}Rn . За повного радіоактивного розпаду ^{222}Rn створює ефективну еквівалентну дозу опромінення в 20 разів більшу, ніж ^{220}Rn , тому ^{222}Rn вважають приблизно в 20 разів небезпечнішим для людини, ніж ^{220}Rn .

Інші ізотопи Радону можна отримати лише штучно. Велика їх група отримується при розпаді ізоотопів Радію, отриманих також штучно, двома протилежними шляхами: при розщепленні ядра Торію, яке відбувається в ході бомбардування його прискореними α -частинками, протонами і дейтонами, або при синтезі Радію, який відбувається під час бомбардування свинцю прискореними ядрами Карбону.

Так, наприклад, синтезуються легкі (нейтронодефіцитні) ізотопи Радону (^{195}Rn – ^{216}Rn). Їх можна отримати в реакціях глибокого розщеплення під час бомбардування торієвої мішені протонами високих енергій або під час бомбардування золотої мішені ядрами нітрогену в реакціях типу $^{197}\text{Au}(^{14}\text{N}, xn)$, де x – кількість нейтронів (зазвичай $x > 3$), утворених у реакції. Із таких ізоотопів найбільш стабільним є ^{211}Rn з $T_{1/2} = 14,6 \text{ год}$. Розпад його відбувається шляхом електронного захоплення, β «плюс» - та α - розпадів. Деякі ізотопи цієї групи мають збуджені метастабільні стани. Їх відомо 13.

Велике значення надається радіохімічній чистоті штучних ізоотопів Радону. Наприклад, тільки строго індивідуальні ізотопи з масою 206-212 придатні для отримання в процесі їх розпаду Астату – одного з найменш вивчених хімічних елементів.

Ізотопи з масовими числами 212, 216, 217, 218 і 221 отримані обстрілом ядер Торію або Урану позитивно зарядженими іонами з енергією в десятки MeV . Ефективні методи отримання нейтронодефіцитних ізоотопів радону розроблені в Об'єднаному інституті ядерних досліджень (м. Дубна, Росія).

Починаючи з ізоотопу ^{212}Rn α -розпад стає домінуючим. ^{223}Rn отримують, бомбардуючи нейтронами ^{222}Rn . Важкі ізотопи радону (починаючи з ^{223}Rn) розпадаються переважно за допомогою β «мінус» -розпаду.

Переріз захоплення теплових нейтронів для ^{222}Rn становить 0,72 *барн/атом*, для ^{220}Rn – 0,2 *барн/атом*.

Ізотопи Радону існують в атмосфері у вигляді вільних атомів, а їх дочірні продукти розпаду (ДПР) – у вигляді іонів, які утворюють аерозольні частинки в повітрі.

1.3. Фізичні властивості радону

Радон (Radon), Rn – радіоактивний хімічний елемент VIII групи періодичної системи елементів; атомний номер – 86, атомна маса – 222, інертний газ, без кольору і без запаху, слабо флуоресцентний. Радон – найважчий елемент нульової (VIIIА) групи періодичної системи, єдиний із благородних газів, який не має стабільних і довгоживучих ізотопів.

Радон у 110 разів важчий за Гідроген і в 7,5 – за повітря. Радон як рідина в 7 разів важчий води (густина рідкого радону майже дорівнює густині цинку). Твердий радон – непрозорий для видимого світла. Причиною непрозорості є миттєве осідання твердих продуктів його розпаду.

Таблиця 1.2

Фізичні властивості радону

№	Фізична величина	Значення
1.	Атомна маса, <i>а.о.м.</i>	222,0176
2.	Молярна маса, <i>г/моль</i>	222,0176
3.	Радіус атома, <i>пм</i>	214
4.	Енергія іонізації:	
4.1	$^{222}\text{Rn}^+$, <i>кДж/моль (еВ)</i> ;	1036,5 (10,746)
4.2	$^{222}\text{Rn}^{2+}$, <i>кДж/моль (еВ)</i> ;	2065,28 (21,4)
4.3	$^{222}\text{Rn}^{3+}$, <i>кДж/моль (еВ)</i>	2837,35 (29,4)
5.	Електронна конфігурація	$[\text{Xe}]4f^{14}5d^{10}6s^26p^6$
6.	Густина:	
	газ за н. у., <i>мг/см³</i> ;	9,81
	рідина при -62 °С, <i>г/см³</i>	4,4
	тверде тіло, <i>г/см³</i>	4
7.	Питома теплоємність, <i>Дж/(К · моль)</i>	20,79
8.	Теплопровідність (газ за н.у.), <i>Вт/(м · К)</i>	0,0036
9.	Температура плавлення, <i>К (°С)</i>	202 (-71)
10.	Теплота плавлення, <i>кДж/моль</i>	2,7
11.	Температура кипіння за атм. тиску, <i>К (°С)</i>	211,4 (-61,9)
12.	Молярна теплота пароутворення, <i>кДж/моль</i>	18,1
13.	Питома теплота пароутворення, <i>кДж/(кг · К)</i>	73,9
14.	Кристалічна решітка	Гранецентрована

Продовження таблиці 1.2		
15.	Критична температура при критичному тиску 6,2 МПа, °C	104,5
17.	Температура потрійної точки, °C	-71
18.	Тиск потрійної точки, МПа	0,07
19.	Питома теплоємність C_p за 298 K і норм. тиску, Дж/(кг·K)	90
20.	Ентропія (відносно н. с.)*, кал/(град·моль)	42,1
21.	Енергія зв'язку внутрішніх електронів:	
	K , кеВ	98,4
	L_I , кеВ	18
	L_{II} , кеВ	17,3
	L_{III} , кеВ	14,6
	M , кеВ	4,5 – 2,9

* – у норм. стані (приймаючи ентропію при 0 °K рівною нулю).



Рис. 1.1. Зовнішній вигляд радону. У момент фотографування в посудині міститься невелика кількість оксиду торію, а атомів Радону близько 160000, які утворилися під час розпаду торію

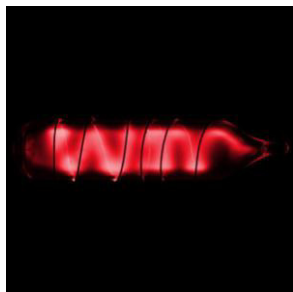


Рис. 1.2. Флуоресцентне свічення радону

За кімнатної температури радон – газ, що складається з одноатомних молекул. Спектр радону аналогічний спектру ксенону та інших елементів нульової групи. Колір свічення в газовому розряді у радону – синій, оскільки у видимій частині спектра радону особливо виділяються 8 ліній, що відповідають довжинам хвиль від 3982 до 5085 Å і які знаходяться головним чином у синій частині спектра [6].

Спектр радону В. Рамзаю зі співробітниками не вдавалося ідентифікувати протягом року. Ідентифікації допомогло додавання до радону невеликої кількості гелію, поруч із характерними простими лініями якого неважко було розпізнати нові, що належать радону. Однак ці спроби закінчилися невдачею, і дослідники повернулися до капілярних трубок, заповнених тільки радonom. Одного разу таку трубку випадково залишили недослідженою, і коли через декілька днів досліджували її спектр, в ньому виявили добре знайомі лінії свідомо відсутнього гелію. Цей дослід повторювався багато разів

– спектр гелію незмінно з'являвся.

Це підтвердило висловлене раніше припущення Резерфорда: гелій виявляється в мінералах, які містять уран і торій, з тієї причини, що він є одним із продуктів послідовного радіоактивного розпаду атомів Урану й Торію. Так само гелій є продуктом розпаду радону.

Доведення факту, що α - випромінювання є потоком ядер атомів Гелію, Е. Резерфорд здійснив в наступному досліді. У вузьку скляну трубку з тонкими стінками (0,01 мм) для безперешкодного проникання через них α - частинок вводився радон. Запаяна трубка поміщала в іншу, товстостінну, яка з одного боку закінчувалася капілярною розрядною трубкою з платиновими електродами, а з іншого з'єднувалася з напірною посудиною, що містила ртуть. Через декілька днів у зовнішній трубці накопичувався газ, який під тиском ртуті витіснявся в розрядну трубку. На час пропускання струму через газ виникало свічення, в спектрі якого спостерігалися характерні лінії гелію.

Власна радіоактивність радону викликає його флуоресценцію. Газоподібний радон флуоресцює блакитним або фіолетовим світлом. На холодних поверхнях радон легко конденсується в безбарвну флуоресцентну рідину. Під час охолодження до твердого радону колір флуоресценції стає спершу жовтим, потім червоно-оранжевим.

1.4. Хімічні властивості радону та його отримання

Труднощі експериментальних досліджень в галузі хімії радону пов'язані з малими періодами напіврозпаду ізотопів цього елемента. Унаслідок високої активності радону складно отримати його велику кількість, необхідну для використання фізико-хімічних методів дослідження. Крім того, досліджувані сполуки є нестійкими завдяки саморадіолізу під впливом випромінюваних α - частинок.

Хімічна ідентифікація сполук у ході роботи з субмікрокількостями радону може базуватися тільки на порівнянні властивостей і поведінки одержуваних сполук радону і відомих однотипних з'єднань сусідів радону по Періодичній таблиці. Слід, однак, ураховувати, що між Ксеноном і Радоном у Періодичній системі знаходиться 32 елементи (поряд з $5d$ -, $6s$ - і $6p$ - відбувається заповнення $4f$ - орбіт), що може різко відрізнати властивості з'єднань елементів 6 і 5 періодів. Так, слід чекати проявлення більших металічних властивостей радону порівняно з ксеноном.

Перераховані вище труднощі синтезу й ідентифікації з'єднань радону значно ускладнюють дослідження в галузі хімії цього елемента. Адлофф у роботі, присвяченій радіохімії з'єднань благородних газів, зауважував: «Хімія радону ніколи не досягне такого розмаху, як хімія ксенону через експериментальні труднощі, пов'язані зі специфічними властивостями цього елемента» [7].

Радон слабо розчинний у воді, хоча він розчиняється в ній дещо краще, ніж інші легші за нього благородні гази. Радон повністю виходить із води в процесі кип'ятіння. Розчинність радону в воді визначена за різних температур [8]; вона помітно знижується під час додавання різних солей. Хофман вивчав розподіл радону між тетрахлоридом карбону і розчинами кальцію хлориду різної концентрації [9]. Він установив, що причиною зниження розчинності (ефекту висалювання) є зміна активності води в розчині, що, у свою чергу, впливає на ступінь гідратації атомів Радону. Розчинність радону в органічних рідинах (наприклад, нафті) значно вища, ніж у воді. Вимірювання розчинності радону в спиртах і жирних кислотах показало, що вона зростає з ростом кількості гомологічних груп у молекулі розчинника. Радон добре поглинається різними твердими тілами, особливо добре – деревним вугіллям, каучуком, воском, парафіном.

Невдалі спроби отримання сполук елементів нульової групи на початку ХХ століття призвели до утвердження думки про їх абсолютну хімічну інертність. Теоретичні розрахунки величин теплоти утворення гіпотетичних галогенідів і оксидів благородних газів, виконані на основі борнівського кругового циклу, також доводили принципову неможливість отримання подібних з'єднань, оскільки майже всі можливі реакції їх отримання повинні бути сильно ендотермічними, лише для фториду радону було отримано значення теплоти утворення $\sim 41,8$ кДж/моль. Шукати будь-які сполуки благородних газів із йонним або ковалентним зв'язком у той час здавалося марним.

У хімії відомі з'єднання, утворені за рахунок сил Ван-дер-Ваальса. Подібні з'єднання були відомі й для благородних газів (гідрати аргону, криптону й ксенону), вони отримані стисненням відповідного газу над водою до тиску, що перевищує тиск дисоціації гідрату за певної температури (так, тиск дисоціації гідрату аргону при 273 К становить $9,61 \cdot 10^6$ Па, гідрату криптону – $1,42 \cdot 10^6$ Па, а гідрату ксенону – $1,13 \cdot 10^6$ Па). Точного складу цих з'єднань у той час не було встановлено, проте, виходячи з загальних міркувань, їм приписувалася формула $Y_b \cdot 6H_2O$, де Y_b – атом благородного газу.

Цілком очевидним здавалося існування подібного з'єднання і для радону. Однак для виявлення його звичайним способом за зміною тиску пари потрібна була б практично недоступна кількість радону.

Новий шлях отримання і вивчення молекулярних сполук благородних газів, який базується на явищі ізоморфної співкристалізації, був запропонований член-кореспондентом Академії наук СРСР Б. А. Нікітіним. Суть методу полягає в співсадженні досліджуваної речовини (газу) з кристалами певного молекулярного з'єднання - носія. Цей метод дає можливість вивчати утворення молекулярного з'єднання благородного газу незалежно від

його абсолютної концентрації. Як було встановлено Нікітіним, дві речовини, що мають близькі складові сил Ван-дер-Ваальса і подібні розміри, повинні давати з третьою речовиною аналогічні молекулярні сполуки, які мають близькі значення стійкості й здатні утворювати один з одним змішані кристали. Нікітін прийшов до висновку, що стійкість гідрату радону повинна бути близькою до стійкості гідратів хлору і діоксиду сульфуру та дещо більшою за стійкість гідрату гідроген сульфід. Ще до Другої світової війни Нікітіну у Радієвому інституті ім. В. Г. Хлопіна вдалося отримати і досліджувати перші комплексні сполуки радону з водою – комплекси складу $Rn \cdot 6H_2O$, ізоморфного зі сполуками $SO_2 \cdot 6H_2O$ та $H_2S \cdot 6H_2O$, із якими Rn співкристалізувався.

У дослідах з ультрамікроскопічними кількостями радону ($10^{-11}g$) вивчався розподіл останнього між газовою фазою і кристалами гідратів SO_2 і H_2S за температури 269,6 K, що знаходиться нижче евтектичних точок систем $SO_2 - H_2O$ (270,5 K) і $H_2S - H_2O$ (272,7 K).

При цьому константа розподілу радону лишалася незмінною незалежно від шляху досягнення рівноваги й відносних об'ємів твердої й газоподібної фаз. Отже, мало місце ізоморфне включення радону в решітку гідратів SO_2 і H_2S у формі гідрату радону аналогічного складу ($Rn \cdot 6H_2O$).

Радон утворює також комплекси з фенолом $Rn \cdot 3C_6H_5OH$, ізоморфний із $H_2S \cdot 3C_6H_5OH$, та інші сполуки з органічними молекулами, наприклад, толуеном – $Rn \cdot 2CH_3C_6H_5$. Не вдалося аналогічним способом отримати молекулярні сполуки радону з галогенідами алюмінію, подібні відповідним з'єднанням гідроген сульфуру ($AlBr_3 \cdot H_2S$, $AlCl_3 \cdot H_2S$) [10].

Відповідно до сучасних уявлень про структуру описаних вище клатратних з'єднань, їх слід розглядати як сполуки включення. У них «включені» атоми або молекули газу утримуються в порах кристалічної решітки - «господаря» за допомогою сил Ван-дер-Ваальса.

Довгий час учені не знаходили умов, за яких благородні гази могли б вступати в хімічну взаємодію і утворювати істинні хімічні сполуки, оскільки їх валентність дорівнює нулю. Мала хімічна активність благородних газів пояснюється жорсткою восьмиелектронною конфігурацією зовнішньої електронної оболонки. Але відомо, що здатність до поляризації атомів зростає зі збільшенням кількості електронних оболонок. Отже, вона повинна збільшуватися під час переходу від Гелію до Радону. У цьому ж напрямку повинна збільшуватися й реакційна здатність благородних газів.

Так, уже в 1924 році висловлювалася ідея, що деякі сполуки важких інертних газів (зокрема фториди і хлориди ксенону) термодинамічно цілком стабільні і можуть існувати за

звичайних умов. Через дев'ять років цю ідею підтримали й розвинули Полінг і Оддо.

Із рівняння стійкості з'єднань різних представників елементів нульової групи випливає, що хімія радону повинна бути не менш багатого, ніж хімія легших благородних газів, зокрема ксенону. Так, під час зіставлення значень теплоти утворення фторидів аргону, криптону й ксенону чітко простежується тенденція до збільшення стійкості з'єднань зі зростанням атомного номера благородного газу. Це пояснюється зменшенням іонізаційного потенціалу від Аргону до Криптону й Ксенону (див. табл. 1.3). Отже, фториди радону повинні бути більш стабільними, ніж відповідні сполуки ксенону.

За проведеними квантово-механічними розрахунками йонності зв'язків і стійкості галогенідів благородних газів визначено, що достатня хімічна стійкість повинна бути властива сполукам радону RnF_2 , RnF_4 , $RnCl_4$, RnF_6 .



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 1.3

Потенціали йонізації благородних газів

Елемент	<i>He</i>	<i>Ne</i>	<i>Ar</i>	<i>Kr</i>	<i>Xe</i>	<i>Rn</i>
$10^{-3} \cdot I$, кДж/моль	2,371	2,079	1,519	1,35	1,17	1,034

Тільки в 1962 році були отримані істинні сполуки радону – фториди радону. У перших дослідах з отримання фториду радону використовувався найпоширеніший із цих методів, який базується на взаємодії газу з фтором за високих температур. Нагрівання суміші мікронної кількості (від 1 до 100 μKi) радону з фтором за тиском $\sim 4 \cdot 10^4 \text{ Па}$ до 673 K протягом 30 хвилин приводило до утворення фториду радону. Доказом утворення хімічної сполуки було різке зниження летючості радону (елементарний радон легко сублімується при 195 K) при введенні в реакційну посудину фтору. Отриманий фторид характеризувався низькою летючістю і не сублімувався у вакуумі 10^{-4} Па за температури, нижчої (500 - 520) K. У ході фторування суміші ксенону й радону десятикратним надлишком фтору за 673 K і тиску $3,4 \cdot 10^5 \text{ Па}$ утворювані ди- і тетрафториди ксенону легко сублімувалися у вакуумі за 323 K; при цьому фторид радону повністю залишався в реакційній посудині. Однак в аналогічному експерименті зі 100-кратним надлишком фтору (573 K; $9,8 \cdot 10^6 \text{ Па}$) значна частина радону дистильовалася за кімнатної температури разом з утвореним в таких умовах гексафторидом ксенону.

Отримані таким способом фториди радону точно ідентифікувати не вдалося. Автори [11] лише повідомляли, що отриманий ними фторид радону може бути кількісно відновлений воднем при 773 K. Мікрокількості фториду радону не виявляли будь-яких ознак радіаційного розкладання.

Швидше за все отримана малолетюча речовина була сумішшю фторидів радону. На відміну від досить летючих фторидів ксенону, ця речовина не переганяється до температури 250 °C.

RnF_2 утворюється як при безпосередній взаємодії газоподібних радону і фтору за 400 °C, так і за окиснення його дифторидом криптону, ди- і тетрафторидом ксенону і деякими іншими окислювачами. Дифторид радону стійкий до 200 °C і відновлюється до елементарного радону воднем за 500 °C і тиску H_2 , рівному 20 МПа. Ідентифікація дифториду радону здійснена шляхом вивчення його співкристалізації з фторидами та іншими похідними ксенону.

Сьогодні відомі різні шляхи отримання фторидів благородних газів (і радону в т. ч.), які відрізняються між собою або використанням різних фторуєчих агентів, або методами ініціювання реакцій. Як фторуєчі агенти використовують елементарний фтор, фторгалогени, фториди кисню й нітрогену, що містять фторорганічні речовини й деякі інші. Ініціювання реакцій досягається нагріванням реакційної суміші, УФ-опроміненням, за допомогою електричного або мікрохвильового розрядів, а також впливу на реакційну суміш γ -променів, пучків високоенергетичних електронів і протонів.

Повідомлялося про хімічне зв'язування радону в ході взаємодії з ClF_3 , KrF_2 або фторидами ксенону [12] за умовами кімнатної температури, а також у реакції з монофторидом кисню за 173 K [13]. Реакції здійснювалися як у металевих, так і в кварцових або фторопластових посудинах, причому зазначалося, що сполуки, що утворюються у фторопластовій посудині, найбільш летючі; менш летючі продукти реакції в скляному і ще менш – у металевому посуді. Ці спостереження свідчать про те, що поверхня реакційної посудини відіграє важливу роль у процесі синтезу фториду радону.

Окиснення мікрограмових кількостей радону рідкими BrF_3 , BrF_5 або ClF_3 також приводить до утворення нелетючих форм радону. Використання як фторуєчих агентів пентафториду арсену, стибію, йоду, а також гідроген фториду не приводило до утворення сполук радону.

Із жодним окислювачем не отримані з'єднання радону, де його ступінь окиснення була б вищою +2. Причиною цього є велика стійкість проміжного продукту фторування ($RnF + X^-$) порівняно з аналогічною формою ксенону. Це зумовлено більшою іонністю зв'язку у випадку радоновмісної частинки. Як показали подальші дослідження, подолати кінетичний бар'єр реакцій утворення вищих фторидів радону можна або введенням в реакційну систему дифториду нікелю, що володіє найвищою каталітичною активністю в процесах фторування ксенону, або здійсненням реакції фторування в присутності натрію броміду. В останньому

випадку велика, порівняно з дифторидом радону, флуородонорна здатність натрію фториду дозволяє конвертувати RnF^+ в RnF_2 в результаті реакції:



RnF_2 фторується з утворенням вищих фторидів, при гідролізі яких утворюються вищі оксиди радону. Підтвердженням утворення сполук радону в вищих валентних станах є ефективна співкристалізація ксенатів і радонатів барію.

Спроби отримати сполуки радону, відмінні від фторидних, не мали успіху. Вивчення взаємодії радону з хлором за термічного і фотохімічного впливу на суміш газів призвело до негативного результату.

Не було отримано переконливих доказів утворення сполук під час взаємодії радону з киснем, озоном або монохлоридом йоду, а також у результаті аналогічних реакцій, ініційованих за допомогою УФ - опромінення, електричного або мікрохвильового розрядів.

Отримання. Спроби виділення радону з неорганічних солей радію показали, що навіть за температури, близької до температури плавлення, радон з них повністю не виходить. Високою емануючою здатністю володіють солі органічних кислот (пальмітинової, стеаринової, капронової), а також гідроксиди важких металів. Для приготування високоемануючого джерела з'єднання радію, як правило, співосаджуються з барієвими солями зазначених органічних кислот або гідроксидами феруму і торію. Ефективним є також виділення радону з водних розчинів солей радію. Розчини радію залишають на деякий час в ампулі для накопичення радону; через певні проміжки часу радон відкачують. Виділення радону після очищення, як правило, здійснюється фізичними методами, наприклад, адсорбцією активованим вугіллям із наступною десорбцією за 350 °С.

Крім фізичних методів вловлювання радону (адсорбційні, криогенні тощо), ефективного виділення радону з газової суміші можна досягнути шляхом перетворення його під дією окислювачів у нелетючу хімічну форму. Так, радон практично кількісно може бути поглинений солями складу ClF_2SbF_6 , BrF_2SbF_6 , O_2SbF_6 і деякими рідкими фторогалідами в результаті утворення нелетких солей складу $RnF + X^-$, де X^- – складний аніон.

Радон можна отримати також за допомогою реакції β^- - розпаду Астату-219 та K - захоплення Францію-212. Відомий лише один випадок β^- - розпаду, що призводить до утворення ізотопів Радону:



Однак малі частки переходів, що приводять до утворення ^{219}At ($6 \cdot 10^{-5}\%$), мала ймовірність його розпаду шляхом емісії β^- -частинок (3%), дуже малі періоди напіврозпаду

материнських ізотопів астату (54 с) і дочірніх ізотопів радону (3,92 с) і порівняно мала вивченість хімії астату досить ускладнюють використання цього переходу для синтезу й вивчення властивостей сполук радону.

Можливість використання процесів електронного захоплення для синтезу сполук радону вивчена в роботі [14]. Автори досліджували хімічні наслідки розпаду



у складі різних солей цезію. Францій-212 ($T_{1/2} = 19,2 \text{ хв}$) отримувався опроміненням торієвої мішені протонами з енергією $E = 1,1 \cdot 10^{10} \text{ Дж}$. Для виділення францію з мішені використовувалася експресна методика співсаджень францію з кремнійвольфрамовою кислотою і подальшого відділення францію методом роздільної хроматографії. Накопичення радону здійснювалося в кристалах солей цезію, що містять францій, або в їх розчинах у 0,05 М триоксиду ксенону.

1.5. Одиниці вимірювання радіоактивності

Унаслідок радіоактивного розпаду кількість ядер радіоактивної речовини зменшується з часом за законом:

$$N = N_0 \cdot e^{-\lambda t}, \quad (1.5)$$

де N_0 – кількість ядер радіоактивної речовини в початковий момент часу, N – кількість ядер, що залишилася в момент часу t , λ – стала радіоактивного розпаду. Вона пов'язана з періодом напіврозпаду T співвідношенням:

$$\lambda = \ln 2 / T. \quad (1.6)$$

Радіоактивний розпад характеризується величиною, яка називається активністю. **Активність** – це кількість розпадів радіоактивних ядер за одиницю часу:

$$A = dN_p / dt, \quad (1.7)$$

де dN_p – кількість розпадів.

Оскільки $dN_p = -dN$ зі співвідношень (1.5) та (1.7) можна отримати:

$$A = A_0 \cdot e^{-\lambda t} \text{ і } A = \lambda \cdot N, \quad (1.8)$$

де $A_0 = \lambda \cdot N_0$ – початкова активність.

Одиницею активності в системі СІ є бекерель (Бк). Активність 1 Бк дорівнює 1 розпаду радіоактивної речовини за 1 с. Використовується також позасистемна одиниця активності – кюрі (Ки). 1 Ки є активністю 1 г ${}^{226}\text{Ra}$: $1 \text{ Ки} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк}$.

Радіоактивні матеріали можуть також характеризуватись питомою та об'ємною активністю. **Питома активність** – це активність одиниці маси речовини:

$$PA = dA/dm, \quad (1.9)$$

де dA – активність речовини в елементарному об'ємі, dm – маса речовини в цьому об'ємі. Питома активність у системі СІ вимірюється в бекерелях на кілограм ($Bк/кг$) і в позасистемних одиницях – кюрі на кілограм ($1 Ki/кг = 3,7 \cdot 10^{10} Bк/кг$).

Виділяють також поняття питомої ефективної активності природних радіонуклідів (ПРН) – A_{ef} . **Ефективна питома активність** – це сумарна питома активність ПРН у матеріалі, визначена з урахуванням їх біологічного впливу на організм людини за формулою:

$$A_{ef} = PA_{Ra} + 1,31 \cdot PA_{Th} + 0,085 \cdot PA_{Ka}, \quad (1.10)$$

де PA_{Ra} , PA_{Th} , PA_{Ka} – питомі активності радію, торію та калію відповідно, $Bк/кг$.

Для радіоактивних газів використовується поняття **коефіцієнта еманування**. Це відношення кількості радону, який виділяється в атмосферу, до загальної кількості радону, який генерується в певному матеріалі.

Інколи з загального поняття питомої ефективної активності виділяють поняття **ефективної питомої активності за радоном**:

$$A'_{ef} = PA \cdot \eta, \quad (1.11)$$

де η – коефіцієнт еманування.

Об'ємною активністю називається активність одиниці об'єму:

$$OA = dA/dV, \quad (1.12)$$

dV – об'єм речовини. У системі СІ об'ємна активність вимірюється в бекерелях на кубічний метр ($Bк/м^3$) і в позасистемних одиницях – кюрі на кубічний метр, літр та інші одиниці об'єму.

У США для значень OA в приміщеннях та шахтах найчастіше використовується одиниця пікокюрі на літр ($пкКи/л$), у європейській – $Bк/м^3$:

$$1 \frac{пкКи}{л} = 37 \frac{Bк}{м^3}.$$

У літературі з бальнеології для визначення активності радону в воді зустрічаються також позасистемні одиниці OA – *еман* та *Махе*. Одиниця *Махе* дорівнює активності радіонукліда, що міститься в 1 л речовини і забезпечує за допомогою іонізації середовища α -частинками іонізаційний струм насичення, який дорівнює 10^{-3} одиниць СГС (тобто $3,336 \cdot 10^{-13} A$). Співвідношення між одиницями вимірювання:

$$1 \text{ Махе} = 3,64 \text{ еман} = 3,64 \cdot 10^{-10} \frac{\text{Ки}}{\text{л}} = 13,5 \cdot 10^3 \frac{\text{Бк}}{\text{м}^3}.$$

Поняття *ОА* найчастіше використовується для визначення концентрації та активності радіоактивних газів й аерозолів у різних середовищах.

Із рівняння (1.8) та (1.12) видно, що для рівноважного стану

$$OA = \frac{A}{V} = \lambda \frac{N}{V} = \lambda \cdot n, \quad (1.13)$$

де n – концентрація, тобто об'ємна активність дорівнює концентрації з точністю до коефіцієнта λ . Звідси в багатьох статтях по радону замість поняття *ОА* використовують поняття концентрації, хоча в загальному випадку це не коректно.

Для опису інтегральної *ОА* дочірніх продуктів розпаду (*ДПР*) радону в повітрі часто використовується поняття прихованої енергії. **Прихована енергія** – це сумарна енергія α -випромінювання, яке утворюється в одиниці об'єму повітря під час розпаду всіх короткоживучих *ДПР* (для Радону-222 – до Свинцю-210, який має період напіврозпаду 22 роки). Якщо в повітрі *ОА* радону становить 3700 Бк/м^3 (100 пкКи/л) Радону-222 в повній рівновазі зі своїми *ДПР*, то величина прихованої енергії становить $1,2835 \cdot 10^5 \text{ MeB/л}$. Ця величина, округлена до $1,3 \cdot 10^5 \text{ MeB/л}$ називається **робочий рівень** (Working Level, *WL*) і широко використовується в США для визначення *ОА ДПР* Радону в повітрі, хоча є також позасистемною одиницею.

Крім поняття *ОА* в регламентуючих документах з Радону країн СНД використовується поняття *еквівалентної рівноважної об'ємної активності (ЕРОА)*.

Для визначення поняття *ЕРОА* розглянемо характеристики *ДПР* радону. Як видно з рис. А1 Додатку А за такого розгляду достатньо обмежитися частиною ланцюжка родини від ^{222}Rn до ^{210}Pb , оскільки період напіврозпаду останнього – 22 роки і він не може досягнути в атмосфері рівноважної концентрації. Наступними елементами ланцюжка можна знехтувати. Період напіврозпаду ^{214}Po дуже малий – $1,5 \cdot 10^{-4} \text{ с}$, тому він завжди знаходиться в рівновазі з ^{214}Bi . ^{210}Tl має дуже малий вихід і його в розрахунках не враховують.

Еквівалентною рівноважною об'ємною активністю (ЕРОА), або **еквівалентною рівноважною концентрацією (ЕРК**, англ.: equilibrium equivalent concentration) радону для нерівноважної суміші короткоживучих дочірніх продуктів розпаду в повітрі називається об'ємна активність радону, що знаходиться в рівновазі з дочірніми продуктами розпаду, яка має таку ж величину прихованої енергії, як і ця нерівноважна суміш:

$$EPOA_{Rn} = OA_{Rn} \cdot F_{Rn} = 0,1046 \cdot OA_{Po} + 0,5161 \cdot OA_{Pb} + 0,382 \cdot OA_{Bi}, \quad (1.14)$$

де OA_{Po} , OA_{Pb} , OA_{Bi} – об'ємні активності короткоживучих продуктів розпаду радону ^{218}Po ,

^{214}Pb , ^{214}Bi , відповідно, $Bк/м^3$, F_{Rn} – коефіцієнт рівноваги між радоном і продуктами його розпаду. $1 \frac{Bк}{M^3} EPOA_{Rn}$ відповідає $5,56 \cdot 10^{-6} \frac{MДж}{M^3}$ прихованої енергії.

Позначимо N_i – концентрація в повітрі атомів ^{218}Po ($i = 1$), ^{214}Pb ($i = 2$) і ^{214}Bi ($i = 3$), відповідно, атомів/ $м^3$. Тоді OA короткоживучих ДПР радону згідно з (1.5) дорівнює:

$$OA_i = \lambda_i n_i, \quad (1.15)$$

де λ_i – стала радіоактивного розпаду i -го нукліда, c^{-1} .

За умови радіоактивної рівноваги між радоном і продуктами його розпаду ($F_{Rn} = 1$) їх OA однакові. Отже $OA_{Rn} : OA_{Po} : OA_{Pb} : OA_{Bi} = 1 : 1 : 1 : 1$. Однак у реальних умовах спостерігається порушення рівноваги між радоном і його ДПР. Коефіцієнт рівноваги F_{Rn} у закритих приміщеннях змінюється від 0,14 до 0,86 і в середньому становить 0,4 - 0,5 [15]. За теоретичними розрахунками прийнято значення F брати рівним 0,4.

Відповідно до означення $EPOA$ радону співвідношення (1.14) можна переписати для торону:

$$EPOA_{Tn} = 0,913 \cdot OA_{Pb} + 0,087 \cdot OA_{Bi}, \quad (1.16)$$

де OA_{Pb} , OA_{Bi} – об'ємні активності короткоживучих продуктів розпаду радону ^{212}Pb , ^{212}Bi , відповідно, $Bк/м^3$.

$1 \frac{Bк}{M^3} EPOA_{Tn}$ відповідає $7,57 \cdot 10^{-5} \frac{MДж}{M^3}$ прихованої енергії.

Контрольованою величиною в будівлях і спорудах у регламентуючих документах визначене середньорічне значення $EPOA$ радону і торону в повітрі приміщень C_{cp} рівне:

$$C_{cp} = (EPOA_{Rn})_{cp} + 4,6 \cdot (EPOA_{Tn})_{cp}, \quad (1.17)$$

де $(EPOA_{Rn})_{cp}$ і $(EPOA_{Tn})_{cp}$ – середньорічні значення $EPOA$ радону і торону в приміщенні відповідно.

Первинною інформацією, необхідною для оцінки радіаційних ризиків за рахунок опромінення радоном, є визначення середньорічної експозиції по ДПР радону, якій піддаються населення або персонал підприємств. Під експозицією P за період часу впливу T розуміють наступний вираз:

$$P = \int_0^T EPOA_{Rn} dt = (EPOA_{Rn})_{cp} \cdot T, \quad (1.18)$$

де $EPOA_{Rn}$ – змінне в часі значення $EPOA$ радону, $(EPOA_{Rn})_{cp}$ – середнє значення $EPOA$ радону за період часу впливу T .

Для оцінки експозиції, створеної за рахунок впливу радону та його ДПР, використовується ще одна позасистемна одиниця: **щомісячний робочий рівень** – 1 WLM (Working Level Month), чисельно рівний експозиції, створеної концентрацією 1 WL протягом 170 год (тривалість робочого часу за місяць)

$$1 \text{ WLM} = 3,54 \frac{\text{мДж} \cdot \text{год}}{\text{м}^3}$$

У Російській Федерації [16] використовується поняття **радонової одиниці дози** – РОД:

$$1 \text{ РОД} = 10^9 (\text{Бк}/\text{м}^3) \cdot \text{с}.$$

Співвідношення між одиницями:

$$1 \text{ WLM} \cong 2,26 \text{ РОД}.$$

Крім одиниць активності, у радіаційній фізиці широко використовуються також дозиметричні величини.

Відомо, що опромінення іонізуючим випромінюванням біологічних об'єктів призводить до певних ефектів. У численних експериментах доведено, що ці ефекти визначаються, насамперед, кількістю поглиненої енергії радіоактивного випромінювання одиницею маси біологічної структури, тобто дозою. **Поглинена доза** випромінювання дорівнює середній енергії, яка передається одиниці маси речовини. Якщо в елементарному об'ємі речовини масою dm їй передається середня енергія dE , то поглинена доза визначається формулою:

$$D = \frac{dE}{dm}. \quad (1.19)$$

У системі СІ поглинена доза вимірюється в греях (Гр). Крім того, поглинена доза вимірюється в позасистемних одиницях – радах (рад). ($1 \text{ Гр} = 100 \text{ рад}$).

Однакові поглинені дози від різних джерел (штучних або природних) за інших однакових умов завжди викликають однакові наслідки опромінення.

У дозиметрії вводиться також поняття потужності поглиненої дози. **Потужність поглиненої дози** дорівнює поглиненій дозі за одиницю часу. Нехай за проміжок часу dt поглинена доза дорівнює dD . Тоді потужність поглиненої дози:

$$\dot{D} = \frac{dD}{dt}. \quad (1.20)$$

Одиницею вимірювання потужності поглиненої дози в системі СІ є $1 \text{ Гр}/\text{с}$, позасистемна одиниця – $1 \text{ рад}/\text{с}$ ($1 \text{ Гр}/\text{с} = 100 \text{ рад}/\text{с}$).

При однаковій поглиненій дозі різні види іонізуючого випромінювання порізно му діють на живий організм. Так, α -випромінювання за однакової поглиненої дози здійснює набагато більший вплив на біологічні об'єкти, ніж, наприклад, β - або γ -випромінювання. Це

пов'язано з тим, що α - випромінювання створює іонізацію більшої густини. У зв'язку з цим вводиться поняття **еквівалентної дози** випромінювання, яка враховує біологічну дію різних видів випромінювання. Поняття еквівалентної дози найчастіше застосовують до окремих органів або тканин людини. Для однорідного випромінювання еквівалентна доза

$$H = D \cdot W, \quad (1.21)$$

де D – поглинена доза в певному елементі об'єму живої тканини, тканині або органі, W – відносна біологічна ефективність (ВБЕ) випромінювання, безрозмірний коефіцієнт.

Практичне визначення ВБЕ дуже складне, і на сьогодні ця величина визначається неоднозначно. Тому Нормами радіаційної безпеки України (НРБУ-97) вводяться регламентовані значення цієї величини, яка називається радіаційним зважуючим фактором W_R .



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Вираз (1.21) для окремої тканини T (або органу) запишеться у вигляді

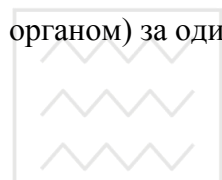
$$H_T = D_T \cdot W_R. \quad (1.22)$$

Якщо в тканину потрапляє іонізуюче випромінювання різних видів, то еквівалентна доза

$$H_T = \sum_i (D_{T,i} \cdot W_{R,i}), \quad (1.23)$$

де індекс i відноситься до різних видів іонізуючого випромінювання. Одиницею еквівалентної дози в системі СІ є 1 зіверт (1 Зв). Використовують і позасистемну одиницю еквівалентної дози – бер (біологічний еквівалент рентгена). Співвідношення між величинами: 1 Зв=100 бер.

Потужність еквівалентної дози (ПЕД) – це еквівалентна доза, отримана тканиною (або органом) за одиницю часу



Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$\dot{H}_T = \frac{dH_T}{dt}, \quad (1.24)$$

де dH_T – це еквівалентна доза за час dt . У системі СІ потужність еквівалентної дози вимірюється в зівертах за секунду (1 Зв/с) і позасистемних одиницях бер/с (1 Зв/с=100 бер/с).

Відповідно до рекомендацій [17] розрахунок потужності еквівалентної дози (\dot{H}_T , мкЗв/год) за рахунок інгаляційного надходження в легені радону, торону та їх ДПР проводять за формулою:

$$\dot{H}_T = 10^{-3} [(0,17 + 9F_{Rn})OA_{Rn} + (0,11 + 40F_{Tn})OA_{Tn}], \quad (1.25)$$

де F_{Rn} і F_{Tn} – коефіцієнти рівноваги відповідно радону і торону з їх ДПР; OA_{Rn} і OA_{Tn} – середні концентрації радону і торону, Бк/м³.

Зазначимо, що застосування поняття «прихована енергія» пов'язане з тим, що значення прихованої енергії пропорційне потужності еквівалентної дози, яка створюється ДПП радону в легеневій тканині.

Органи й тканини людини по різному реагують на дію іонізуючих випромінювань, мають різну вразливість. Загальна шкода, яку отримує людина від цих випромінювань, визначається **індивідуальною ефективною дозою**:

$$H_e = \sum_i (H_{T,i} \cdot W_{T,i}), \quad (1.26)$$

де індекс i відноситься до різних видів органів і тканин людини, $H_{T,i}$ – еквівалентна доза в i -тій тканині людини, $W_{T,i}$ – тканинні зважуючі фактори, які встановлюються НРБУ-97.

Одиницею ефективною дози в системі СІ є 1 Зв та 1 бер.

Аналогічно до (1.21) визначається поняття **потужності ефективною дози**.

Оцінку середньорічної ефективною дози опромінення, що формується за час вдихання радону і дочірніх продуктів його розпаду (ДПП), згідно з рекомендаціями Міжнародної комісії з радіологічного захисту [18], розраховують за наступною формулою, приймаючи коефіцієнт рівноваги між радоном і його ДПП рівним 0,4 і час, який проводить людина в приміщенні, – 7000 годин на рік:

$$H_{eff} = 1,7 \cdot 10^{-2} \cdot (OA_{Rn})_{сер}, \quad (1.27)$$

де H_{eff} – середньорічна ефективна доза опромінення, що формується під час вдихання радону і його ДПП, мЗв; $(OA_{Rn})_{сер}$ – середня OA радону в повітрі приміщення, Бк/м³.

Значення індивідуальною річної ефективною дози внутрішнього опромінення дорослих жителів населеного пункту (району тощо) за рахунок короткоживучих ДПП радону в повітрі також можна розраховувати за даними вимірювань $EPOA$ ізотопів радону в повітрі приміщень і атмосферному повітрі на території населеного пункту (району тощо) за формулою:

$$\begin{aligned} H_{eff} &= 9,0 \cdot 10^{-6} \cdot 8760 \cdot (0,2 \cdot (EPOA_{Rn}^{вул})_{сер} + 0,8 \cdot (EPOA_{Rn}^{буд})_{сер}) = \\ &= 0,01579 \cdot ((EPOA_{Rn}^{вул})_{сер} + 4 \cdot (EPOA_{Rn}^{буд})_{сер}), \text{ мЗв/рік}, \quad (1.28) \end{aligned}$$

де $9,0 \cdot 10^{-6}$ – дозовий коефіцієнт (в мЗв/(год · Бк/м³)); $(EPOA_{Rn})_{сер}$ – середнє значення $EPOA$ ізотопів радону в повітрі на відкритій території населеного пункту (індекс «вул») і житлових і громадських будівлях («буд») відповідно, 8760 – стандартне число годин у році.

Ефективну дозу можна розглядати як узагальнену міру **збитку, завданого здоров'ю** від радіаційного опромінення при рівнях, що мають місце за нормальних умов роботи та проживання.

Для характеристики опромінення групи людей певного району вводяться поняття колективної еквівалентної та ефективної доз. **Колективна еквівалентна доза** дорівнює сумі індивідуальних еквівалентних доз опромінення всіх осіб даної групи за певний проміжок часу або сумі добутків середньогрупових доз на число осіб у відповідних групах

$$S_T = \sum_i (\bar{H}_{T,i} \cdot N_i), \quad (1.29)$$

де $\bar{H}_{T,i}$ – середньогрупові значення еквівалентної дози. Колективна еквівалентна доза вимірюється в людино-зівертах (люд.·Зв).

Аналогічно визначається **колективна ефективна доза**:

$$S_e = \sum_i (\bar{H}_{e,i} \cdot N_i), \quad (1.30)$$

де $\bar{H}_{e,i}$ – середньогрупові значення ефективної дози.



1.6. Характеристики та співвідношення для визначення ризику смертності (захворюваності) на рак легенів за рахунок радону

Для розрахунку ризику смертності (захворюваності) на рак легенів за рахунок радону застосовують два основні види коефіцієнтів ризику: статевовікові **коефіцієнти смертності** $q(t)$ та **захворюваності** $\lambda(t)$. Ці коефіцієнти визначаються як густина умовної ймовірності смерті (захворюваності) у віці t .

Якщо $\lambda_0(t)$ – онкологічна захворюваність у певному віці t від усіх причин, в конкретній неопроміненій популяції (**базова частота**), тоді захворюваність з урахуванням опромінення виражається наступним співвідношенням:

$$\lambda(t, t_0, H) = \lambda_0(t) + h(t, t_0, H), \quad (1.31)$$

де $h(t, t_0, H)$ – надлишкова захворюваність у певному віці t , пов'язана з опроміненням дозою H у віці t_0 . Треба зауважити, що $h(t, t_0, H) = 0$, для $t < 0$.

Функція дожиття $p(t)$ визначається як імовірність досягнення людиною віку t (із народження). Вона враховує демографічні особливості території, а також те, що смерть визначається різними причинами, а не тільки впливом радіаційного фактора.

Імовірність того, що людина у віці від t до $t+1$ залишиться живою протягом певного року, буде дорівнювати для чоловіків і жінок відповідно:

$$\begin{cases} p_m(t) = 1 - q_m(t), \text{ для чоловіків,} \\ p_f(t) = 1 - q_f(t), \text{ для жінок,} \end{cases} \quad (1.32)$$

де імовірності $p_m(t)$ і $p_f(t)$ відносяться до одного року людини, $q_m(t)$ і $q_f(t)$ – імовірності смерті чоловіків і жінок у певний рік відповідно.

За відсутності опромінення ймовірність дожиття до віку t (з народження) задається функцією $p_0(t)$ і може бути обчислена за формулою:

$$p_0(t) = \exp\left(-\int_0^t q_0(\tau) d\tau\right), \quad (1.33)$$

де $q_0(\tau)$ – смертність у певному віці τ від усіх причин у конкретній неопроміненій популяції.

З урахуванням очікуваного скорочення тривалості життя у зв'язку з захворюванням на рак, викликаним опроміненням людини ефективною дозою H у віці t_0 , імовірність дожиття (з народження) до віку t визначається за формулою:



Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$p(t, t_0, H) = p_0(t) \cdot \exp\left(-\int_0^t q(\tau, t_0, H) d\tau\right), \quad (1.34)$$

де $q(\tau, t_0, H)$ – надлишкова смертність у певному віці τ , пов'язана з опроміненням дозою H у віці t_0 . Тут $q(\tau, t_0, H) = 0$ при $\tau < t_0$. Треба зазначити, що $p(t, t_0, H) = 1$ для $t \leq t_0$ (опромінення у віці t_0 передбачає дожиття до цього віку).

Практично ймовірність доживання людини від народження до віку t розраховується за допомогою формули

$$p_0(t) = \prod_{i=1}^t p(i), \quad (1.35)$$

де $p(i)$ – імовірність того, що людина не помре в i -тому році свого життя.

Довічний ризик смерті R_i^d визначається як імовірність смерті людини від i -го джерела ризику протягом усього періоду життя. Ця величина розраховується за формулою:

$$R_i^d = \int_0^{\infty} p(t) \cdot q_i(t) dt, \quad (1.36)$$

з умовою нормування $\sum_i R_i^d = 1$, яка означає, що повна ймовірність смерті людини становить одиницю. Поява нового джерела ризику змінить не повну ймовірність ризику, а лише розподіл імовірних причин смерті, наприклад, при збільшенні ризику R_1^d зменшується ризик R_2^d . Такий ефект називається **властивістю конкуренції ризиків**.

За аналогією, **довічний ризик виникнення захворювання** R_i визначається як імовірність виникнення захворювання протягом усього періоду життя у результаті впливу i -го джерела ризику на людину і обчислюється за формулою:

$$R_i = \int_0^{\infty} p(t) \cdot \lambda_i(t) dt, \quad (1.37)$$

де $\lambda_i(t)$ – коефіцієнт, який має назву – **вік-специфічна частота захворюваності** людини в результаті впливу i -го джерела ризику.

Очевидно, що величина $\sum_i R_i$ може бути більшою за одиницю.

У співвідношеннях (1.36) та (1.37) підінтегральні вирази визначаються як **вік-специфічні смертність** $r_i^d(t)$ та **захворюваність** $r_i(t)$ відповідно і обчислюються за формулами:

$$r_i^d(t) = p(t) \cdot q_i(t), \quad (1.38)$$

$$r_i(t) = p(t) \cdot \lambda_i(t). \quad (1.39)$$

Частота виникнення радіаційно-індукованого раку легенів $\lambda_r(t)$ пов'язана з коефіцієнтом базової вік - специфічної частоти захворюваності $\lambda_0(t)$ за допомогою **коефіцієнта додаткового відносного ризику** K_{ERR} , який залежить від величини експозиції P_{WLM} по ДПП радону, розподілу експозиції за часом, віку на момент оцінки ризику і кількох інших параметрів:

$$\lambda_r(t) = \lambda_0(t) \cdot K_{ERR}. \quad (1.40)$$

Для **розрахунку ризику (ймовірності) виникнення радіаційно-індукованого опроміненням ДПП радону раку легенів** R протягом усього життя людини використовуються вище наведені залежності: імовірність доживання до певного віку $p_0(t)$ (1.35), частота спонтанного виникнення раку легенів $\lambda_0(t)$, коефіцієнт додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$, розрахований залежно від вибраної моделі ризику. При цьому повинне враховуватися додаткове скорочення очікуваної ймовірності доживання до віку t , зумовлене виникненням додаткових випадків виникнення раку легенів:

$$R = \int_0^{\infty} \lambda_0(t) \cdot p_0(t) \cdot K_{ERR}(t) \cdot e^{-\int_0^t k_{let} \cdot \lambda_0(t') K_{ERR}(t') dt'} dt. \quad (1.41)$$

У рівнянні (1.41) для переходу від радіаційно-індукованої захворюваності до додаткової смертності використовується коефіцієнт летальності $k_{let} = 0,95$.

Якщо в цьому виразі перейти від інтегрування до підсумовування, то він набуде такого вигляду:

$$R = \sum_{t=0}^{\infty} \lambda_0(t) p_0(t) K_{ERR}(t) \cdot \exp \left[- \sum_{t'=0}^t k_{let} \lambda_0(t') K_{ERR}(t') \right]. \quad (1.42)$$

Визначення коефіцієнта летальності k_{let} базується на даних, отриманих Національним інститутом раку США, який повідомив 5-річні (1980-1985 рр.) значення частоти виживання за різними локалізаціями (програма SEEP). Для раку легенів і бронхів смертність становила 87% і, відповідно, $k_{let} = 0,87$. Ці значення виявилися занадто низькими для повного вираження смертності. Але існують також дані про смертність за період 1950-1970 рр., які занадто високі за сучасними стандартами (смертність – 96%, $k_{let} = 0,96$), оскільки в наш час ступінь виживаності покращилася порівняно з більш раннім періодом. k_{let} із рівнянь (1.41) та (1.42) пропонується як середнє з отриманих в дослідженнях значень.

Для визначення вік-специфічної частоти захворюваності на рак легенів курців необхідно використати співвідношення для людей, що не палять, яке може бути апроксимоване залежністю:

$$\lambda_0^{ns}(t) = (1 \div 5) \cdot 10^{-15} \cdot t^6, \quad (1.43)$$

де t – вік людини в роках. При цьому захворюваність на рак легенів у чоловіків, що не палять, приблизно в два рази вища, ніж у жінок:

$$\begin{cases} \lambda_0^{ns}(t) = 2,5 \cdot 10^{-15} \cdot t^6, & \text{для чоловіків,} \\ \lambda_0^{ns}(t) = 1,3 \cdot 10^{-15} \cdot t^6, & \text{для жінок.} \end{cases} \quad (1.44)$$

Вік-специфічна частота захворюваності на рак легенів для курців $\lambda_0^s(t)$ розраховується, виходячи з даних базової вік-специфічної частоти захворюваності, оцінки залежності $\lambda_0^{ns}(t)$ і частки курців в загальній кількості населення S :

$$\lambda_0^s(t) = \frac{\lambda_0(t) - (1 - S) \cdot \lambda_0^{ns}(t)}{S}. \quad (1.45)$$

Повна очікувана тривалість життя L_0 (з народження) дорівнює:

$$L_0 = \int_0^{\infty} p(t) dt. \quad (1.46)$$

Одним із важливих параметрів, які дозволяють оцінити величину збитку здоров'ю населення, отриманого від радіаційно індукваного захворювання на рак легенів за рахунок


інгалації ДПП Радону, є оцінка **очікуваного скорочення тривалості життя** населення ΔL_r . Знання ΔL_r дозволяє прогнозувати ефективність різноманітних реабілітаційних заходів.

Практично величину повного скорочення очікуваної тривалості життя ΔL_r можна розрахувати за рівнянням:

$$\Delta L_r = \int_0^{\infty} p_0(t) dt - \int_0^{\infty} p_0(t) \cdot K_{ERR}(t) \cdot e^{-\int_0^t k_{let} \cdot \lambda_0(t') K_{ERR}(t') dt'} dt. \quad (1.47)$$

Якщо в цьому виразі перейти від інтегрування до підсумовування, то воно набуде вигляду:

$$\Delta L_r = \sum_{t=0}^{\infty} p_0(t) - \sum_{t=0}^{\infty} p_0(t) \cdot \exp \left[- \sum_{t'=0}^t k_{let} \lambda_0(t') K_{ERR}(t') \right]. \quad (1.48)$$

 **Середній вік смерті** людини від радіогенного раку легенів можна визначити за формулою:

$$\bar{a} = \frac{\sum_{t=0}^{\infty} t \cdot R(t)}{\sum_{t=0}^{\infty} R(t)}. \quad (1.49)$$

Популяційний ризик як стандартизований інтегрований за віком показник річної смертності m_r населення деякого регіону (області), нормований на 100 000 чоловік, визначається за формулою:

$$m_r = \frac{10^5 \cdot R}{(L_0 + \Delta L_r)}. \quad (1.50)$$



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 2. Поширеність радону на Землі

2.1. Шляхи надходження радону в атмосферу та повітря приміщень

Радон уносить основний вклад у природну радіоактивність за рахунок його еманції та ексхаляції з природних джерел через посередників і змішування з атмосферним повітрям та водою, які споживає людина. Основними джерелами радону в глобальній атмосфері Землі є його надходження за різними оцінками з надр і з поверхні Землі (2000 Ki/рік), із поверхні морського дна (500 Ki/рік), із поверхні світового океану (30 Ki/рік), з родовищ фосфатів (3 Ki/рік), із відходів під час видобутку урану (хвостосховищ – 2 Ki/рік). Середній об'ємний вміст радону в атмосфері становить $6 \cdot 10^{-18} \%$, в 1 м^3 повітря за нормальних умов міститься $7 \cdot 10^{-6} \text{ з}$ радону.

До значущих джерел надходження радону в навколишнє середовище відносяться ґрунт, руда, природний газ, будівельні матеріали (цемент, щебінь, цегла, пісок, глина, тощо) та вода. Із цих джерел пріоритетне значення має ґрунт, який формує 90% радонової експозиції. Під час розпаду радію в ґрунті, підґрунтових водах і океані щорічно утворюється відповідно $2 \cdot 10^9$, $5 \cdot 10^8$ і $3 \cdot 10^7 \text{ Ki}$ радону відповідно.

За рахунок життєдіяльності людства надходження ^{222}Rn в атмосферне повітря забезпечується: рослинами і ґрунтовими водами – близько 10^{18} Бк/рік , природним газом – близько 10^{14} Бк/рік , за рахунок спалювання кам'яного вугілля – близько 10^{13} Бк/рік , за рахунок утворення в будинках – близько 10^{13} Бк/рік . До локальних джерел надходження ^{222}Rn в атмосферу можна також віднести геотермальні енергетичні станції, підприємства з видобутку фосфатів, вулканічну активність.

В середньому вміст радону в тропосфері над ґрунтом становить 10 Бк/м^3 , але його концентрація змінюється з висотою згідно з розподілом Больцмана (таблиця 2.1). Концентрація радону, починаючи з висоти 0,1 км над рівнем моря і до висоти (2-3) км, коливається від 37 до $3,7 \cdot 10^{-4} \text{ Бк/л}$, але на великих висотах не перевищує $3,7 \cdot 10^{-4} \text{ Бк/л}$. Концентрація радону на рівні земної поверхні в повітрі континентальних областей дорівнює приблизно $37 \cdot 10^{-4} \text{ Бк/л}$, у прибережних районах і на островах – $3,7 \cdot 10^{-4} \text{ Бк/л}$, над океаном і в арктичних областях – $0,37 \cdot 10^{-4} \text{ Бк/л}$.

Концентрації радону й торону відносно максимального значення залежно від висоти над рівнем моря

Радон		Торон	
Висота, м	Вміст, %	Висота, м	Вміст, %
0,01	100	0	100
1	95	5	70
10	87	10	50
100	69	25	20
1000	38	50	5
7000	7	100	0,5



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Ґрунт. Концентрація ^{222}Rn в атмосферному повітрі залежить від вмісту ^{238}U та ^{226}Ra в гірських породах, ґрунтах і підземних водах, наявності зон і площ з ураново-рудною мінералізацією, наявності розломів в гірських породах і корі, вивітрювання, від коефіцієнта еманування ^{222}Rn з ґрунту, від властивостей і стану ґрунту. Концентрації Урану-238 і Торію-232 в ґрунтах різних районів Землі дуже відрізняються, досягаючи максимальних величин в уранових провінціях і районах, багатих на моноцитові відкладення. Високі концентрації урану характерні для вивержених (магматичних) порід, особливо гранітів, а також темно кольорових сланців, осадових порід, що містять фосфати, та метаморфічних порід, що утворилися з таких відкладень. Ґрунти й уламкові відкладення, що утворилися в результаті переробки цих порід, також збагачені ураном. Крім цього, основними джерелами-утримувачами радону є гірські й осадові породи, що містять уран (радій):

- боксити і вуглисті сланці тульського горизонту нижнього карбону, що залягають на глибинах від 0 до 50 м із вмістом урану понад 0,002%;
- вуглецево-глинисті діктионемові сланці глауконітових і оболових пісків і пісковиків пакерортського, цератопігієвого і латорінського горизонтів нижнього ордовика, що залягають на глибинах від 0 до 50 м із вмістом урану понад 0,005%;
- карбоноутримуючі гравеліти, пісковики і алевроліти гдовського горизонту венда, що залягають на глибинах до 100 м із вмістом урану понад 0,005%;
- граніти рапаківі верхнього протерозою, що залягають приповерхнево і мають вміст урану більший 0,0035%;
- калієві, мікроклінові й плагіомікроклінові граніти протерозойського-архейського віку з вмістом урану понад 0,005%;

- гранітовані й мігматовані архейські гнейси, що залягають приповерхнево, у яких вміст урану становить понад 3,5 г/т (3,5 кларка) [19].

Середній вміст Урану-238 на материках становить 3 мкг/т. При цьому результуюча активність гірських порід у середньому становить $5 \cdot 10^4$ Бк/т. «Нормальними» в радіаційному значенні прийнято вважати породи, у яких вміст урану і торію не перевищує 2,5 кларка. До зон підвищеного ризику відносяться регіони, де на поверхню землі виходять граніт, гнейс, фосфорит тощо, вміст урану і торію в яких до 100 кларків і більше. На території колишнього СРСР це, перш за все, Ельконський горст на Алданському щиті, район Українського кристалічного масиву, Кокчетавський та Буреїнський масиви, Улутау, Каратау, деякі райони Таджикистану [20].

У таблиці 2.2 подано вміст вільного радону в гірських породах [21].



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблица 2.2

Вміст вільного радону в гірських породах

Порода	Уран, кларк	Густина, г/см ³	Пористість, %	η, %	ОА, Бк/м ³
Конгломерати	2,4	2,5	0,7	15	81
Пісковики	2,9	2,5	20	30	133
Глини	4,0	2,0	20	40	200
Кам'яне вугілля	3,5	1,3	15	35	100
Діабаз	0,6	2,7	0,5	5	5
Піроксеніт	0,03	3,2	0,5	5	0,3
Граніт	4,5	2,6	1,5	10	74
Ліпарит	4,7	2,35	1,2	15	175
Сієніт	10,3	2,6	0,5	15	250
Пухкі за гранітом	3,5	2,0	5,0	45	200
Пухкі за осадовими породами	2,5	1,8	20,0	55	80

У більшості районів з «нормальним» вмістом урану й торію ПА ґрунтів коливається в межах (7-50) Бк/кг, і, відповідно, в такому ж пропорційному діапазоні буде коливатись і вміст радону в них [22].

Середню ОА радону в ґрунті Землі на глибині 10 см оцінюють у (136-158) кБк/м³ [23]. Однак радон у надрах Землі поширений дуже нерівномірно. Це пов'язане з тим, що він накопичується в тектонічних порушеннях, куди надходить системою мікротріщин із гірських

порід. Виділення радону визначається як загальною радіоактивністю гірських порід, так і їх колекторськими властивостями (здатністю акумулювати радон) і коефіцієнтом еманування (здатністю виділяти накопичений радон). У практиці геологічних досліджень зафіксовано багато випадків, коли слаборадіоактивні породи містять у своїх пустотах і тріщинах радон у кількостях, у сотні і тисячі разів більших, ніж у більш радіоактивних породах.

У водонасичених породах, що залягають нижче рівня ґрунтових вод, переважає міграція радону з потоком підземних вод у розчиненому вигляді, тому породи, які залягають нижче рівня ґрунтових вод, можна назвати зоною водної міграції радону. У межах зони неповного водонасичення (від поверхні землі до рівня ґрунтових вод) переважає міграція радону в газовій фазі в складі ґрунтового повітря, і тому цю зону можна назвати зоною повітряної міграції радону. Міграція радону в цих двох зонах відбувається, швидше за все, абсолютно незалежно. У зоні водної міграції переважає горизонтальний перенос радону, у той час як в області повітряної міграції переміщення радону відбувається переважно у вертикальному напрямку.

Підсумовуючи, можна зробити висновок, що виникнення радонових аномалій в ґрунті зобов'язане особливостям формування наступних факторів, які ми пропонуємо класифікувати як:

1. **Геохімічні, концентраційні.** Вони пов'язані з наявністю під поверхневим шаром відкладень порід із малою густиною зі значним вмістом урану і торію. В таких породах формуються поля радону зі значною диференціацією. При цьому можуть утворитися досить контрастні локальні аномалії радону вище зон із підвищеним вмістом урану і радію. Таким чином, умовою формування радонових аномалій є наявність під покривом пухких відкладень геологічних формацій з урановою спеціалізацією (гірських порід із підвищеним вмістом урану, проявів мінералізації і рудопроявлення урану, уранових родовищ).
2. **Структурно-тектонічні.** Під час тектонічної діяльності в тілі мантії і поверхневому шарі Землі підвищується пористість гірських порід, утворюються системи різноспрямованих тріщин, порожнин. Такі тектонічні зони набувають хороших колекторських властивостей, у них відбувається накопичення радону, підвищується коефіцієнт еманування. Як результат – велика частина тектонічних порушень перетворюються на радононосні підвідні структури безпосередньо в поверхневий шар ґрунту. Радонові аномалії можуть з'являтися в зонах активізації глибинних розломів тектонічних структур (розривних порушень, зон тріщинуватості і дроблення, тектонічно ослаблених блоків, ділянок сейсмічної активності), їх знаходження в стадії розтягування. Якщо над такими структурами розташовуються будівлі, імовірність накопичення в них високих концентрацій радону різко підвищується.

3. **Геохімічні, бар'єрні.** Серед процесів, що сприяють концентруванню ^{226}Ra (і отже, посиленою ексхалляцією ^{222}Rn), слід указати в першу чергу формування на невеликих глибинах геохімічних бар'єрів, у яких концентрується ^{226}Ra . Такими бар'єрами можуть бути, наприклад, сульфатні бар'єри в зоні окислення. Хлоридні сірководневі радійотримуючі води, які піднімаються знизу в зоні окислення, стають сульфатними, радій осідає з BaSO_4 і CaSO_4 і стає практично нерозчинним сталим джерелом радону.

У результаті вертикальної міграції радону в ґрунті, відбувається його вихід в атмосферу. Швидкість надходження радону з ґрунтів в атмосферу залежить від фізичних властивостей ґрунтів, години доби, сезонних коливань температури, тиску та вологості [24]. Удень за рахунок сонячного випромінювання підвищена турбулентність над поверхнею ґрунту призводить до інтенсивного перемішування повітря, уночі й уранці температурна інверсія пригнічує перенесення радону. Така залежність у добових змінах світлової потужності призводить до двократної зміни швидкості ексхалляції.

Концентрація радону і його ДПП в атмосфері буде залежати не тільки від турбулентності повітря, але в прибережних районах – і від напрямку й сили вітру.

Розпушення землі корінням рослин, поява каналів на місці перегнилих коренів, діяльність землерийних організмів, ґрунтових і дощових черв'яків у сукупності призводить до повної перебудови материнської породи, зміни її структурних особливостей і проникності. Для ґрунтового шару характерно широкий розвиток макропор – великих вторинних пустот і каналів розмірами більше 1 мм, поява яких обумовлена перерахованими вище процесами, а також тріщинами, що виникають у ході зміни вологості, температури і за механічних (техногенних) впливів. Потужність шару ґрунту, що містить макропори і тріщини, визначається типом ґрунтів, кліматичними та іншими умовами і становить, як правило, 25-50 см, дуже рідко досягає 1 м. Ущільнення ґрунту (наприклад, за рахунок витоупування) призводить до колапсу макропор і, відповідно, погіршення ґрунтової аерації, що сприяє накопиченню радону в ґрунтовому повітрі. Радонові аномалії, пов'язані з переущільненням ґрунтового шару, добре відомі в урановій пошуковій геології і називаються «ефектом стежки» [25].

Слід зазначити, що деякий вплив на процес ексхалляції радону має вологість ґрунту, його пористість і проникливість, але коливання їх значень можна вважати незначними протягом декількох днів і на відстанях у декілька кілометрів.

Зі збільшенням вологості збільшується ступінь заповнення ґрунтових пор водою (вологонасичення) і, відповідно, знижується ексхалляція радону за рахунок розчинення його атомів у воді. При насиченості більше 70% рух повітря в порових каналах ґрунтів практично

відсутній. Вихід газів в атмосферу в такому випадку можливий тільки за рахунок дифузії з поверхні слабопроникних блоків. За незначного зменшення вологості макропори осушуються і газопроникність значно збільшується. Максимальних значень вона досягає за ступеня заповнення пор водою менше 15-20% [25, 26]. Вологість і, відповідно, газопроникність ґрунтів і порід у зоні неповного водонасичення (від поверхні землі до рівня ґрунтових вод) схильні до значних часових коливань, причому характер і амплітуда коливань змінюються з глибиною. У верхньому шарі ґрунту, що містить макропори, спостерігаються найбільші за амплітудою й аперіодичні коливання вологості, пов'язані зі зміною метеоумов, режимом випадання опадів, витрачанням вологи на випаровування і транспірацію (споживання вологи корінням рослин). Із глибиною коливання вологості приймають сезонний характер, а амплітуда згасає. Глибина, на якій коливання вологості згасають повністю, становить від (2-3) м для глинистих ґрунтів, до (5-10) м для пісків і супісків [26].

На зниження ексхаляції радону також впливають природні та штучні покриття ґрунту (лід, сніг, асфальт, бетон тощо). Так, випадання снігу на ґрунт, замерзання підстилаючих поверхонь, зливи сприяють накопиченню радону в ґрунтах. У замерзлих, а також торф'яних і глинистих ґрунтах знаходиться набагато більше радону, ніж у вологих пісках, у яких радон легко розчиняється в рухомих ґрунтових водах [27]. Ґрунти вічної мерзлоти є бар'єром, який перешкоджає виділенню радону і сприяє зменшенню його концентрації в житлових приміщеннях на 80 - 90%, при цьому збільшуючи його концентрацію в ґрунті в 10-15 разів.

Згідно з [28] швидкість емісії ^{222}Rn з ґрунту в атмосферу відновлюється протягом 2-х діб після дощу з кількістю опадів менше 15 мм і протягом 1,5 доби після дощу з кількістю опадів 1,5 мм і більше.

У добре проникних для опадів породах швидкий і значний підйом рівня ґрунтових вод (наприклад, під час початку поливів у посушливих регіонах) призводить до витіснення ^{222}Rn у верхні області зони повітряної міграції. У той же час інтенсивна інфільтрація атмосферних опадів може викликати зниження концентрацій радону в верхніх областях або по всьому профілю зони. Тому на заболочених територіях зона повітряної міграції радону практично повністю відсутня [25].

Зростання атмосферного тиску також зменшує надходження радону в приґрунтове повітря.

За результатами досліджень найвищі концентрації радону зафіксовано в глинистих ґрунтах і в дуже зруйнованих і старих гірських породах. Низькі концентрації радону спостерігаються у чистих вапняках і пісках.

Значення величини ексхаляції у залежності від типу і стану ґрунту подані в таблиці 2.3.

Ексхалюція радону з підстилаючих поверхонь різних типів

Тип поверхонь еманування	Швидкість виходу OA , $mBk/(m^2 \cdot c)$
Сучасні відкладення (грунти, піски, глини)	1,85 - 11,1
Різні типи гранітів*	18,5 - 111
Зони, які містять вторинні уранові мінерали	3700 - 11100
Водні поверхні	$< 3,7 \cdot 10^{-3}$

* – у місцях із вищою радіоактивністю ґрунту, наприклад, у районах виходу гранітів, вміст радону в повітрі помітно підвищується.



Національний університет
застосованого господарства

Середнє континентальне значення ексхалюції радону для Європи прийнято вважати рівним $21 mBk/(m^2 \cdot c)$, тобто $1 атом/(см^2 \cdot c)$, проте воно значно варіює в просторі та часі. Середні значення потоку ^{222}Rn з ґрунту в атмосферу для різних регіонів світу подані в таблиці 2.4 [28].

Таблиця 2.4

Середні значення потоку ^{222}Rn з ґрунту в атмосферу для різних регіонів світу

Регіон	GPP з ґрунту, $mBk/(m^2 \cdot c)$
Австралія	22
Інсбрук (Австрія)	9-16
Грац (Австрія)	19
Секлей (Франція)	15
Аахен (Німеччина)	17
Гейдельберг (Німеччина)	19
Дублін (Ірландія)	27
Кейга (Індія)	3
Малага (Іспанія)	10-25
Осака (Японія)	8-11
Нова Зеландія	4
Маніла (Філіппіни)	11
Вільнюс (Литва):	
глинисті ґрунти;	25
піщані ґрунти	38

Продовження таблиці 2.4.	
Варшава (Польща)	7
Сокорро (США)	34
Фейрбенкс (США)	5
Юкка Флетс (США)	21
Лінкольн (США)	50
Чемпайн Каунті (США)	53
Ергон (США)	21
Красноярськ (Росія)	40
Тверська обл. (Росія)	90
Кавказ	73
Середня Азія	19
Москва (Росія):	
глинисті ґрунти;	39
піщані ґрунти	21

Середня ОА радону в повітрі планети подана в таблиці 2.5 [29].

Таблиця 2.5

Середня концентрація Радону-222 в повітрі для різних місцевостей Землі

Назва місцевості	Середня концентрація Радону-222 в повітрі, (Бк/м ³)
Австрія	7,0
Антарктика	0,3
Болівія	1,5
Великобританія	3,3
Німеччина	9,0
Індія	3,7
Індійський океан	0,07
Каролінські острови	0,02
Корея	23,3
Маріанські острови	0,05
Маршалові острови	0,02
Перу	1,5
Північна Африка	0,5
Польща	3,3

Продовження таблиці 2.5	
США, м. Вашингтон	2,9
США, м. Нью-Йорк	4,8
США, м. Цинцинатті	9,6
Філіппіни	0,3
Фінляндія	2,9
Франція	9,3
Японія	2,1
Середнє по планеті	2,0

Перенесення радону з ґрунту в будівлі залежить від декількох параметрів:

- складу ґрунту (хімічний склад, геологія, вологість і проникність для радону);
- *OA* радону в ґрунті;
- різниці тиску між повітрям у будинку і зовнішнім атмосферним повітрям, між ґрунтовим повітрям і зовнішнім атмосферним повітрям і між ґрунтовим повітрям і повітрям нижніх приміщень будинку;
- площі будівлі, що стикається з ґрунтом;
- герметичності зовнішньої оболонки будівлі, включаючи наявність тріщин, трубопроводів, кабельних каналів, тощо, особливо в підлогах і фундаментах будівлі.

Перенесення радону всередині будинків також залежить від декількох факторів:

- циркуляції повітря в приміщенні, зумовленої вентиляцією та кондиціонуванням повітря;
- метеорологічних і сезонних параметрів, головним чином різниці температур між внутрішнім і зовнішнім повітрям;
- поверху і розміру приміщень;
- способу життя і поведінки на робочих місцях осіб, які перебувають у будівлі (відкривання дверей і вікон та ін.).

За інших однакових умов (конструкція, поверховість, будівельні матеріали, тощо) концентрація радону в будинку прямо пов'язана з його концентрацією в ґрунті під будинком. Оскільки остання виражається через вміст в ґрунті радію та фізичні характеристики ґрунтів, то концентрація радону в будинку визначається виразом [21]:

$$C_{Rn} = 3,4 \cdot 10^{-7} \frac{U \cdot \eta \cdot \rho}{H}, \quad (2.1)$$

де U – вміст рівноважного урану-радію в підстилаючій поверхні, η – коефіцієнт еманування гірської породи, ρ – густина ґрунту, H – пористість ґрунту.

Попереднє визначення величини ексхалляції радону з ґрунту або концентрації його в

грунтовому повітрі надзвичайно важливе з точки зору економіки країни. На практиці це дозволяє виключити такі випадки, як повне перенесення житлового селища на нове місце (сел. Акчатау, Джезказганська обл., Казахстан) або повна перебудова заводу з виробництва великих інтегральних схем (Франція) [29].

Вода. Міграція радіоактивних речовин із товщі порід на поверхню Землі відбувається за рахунок радіоактивних джерел у розчиненому вигляді по тріщинах у гірських породах. Концентрація радіонуклідів у воді зумовлюється типом водовмісних порід і активністю водообмінних процесів у них. Вміст радону в поверхневих водах залежить від концентрації в них урану та радію. Радіонукліди радію в воді знаходяться головним чином в іонній формі і характеризуються високою міграційною здатністю. Відома здатність радію концентруватися у вапняних раковинах і водоростях, відзначений значний перенос радію на дні водойм.

Величина радоновмісності води під час виходу на поверхню землі залежить від кількох умов:

- тривалості контакту води з породою, яка виділяє радон;
- достатність контакту для досягнення максимально можливого рівня радіоактивності води;
- стан породи, яка виділяє радон (часто від цього стану залежить кількість газу, який виділяється з неї);
- умов, за яких радон переходить у рідину (потужність струменя води, що взаємодіє з породою, його подрібненням, температура, вплив температури струменя на температуру породи, що змінює умови виходу і розчинності газу);
- шляху, якого воді необхідно пройти від підземного джерела радону до поверхні землі (на цьому шляху відбувається поступовий процес його розпаду);
- підмішування до води нерадіоактивних рідких і газових струменів;
- механічного виділення радону з води бульбашками газу, які можуть виділятися з самої рідини, так і надходити в неї ззовні.

Для порід із нормальним розсіяним вмістом урану і радію вміст радону у воді залежить від петрографічного складу порід. У водах осадових, метаморфічних і основних магматичних порід він коливається в межах (20-50) *еман*. Так, низькими концентраціями характеризуються ґрунтові води осадових порід (вапняки, пісковики), але і в них подекуди спостерігається *ОА* в діапазоні (3,7 - 370) *Бк/дм³*. Для кислих магматичних і метаморфічних порід концентрація радону може досягати (100-300) *еман*, у деяких випадках, у місцях залягання уранових порід концентрація радону може перевищувати і декілька тисяч *еман*. Так, якщо підземна вода знаходиться в межах уранових провінцій пробурених гранітів, то

вона характеризується високим вмістом ^{222}Rn (більш ніж 400 MBк/м^3), що пов'язано зі складом домішок води.

Для водопостачання найчастіше використовують підземні води з осадових порід, в основному вапнякові, вони характеризуються найменшою радіоактивністю. У поверхневих водах концентрація радону мінімальна, це пояснюється сприятливими умовами для переходу його в атмосферу. Із природних вод в атмосферу радон потрапляє за рахунок процесів дегазації з виносом радону з повітряних бульбашок, що містяться у воді. Найбільш інтенсивно цей процес відбувається під час розбризкування, випаровування й кипіння води.

У США рівень вмісту радону в ґрунтових водах коливається в межах від 10 до 100 Бк/дм^3 , в окремих районах доходять до сотень і навіть тисяч Бк/дм^3 . За даними на 1974 рік у підземних водах Росії концентрація ^{222}Rn становила до $200 \cdot 10^{-12} \text{ Кі/л}$ (2 еман); у водах джерел і струмків – до $(3-10000) \cdot 10^{-12} \text{ Кі/дм}^3$; у річкових водах – $(0,2-0,3) \cdot 10^{-12} \text{ Кі/дм}^3$.

У водах озер і річок концентрація радону різко перевищує $0,5 \text{ Бк/дм}^3$, а в водах морів і океанів – не більше $0,05 \text{ Бк/дм}^3$. Емісії радону з поверхні океанів дуже малі порівняно з його континентальними емісіями, і не перевищують $0,1 \text{ Бк/(м}^2 \cdot \text{с)}$, вони на 2-3 порядки (згідно з табл. 2.4) менші, ніж із земної поверхні.

Отже, вміст радону в природних водах може коливатися в широких межах. Якщо перейти до системи СІ, то до радіоактивних відносять води, що містять Радон - 222 з ОА більшою $1,85 \cdot 10^5 \text{ Бк/м}^3$, Радію-226 – з концентрацією більшою $1 \cdot 10^{-8} \text{ з/м}^3$ або урану – більшою $3 \cdot 10^{-2} \text{ з/м}^3$ [29].

Радіаційна небезпека, викликана високими концентраціями радону у воді, визначається декількома причинами:

- споживанням води з підвищеною концентрацією радону та продуктів його розпаду;
- переходом у повітря значної частини радону під час використання води в побутових цілях;
- переходом радону в повітря закритих приміщень під час використання води в лазнях, душі тощо.

Багато радону може містити вода з глибоких колодязів або артезіанських свердловин (іноді – до 100 MBк/дм^3). У підземних водах побутових анексій води його концентрація може змінюватися від $(4-5) \text{ Бк/л}$ до $(3-4) \text{ MBк/дм}^3$, тобто в мільйон разів. Для прикладу, води з артезіанських свердловин, які використовують для питного споживання в смт

Маньківка (Черкаська область, Україна), містять радон з активністю до (1000 - 3000) $Bk/\delta m^3$ [30]; у підземних водах кристалічного фундаменту в околицях Києва вміст радону становить (70 - 1657) $Bk/\delta m^3$ [31].

Якщо вважати, що людина споживає в день 0,3 л води, що містить 37 $Bk/\delta m^3$ ^{222}Rn , то розрахункова поглинена доза для шлунка дорівнює приблизно 0,02 $mGp/рік$, а поглинена доза всім тілом людини буде приблизно в 100 разів меншою.

Використання збагачених радоном вод для комунальних і господарських потреб призводитиме до потрапляння радону в повітря приміщень, що додатково підвищить радіаційний фон.

Для точної оцінки ефективних доз, обумовлених опроміненням радоном і його дочірніми продуктами розпаду, необхідно враховувати механізми накопичення в підземних водах, їх хімічний склад, гідрогеологічний режим підземних вод, глибину водозабору, час транспортування тощо.

Великим вмістом радону характеризуються джерела води в районі Яхимова (Чехія), де розміщені бальнеологічні курорти (таблиця 2.6) [32].

Таблиця 2.6

Вміст радону в деяких джерелах на території Чехії

Джерело	Вміст радону, $\kappa Bk/\delta m^3$
Штепов, Яхимов	68580
Головний, Пештяни	175,5
Млинський, Карлові Вари	426,6
Медокиш, Сляч	36,5
Алоїска, Лугачовице	43,2
Чорне джерело, Йізерські гори	2160
Гаррахов, Крконоше	1620
Кисибелка, Стари Смоковец	237,6
Кюрі, Яхимов	7128

Зважаючи на суттєві відмінності умов радононакопичення в підземних водах, рівень соціально-економічного розвитку країни, системи екологічно-санітарного нагляду, законодавчо-нормативну базу, застосовуються різні величини допустимих рівнів радону у водах. Так, у Фінляндії та Швеції гранично допустимі концентрації встановлено на рівні 300 $Bk/\delta m^3$, в Ірландії – 200 $Bk/\delta m^3$, в Україні – 100 $Bk/\delta m^3$. Агентство з охорони

навколишнього середовища США рекомендує застосовувати граничну величину вмісту радону в не питній воді на рівні $11,1 \text{ Бк}/\text{дм}^3$, що, однак, не знайшло поки що відображення в американському національному стандарті якості води (цей параметр не нормується). У російських «Нормах радіаційної безпеки» граничний рівень вмісту радону у воді, при якому вже потрібне втручання, установлений на рівні $60 \text{ Бк}/\text{дм}^3$ за відсутності у воді інших радіоактивних елементів. До цього «Санітарні правила і норми для централізованого водопостачання» дозволяли користуватися водою зі вмістом радону до $120 \text{ Бк}/\text{дм}^3$.

У США в 1992 році прийнято норматив, згідно з яким питома активність радону у водопровідній воді не повинна бути вищою $0,1 \text{ Бк}/\text{дм}^3$. Розрахунки показують, що за такої умови внесок цього джерела в повну концентрацію радону в будівлі не перевищує $10 \text{ Бк}/\text{м}^3$.

Насправді не менше 10% людей у США й інших країнах світу п'ють воду з активністю радону більшою $100 \text{ Бк}/\text{л}$. За оцінками НКДАР ООН, сьогодні 10% населення Землі п'є воду з вмістом активності за радоном $0,1 \text{ МБк}/\text{м}^3$ і 1% – $1 \text{ МБк}/\text{м}^3$. Іноді сумарна доза радіації під час використання води з підвищеною концентрацією радону може бути дуже високою. Так, за даними шведських учених, більше 60000 шведів щодня споживають воду з вмістом радону понад $1000 \text{ Бк}/\text{л}$, що призводить до 50 випадків захворювань на рак легенів на рік.

Установлено, що коефіцієнт переходу радону з води у повітря приміщення складає $(0,5-1,0) \cdot 10^{-4}$ [33]. Експерти Міжнародної комісії з радіологічного захисту вважають, що з води в будівлі надходить до 20% радону [18].

За високого вмісту радону у воді він може накопичуватися в ванній кімнаті і на кухні у великих кількостях. Так, під час обстеження низки будинків у Фінляндії було встановлено, що концентрація радону у ванній кімнаті в три рази вища, ніж на кухні, і в 40 разів вища, ніж у житловій кімнаті. Усього за 22 хвилини користування душем концентрація радону досягала величини, яка в 55 разів перевищувала гранично допустиму концентрацію. Дослідження, проведені в Канаді, показали, що за сім хвилин, протягом яких був увімкнений теплий душ, концентрація радону у ванній кімнаті швидко зростала (приблизно в 37 разів) і протягом наступних 1,5 годин поверталася до норми [29].

Попередній перерахунок показує, що активності радону у воді $100 \text{ Бк}/\text{л}$ відповідає додаткова кількість радону в повітрі приміщення на рівні $6 \text{ Бк}/\text{м}^3$, що значно менше фонового вмісту радону в житлових приміщеннях.

За результатами вимірювань більше ніж 1500 проб води з артезіанських свердловин [34, 35] здійснені оцінки внутрішніх ПЕД опромінення населення України за рахунок цього

джерела. Установлено, що для населення, яке проживає на території Українського кристалічного щита і споживає воду із артезіанських свердловин, середньозважені ПЕД від Радію-226 складають відповідно 0,08, від Урану – 0,09, від Радону-222 – 0,08 мЗв/рік. Відповідні величини, середньозважені по всій території України, оцінені відповідно для Радію-226 в 0,03, для Урану – 0,02, для Радону-222 – 0,07 мЗв/рік. Якщо врахувати, що воду артезіанських свердловин споживає близько 10% населення країни, то внесок радіонуклідів природної води в сумарну ПЕД становить близько 0,1 мЗв/рік, однак індивідуальні ПЕД можуть перевищувати 5 мЗв/рік.

Будівельні матеріали. Оскільки в будівництві житлових та промислових об'єктів використовуються природні матеріали, то і в будинках людина зазнає радіоактивного опромінення. Будівельні матеріали відрізняються за вмістом урану і торію. Радон може виділятися з цих матеріалів у повітря. Виділена активність залежить від швидкості утворення радону й пористості матеріалу. Для звичайних будівельних матеріалів об'ємна швидкість надходження радону з них становить від 0,05 до 50 Бк/(м³·с), у приміщенні встановлюється відповідна ОА величиною від 0,03 до 30 Бк/м³ (для середньої кратності повітрообміну 0,7 год⁻¹).

У більшості випадків будівельні матеріали як джерело радону в будинках мають другорядне значення порівняно з проникненням в будинки радону з ґрунту. Але існують ситуації, при яких ОА радону за рахунок них може досягати значень 1000 Бк/м³. Наприклад, у деяких регіонах радон у житло надходить не стільки з ґрунту, скільки з будівельних матеріалів. Такою ситуацією характеризується, зокрема, м. Москва. Ґрунти Москви відносно бідні радієм, старі будинки (Москва білокам'яна) побудовані з малоактивних вапняків. Однак стіни будинків, побудованих із залізобетону або облицьованих гранітом, іноді містять досить багато радію. Особливо це відноситься до гранітів, привезених з Алтаю. Піски й гравій деяких кар'єрів містять адсорбований радій (фільтрація природних, збагачених радієм вод). Наприклад, гранітний щебінь із підмосковних кар'єрів характеризується підвищеною радіоактивністю (200–700) Бк/кг. Відповідно і бетон, зроблений із таких компонентів, містить радій [29].

Щодо матеріалів стін будинків, то найменше значення потужності ефективної дози зафіксоване в дерев'яних будинках (0,5 мЗв/рік), а в цегляних і залізобетонних воно може досягати 1,5 мЗв/рік.

З точки зору надходження радону в житлові приміщення пористі бетони дуже небезпечні, особливо якщо вони виготовлені з шлаків вугільних електростанцій, коефіцієнт еманування

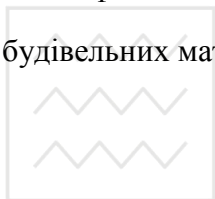
яких наближається до 100%. У цьому сенсі граніти менш небезпечні: хоча радію в них і більше, але емануюча здатність їх складає менше відсотка. Тому радон із гранітів у житлове приміщення практично не надходить. Наявність штукатурки зазвичай знижує надходження радону зі стін. Винятком є штукатурка японських традиційних будинків, яка відрізняється підвищеним вмістом Радію-224. У багатьох регіонах Японії потік Радону-220 (Торону) з будівельних матеріалів є достатньо високим і небезпечним. У Підмосков'ї і Ленінградській області радоннебезпечними є глини, які використовуються для штукатурки стін зрубів або кладки печей. Наприклад, глина кар'єру «Червоний Бор» характеризується активністю (150–300) Бк/кг. Надходження радону істотно пригнічує покриття стін шпалерами (особливо – спеціально розробленими для блокування радону), фарбами та лаками на епоксидній основі. Хороші результати дає застосування композитних покриттів.



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Згідно з НРБУ-97 питома ефективна активність (A_{ef}) природних радіонуклідів у будівельних матеріалах (щебінь, гравій, пісок, бутовий камінь, цементна та цегельна сировина) не повинна перевищувати: для матеріалів, що використовуються для будівництва житлових будівель (I клас) $A_{ef} = 370$ Бк/кг; матеріалів для використання в будівництві шляхів у межах населених пунктів, а також у будівництві виробничих споруд (II клас) $A_{ef} = 740$ Бк/кг; матеріалів для будівництва шляхів поза населеними пунктами (III клас) може досягти значення $A_{ef} = 1500$ Бк/кг. Отже, за значення $A_{ef} = (1,5 \div 4,0) \cdot k$ Бк/кг матеріали повинні визнаватися як брак і не використовуватись.

Коефіцієнти еманування η і ефективна питома активність за радоном A'_{ef} деяких будівельних матеріалів подано в таблиці 2.7 [21].



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 2.7

Значення η і A'_{ef} для будівельних матеріалів

Матеріал	Країна	К-сть зразків	ПА, Бк/кг	η , %	A'_{ef} , Бк/кг
Бетон	Угорщина	100	13	28	3,6
	Норвегія	137	28	1-20	0,3-5,6
Бетон із сажею	Росія	15	27	11	3,1
	США	8	19	26	4,9
Червона цегла	Угорщина	200	55	4	2
	Росія	16	36	1,5	0,55

Продовження таблиці 2.7					
Гіпс	США	12	12	28	3,4
	Росія	4	9	4,4	0,37
Гіпс апатитовий	Польща	10	26	3,5	0,9
Гіпс фосфоритовий	Польща	3	580-740	13-20	86-130
Шлак	Польща	11	70	0,7	0,5
Пісок	США	2	34	16	5,4
	Росія	14	10	20	1,9
Гравій	США	4	14	7	1
	Росія	5	16	11	1,7
Керамзит	Росія	7	28	1	0,41
Вапно, крейда	Росія	6	26	3,5	0,92
Туф	Росія	5	48	1,4	0,59

Оцінки ПЕД опромінення міського населення розраховані для цегляних та панельних будинків, а потім отримані дані зважені відповідно за структури житлового фонду. У таблиці 2.8 подано основні результати оцінок ПЕД опромінення населення України, зумовлені радіоактивністю будівельних матеріалів [36].

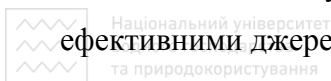
Таблиця 2.8

ПЕД опромінення населення України, зумовлені радіоактивністю будівельних матеріалів, мЗв/рік

Область	Населення	
	міське	сільське
Вінницька	0,31	0,10
Волинська	0,29	0,09
Дніпропетровська	0,29	0,30
Житомирська	0,27	0,30
Запорізька	0,27	0,11
Івано-Франківська	0,24	0,21
Київська	0,33	0,20
Одеська	0,31	0,12
Полтавська	0,31	0,09
Рівненська	0,22	0,07
Харківська	0,28	0,17
Херсонська	0,28	0,09
Черкаська	0,31	0,21

Аналіз результатів установив, що середньозважене значення ПЕД опромінення міського населення складає $0,3 \text{ мЗв/рік}$, а середньозважене значення ПЕД опромінення сільського населення відрізняється від наведеного значення у 2-3 рази залежно від регіону.

Природний газ та інше паливо. У природний газ радон проникає під землею, тому за відсутності достатньої вентиляції в кухні під час використання газової плити концентрація його в повітрі швидко зростає. За наявності витяжки, яка сполучається з зовнішнім повітрям, користування газом практично не впливає на концентрацію радону в приміщенні. З природним газом радон надходить тільки в тих випадках, коли він перед подачею споживачеві не витримувався в штучних сховищах (тобто поза контактом з геологічними структурами) протягом місяця (одного місяця цілком достатньо для розпаду ізотопів радону). Оскільки кам'яне вугілля часто містить велику кількість радію, то печі і каміни можуть бути ефективними джерелами радону, особливо за можливого задимлення приміщення.



2.2. Дослідження радонової безпеки в країнах світу

Згідно результатів досліджень основна ПЕД за рахунок радонового опромінення припадає на населення країн Європи: Фінляндії, Швеції, Франції та України [37].

Оскільки основним джерелом радонової безпеки для здоров'я населення є ґрунт під житловими будинками, то моніторинг надходження радону в приміщення в цих і в інших розвинених країнах світу в основному здійснюється через вимірювання його концентрації в цокольних приміщеннях і перших поверхах будинків. Перші результати вимірювань концентрації радону в 225 житлових будинках Швеції були опубліковані ще в 1956 році [38]. Це дослідження показало досить високі рівні концентрацій радону в окремих будинках, побудованих з бетону, що містив Радій-226. На жаль, світова спільнота не приділила отриманим результатам належної уваги, уважаючи цей факт локальною шведською проблемою. Однак згодом робота [38] дала поштовх для проведення в більшості країн досліджень з оцінки концентрацій радону в приміщеннях будівель, які потім були узагальнені в доповідях НКДАР ООН. Усереднені результати таких вимірювань у країнах світу подано в таблиці 2.9 [39].

До 1980 року в жодній країні світу не встановлювались нормативи на вміст радону та його ДПР у повітрі приміщень. І тільки в середині 80-их, коли стало зрозуміло, що «радонова проблема» разом із питаннями нормування і зниження доз опромінення має суттєве значення, були введені відповідні нормативи для збудованих приміщень і новобудов, рекомендовані МКРЗ (табл. 2.10) [18, 21].

Усереднені *EPOA* Радону-222 в повітрі житлових приміщень деяких країн

Країна	<i>EPOA</i> , Бк/м ³
Бельгія	53
Великобританія	20
Данія	53
Ірландія	58
Нідерланди	29
Норвегія	90
США	55
Фінляндія	100
Франція	40
Німеччина	40
Швеція	50



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 2.10

Нормативи *EPOA* в повітрі житлових будинків, Бк/м³

Країна	Існуючі будинки	Новобудови	Рік прийняття
Швеція	100	100	1984
Данія	200	200	1986
Фінляндія	400	100	1986
США	80	–	1986
Канада	400	–	1985
Німеччина	200	–	1986
Великобританія	200	50	1987
СРСР	200	100	1990

У деяких країнах нормованим параметром під час будівництва є *ГПП*. Так, для Російської федерації та Білорусі він становить $80 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$, для ділянок забудови під дошкільні, загальноосвітні та лікувальні установи *ГПП* із поверхні ґрунту не повинна перевищувати $40 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$. В Україні введені три категорії радоннебезпеки по *ГПП*: до $25 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$, від 25 до $50 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$ і від 50 до $75 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$.

США. Виконано найбільшу й найретельнішу кількість досліджень за радоном. До 1988 року було обстежено (в основному ентузіастом дослідження радонової проблеми Б. Коеном, рис. 2.1) 600 тис. житлових будинків 1601 виборчого округу Америки (вивчена вибірка становила близько 200 млн чоловік, тобто, приблизно 80% населення США) [40]. Отримані результати своїм наслідком мали підписання в жовтні 1988 року президентом Р. Рейганом антирадонового законодавчого Акту «Indoor Radon Abatement Act of 1988». Він зобов'язав керівників федеральних відомств, відповідальних за будівництво, і місцеві адміністрації в межах своєї юрисдикції забезпечувати вимірювання концентрації радону в будинках (у першу чергу – шкільних) і вживати контрзаходів [20].



Рис. 2.1. Бернанд Л. Коен

В Акті, зокрема, декларувалося, що «повітря всередині житлових і виробничих будівель в Сполучених Штатах повинне бути вільним від радону так само, як і повітря ззовні». Для забезпечення виконання цього Акту у період з 1988 до 1991 року була проведена перевірка ще 1,2 млн будинків 1601 округу США [41]. Середнє значення OA радону в них становила $55 \text{ Бк}/\text{м}^3$. Дослідження показали, що в повітрі 5% будинків знаходилося більше $150 \text{ Бк}/\text{м}^3$ радону, а в 0,1% будинків його OA перевищувала $800 \text{ Бк}/\text{м}^3$. У 3% із 130 обстежених шкільних будівель рівень радону був вищим $700 \text{ Бк}/\text{м}^3$ [42]. За публікаціями, в деяких будинках були виявлені рівні концентрації радону в $100000 \text{ Бк}/\text{м}^3$, хоча вони в подальшому не були підтвержені. Дозу опромінення жителя таких будинків можна порівняти з дозою, яку отримували шахтарі срібних копалень в середні віки. Вимірювання показують, що не менше 10% людей у США п'ють воду з активністю радону більшою $100 \text{ Бк}/\text{л}$.

У США радон у приміщеннях зараз вважається основною одиначною причиною виникнення раку легенів у людей, які не палять. За оцінками американських фахівців, контрзаходи, що вживаються проти радонової небезпеки, повинні принести американській економіці прибуток від 500 до 700 тис. доларів на кожне врятоване життя. У подібних розрахунках береться до уваги, що, по-перше, кожне онкологічне захворювання забирає приблизно 16 років життя, протягом яких людина могла б активно працювати, і, по-друге, – дешевше запобігати хворобам, ніж лікувати хворих [21].

Німеччина. Середній рівень активності радону в повітрі житлових будинків дорівнював 40 Бк/м^3 , в 1% обстежених будівель він був вищим 250 Бк/м^3 , а в 0,1% – вищим 600 Бк/м^3 [20].

Скандинавські країни. Уважається, що радонова проблема скандинавських країн є найгострішою у світі, оскільки на їх територіях, на поверхню Землі виходить велика кількість материкових порід, збагачених ураном і торієм.

Планомірне вивчення радонової радіації Швеції, Фінляндії та Норвегії почалося в 70-ті роки ХХ століття, коли на території Гельсінкі були виявлені свердловини з дуже високою

концентрацією радону в воді. Під час виконання широкомасштабних обстежень житлових будинків столиці Фінляндії в 1981 році були виявлені приміщення з концентраціями радону, що перевищували 10000 Бк/м^3 . Загальна кількість виявлених квартир у Фінляндії з концентрацією радону 200 і більше Бк/м^3 становить понад 200 тисяч, за рівня 400 і більше Бк/м^3 – близько 70 тисяч та 800 і більше Бк/м^3 – близько 20 тисяч (див. рис. 2.2). Середня річна ефективна доза від впливу радону на жителя Фінляндії становить близько 2 мЗв [20].

Визначення концентрації радону в 2150 малоповерхових будівлях сільської місцевості Фінляндії показало, що середнє значення OA

радону в приміщеннях становить 64 Бк/м^3 . При цьому перевищення OA радону значення 600 Бк/м^3 склали 1,9% випадків. В обстежених малоповерхових будинках проживає 2,9 млн осіб.

Одну з важливих проблем Фінляндії складають господарсько-питні води за якістю радіаційних показників. За даними STUK, близько 80% жителів країни використовують воду

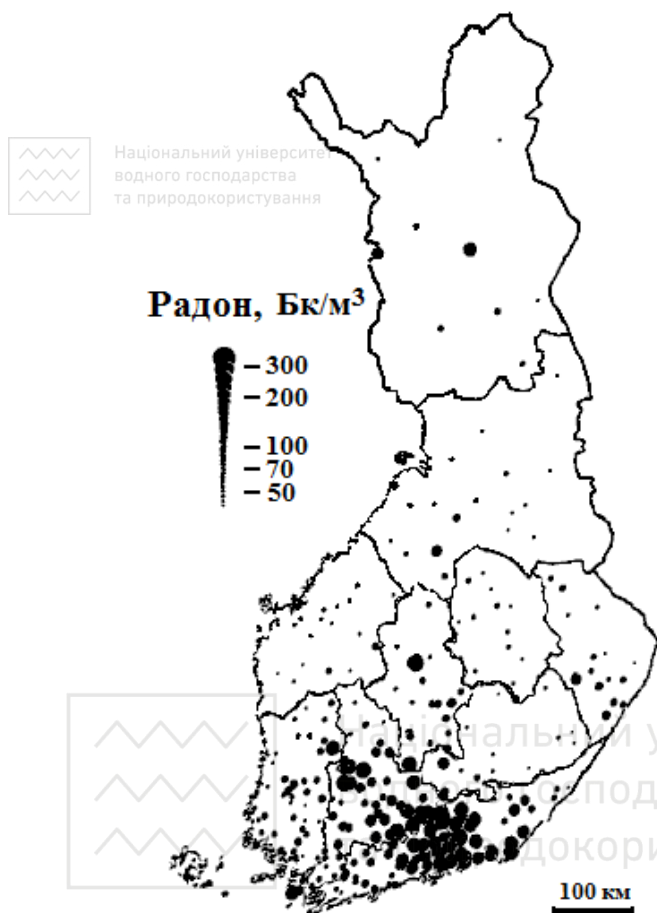


Рис. 2.2. Середні геометричні значення концентрації радону всередині приміщень, визначені Фінським інститутом з радіаційної та ядерної безпеки (Castren, 1987). Карта базується на вимірюваннях, виконаних у 14000 будинків, розташованих у 284 муніципалітетах Фінляндії

з середньою концентрацією в ній радону 26 Бк/л, а максимальна концентрація досягає значення 300 Бк/л.

У будинках Швеції середня ОА радону становить 50 Бк/м³, проте в 10% будівель вона перевищує 100 Бк/м³, а в 1% – 400 Бк/м³. У Швеції зареєстровані максимальні значення об'ємної активності радону в житлових будинках планети. Вони становлять 20000 Бк/м³.

Російська Федерація. Широкомасштабні дослідження радонової проблеми почалися на початку 90-х років. У країні була прийнята й реалізована Федеральна цільова програма «Радон». У 1990-2000 роках унаслідок усвідомлення важливості радонової проблеми в Російській Федерації був прийнятий закон «Про радіаційну безпеку населення», у якому на законодавчому рівні було визначено коло осіб та органів управління, відповідальних за стан забезпечення радіаційної безпеки підприємств, окремих територій та населення в цілому. У документі наводяться наступні нормативи: у ході проектування будинків середньорічна ОА радону в повітрі не повинна перевищувати 100 Бк/м³, у житлових приміщеннях – не більше 200 Бк/м³. Якщо концентрація радону в будинках перевищує 200 Бк/м³, то необхідне проведення захисних заходів, якщо концентрація досягає 400 Бк/м³, то будинок повинен бути знесеним або здійснене його перепрофілювання.

У плані реалізації цього закону були створені творчі колективи вчених, які розробили комплекс підзаконних актів, спрямованих на забезпечення його виконання. Найважливішими з них є «Норми радіаційної безпеки – 96» та «Норми радіаційної безпеки – 99» (НРБ-96, НРБ-99)», а також проект «Основних санітарних правил із забезпечення радіаційної безпеки (ОСПЗРБ-99)». Крім того, постановою Уряду Російської Федерації №93 від 29.01.97 «Про порядок розробки радіаційно-гігієнічних паспортів організацій та територій» з 1998 року було введено радіаційно-гігієнічну паспортизацію організацій та територій. Порядок заповнення та ведення радіаційно-гігієнічних паспортів організацій та територій визначений Методичними вказівками Департаменту Держпіднагляду РФ МУ-177-112 від 30.12.97. Із 1 вересня 2010 року замість НРБ - 99 у Російській Федерації введені в дію санітарні правила СанПін 2.6.1.2523-09. Критичним шляхом опромінення людей за рахунок ²²²Rn, що міститься в питній воді, даний документ визначає перехід радону в повітря приміщення і подальше інгаляційне надходження дочірніх продуктів радону в організм. Рівень втручання для ²²²Rn в питній воді становить 60 Бк/кг.

За вмістом природних радіонуклідів (ПРН) у ґрунтах і рівнем зумовленої цим видом радіації територію Росії можна поділити на три зони. Зона пониженої радіації – рівнинна частина півночі Росії – тундровий і тайговий ландшафти. Вміст ПРН в підстилаючих

гірських породах є низьким, також він є низьким у глейових, болотно-підзолистих і болотних ґрунтах (~ 14% території Росії). Зона помірної радіації – лісостепові, тайгові і гірсько-тайгові ландшафти. Вміст ПРН в осадових і магматичних породах відповідає середнім значенням, а вміст ПРН в дерново-підзолистих і підзолистих ґрунтах дещо вищий, ніж в північній зоні (~ 65% території Росії). Зона підвищеної радіації – степові й гірсько-степові ландшафти. Вміст ПРН підвищений у підстилаючих кислих магматичних породах і ґрунтах степової зони (лугово-чорноземні, каштанові) і гірсько-тайгової зони (дерново-підзолисті і підзолисті) (~ 17% території Росії).

Потужність колективної ефективної дози, яку отримує населення Росії за рахунок джерел іонізаційного випромінювання, оцінюється в $5 \cdot 10^5 \text{ люд} \cdot \text{Зв}/\text{рік}$, що більш ніж у 300 разів перевищує потужність колективної ефективної дози, яку населення країни одержує внаслідок аварії на ЧАЕС. Очікуваний приріст онкологічних захворювань і генетичних ефектів пропорційний величині потужності цієї дози.

Середня індивідуальна річна ефективна доза опромінення населення РФ за рахунок природних джерел за даними вимірювань 2001-2005 рр. становить $3,90 \text{ мЗв}/\text{рік}$, за рахунок інгаляції ізотопів радону вона становить $2,19 \text{ мЗв}/\text{рік}$ [див. Додаток В]. У більш ніж половині регіонів Росії, де проживає близько 75% населення, значення річної ефективної дози опромінення не перевищують $2,5 \text{ мЗв}/\text{рік}$. Однак близько 0,28% населення Росії, що проживає в Республіці Алтай і Єврейській АО, отримують середні дози на рівні $(8,0 - 9,6) \text{ мЗв}/\text{рік}$ і за рахунок інгаляції радону – $(6 - 7,88) \text{ мЗв}/\text{рік}$, населення Іркутської і Читинської областей, Республіки Бурятія й Усть-Ординського Бурятського АО – дози понад $6 \text{ мЗв}/\text{рік}$, а за рахунок інгаляції радону – понад $4 \text{ мЗв}/\text{рік}$ [Додаток В].

Для окремих представників населення країни, що проживають у будинках із високими рівнями вмісту радону в повітрі (критичні групи), річні дози внаслідок цього фактора можуть досягати декількох десятків мЗв .

Середні дози опромінення за рахунок інгаляції ізотопів Радону критичних груп населення, виявлених із 2002 по 2005 роки подані в таблиці 2.11 [43].

Середнє значення \dot{H}_e (мЗв/рік) за рахунок радону для критичних груп населення окремих регіонів Росії

Регіон	\dot{H}_e *
Республіка Алтай	27,72 ± 3,10
Республіка Калмикія	11,15 ± 2,11
Республіка Татарстан	8,22 ± 0,98
Алтайський край	19,53 ± 2,46
Амурська область	17,27 ± 1,32
Брянська область	8,29 ± 0,53
Калінінградська область	11,88 ± 1,24
Ліпецька область	14,15 ± 2,73
Ростовська область	49,67 ± 4,12
Томська область	25,26 ± 3,42
Тульська область	13,68 ± 1,65
Челябінська область	60,72 ± 5,76
Читинська область	30,72 ± 8,65
м. Москва	19,93 ± 0,42
м. Санкт-Петербург	50,40 ± 1,24
Єврейська АО	48,01 ± 6,27

* – у тих суб'єктах Російської Федерації, де такі групи населення виявлялися неодноразово, подані дози груп, які найбільш опромінюються в цьому регіоні.

За районування території Росії за ступенем радонової небезпеки використовуються критерії [29]:

- до площ небезпечних за радоном віднесені регіони, у яких встановлені спеціалізовані на уран гірські породи, рудовиявлення і родовища урану, але безпосередньо аномальних концентрацій радону в ґрунтовому повітрі, в підземних водах тощо не виявлено;
- до площ потенційно небезпечних за радоном віднесені ті регіони, у яких спеціалізовані на уран гірські породи розвинені незначно і не виходять на поверхню;
- площі, на яких невиявлені родовища урану, а рудовиявлення, перекриті нанесеннями, віднесені до безпечних.

За такими критеріями радононебезпечними зонами в Російській Федерації визначені ті регіони, де значення OA радону в житлових будинках перевищує 200 Бк/м³ та 400 Бк/м³

залежно від типу й віку споруди (рис. 2.3).

У дослідженнях Кормановської [43] було встановлено, що найменші середні значення рівнів *ЕРОА* ізотопів радону за всіма типами будівель зареєстровані в Республіці Комі, Костромській та Володимирській областях – менше 20 Бк/м^3 , найбільші – більше 50 Бк/м^3 – в Республіці Алтай, Ставропольському краї, Іркутській і Читинській областях, Єврейській АО. Виходячи з отриманих даних, автор робить висновок, що середні по регіонах значення відповідають рівням середньосвітового вмісту радону в повітрі приміщень.



Рис. 2.3. Радононебезпечні зони Російської Федерації

У цілому ж по країні картина не є однаково благополучною, оскільки в окремих будинках були зафіксовані значення *ЕРОА* ізотопів радону на рівні 2500 Бк/м^3 , що більш ніж на порядок перевищує існуючі нормативні значення. У процесі досліджень у різних регіонах країни (Республіка Калмикія, Алтайський край (особливо –

Білокуриха), Томська, Ростовська, Тульська області, Москва, Санкт-Петербург та ін.) були виявлені групи населення, для яких навіть середні значення *ЕРОА* ізотопів радону в будинках перевищують 750 Бк/м^3 . У багатьох суб'єктах РФ (Челябінська, Читинська, Новоїсібірська області, Республіка Алтай, Єврейська АО) були встановлені населені пункти, середні рівні вмісту радону в приміщеннях будівель яких також значно вищі гігієнічних нормативів. Так, наприклад, для м. Балеї Читинської області максимальне зафіксоване значення *ЕРОА* ізотопів радону в дерев'яних будинках становило 1000 Бк/м^3 , в одноповерхових кам'яних будинках – 2700 Бк/м^3 , у багатоповерхових будівлях – 1488 Бк/м^3 . За рахунок радону населення цього міста отримує індивідуальну ефективну дозу більше 100 мЗв/рік .

До особливо радононебезпечних регіонів Росії можна віднести райони передгір'їв Алтаю і райони Байкалу (м. Краснокаменськ), Кавказу (м. Лермонтов) та Уралу, Читинської області (сел. Октябрський), Камчатки, Приморського краю, Північного Заходу (Ленінградська, Мурманська області та Карелія, табл. 2.12) [20].

ОА радону в будинках Мурманської області та республіки Карелія

Територія	Середнє значення ОА, Бк/м ³	Середня потужність колективної ефективної дози, мЗв/рік
Мурманська обл.	64	2,2
м. Ревда	56	2,6
м. Кіровськ	52	2,5
м. Ловозеро	94	3,7
Республіка Карелія	30	4,4
м. Петрозаводськ	66	2,2
м. Медвеж'єгірськ	93	3,6
м. Олонець	78	2,6
м. Сортавала	64	2,2
м. Муезерський	188	5,8
м. Шала	370	11,3

Південніше від м. Н. Тагіл у районі селищ Левіха і Черноісточінка є ділянка зі вмістом радону в ґрунті (170–220) кБк/м³. Приблизно такий же радоновий вихід спостерігається південніше м. Нев'янськ, у районі селищ Нейворудянка, В. Тагіл, Верх-Нейвінський.

Досить інтенсивні радонові поля Свердловської області (2000–3500) кБк/м³ спостерігаються в районі м. Михайловськ (Н. Сергі, Атіг), с. Покровське (Кам'янський район) та особливо в Сисертському районі. Біля м. Сисерть установлена рекордна для Свердловської області концентрація ґрунтового радону – 7700 кБк/м³. У селищі Нижні Сергі працює водолікарня, яка використовує радонові води.

На території Челябінської області можна виділити наступні радонебезпечні райони. На захід від м. Карабаш до с. Магнітка в малозаселеному районі середня концентрація радону в ґрунті дорівнює (350–500) кБк/м³ за максимального значення 750 кБк/м³. На цій же широті в районі с. Увільди і Тайгінка, а також на північ від с. Довгодерев'янське його концентрація в окремих точках досягає 1500 кБк/м³. До радонебезпечних територій необхідно віднести практично всю територію Ільменського заповідника, де за середніх значень радонового виходу (500–600) кБк/м³ спостерігається його концентрація до

4000 $\text{кБк}/\text{м}^3$. У районі м. Єманжелінськ, Пласт, с. Уйське і Стрілецьк спостерігаються поля з концентраціями радону (300–500) $\text{кБк}/\text{м}^3$ за максимальних значень до 1500 $\text{кБк}/\text{м}^3$. У 20 км на захід-південно-захід від с. В. Сінара, недалеко від с. Гусар, зафіксована одна з найвищих на Уралі концентрацій ґрунтового радону – 14600 $\text{кБк}/\text{м}^3$.

На північний захід і на південний захід від м. Варна знаходяться два небезпечні райони з середнім вмістом радону (200–400) $\text{кБк}/\text{м}^3$ і максимальними значеннями біля 1000 $\text{кБк}/\text{м}^3$. Потужне радонове поле знаходиться на захід від м. Картали, у районі с. Анненське. Середні значення концентрації радону тут знаходяться в межах (800–1000) $\text{кБк}/\text{м}^3$, однак у декількох точках зафіксовано його вміст понад 5000 $\text{кБк}/\text{м}^3$. У цьому ж районі виявлена найвища концентрація радону на Уралі – 15700 $\text{кБк}/\text{м}^3$. Цей район відносно малонаселений, але в с. Анненське й Роднікі в багатьох колодязях вміст радону перевищує встановлені нормативи.

В цілому по Уральському регіону близько 10% заселених районів можна віднести до радоннебезпечних територій. Середньорічна OA радону в повітрі житлових приміщень Уралу становить близько 82 $\text{Бк}/\text{м}^3$, що більш ніж у два рази перевищує середньосвітовий рівень (40 $\text{Бк}/\text{м}^3$). Це зумовлює середньорічну дозу опромінення населення за радоном 1,8 мЗв . Приблизно в 5% обстежених будівель OA радону перевищує прийнятий у Росії норматив.

В цілому для Росії за рахунок радону формується від 50% колективної дози опромінення населення для благополучних територій і до 92% для регіонів із підвищеною радіаційною небезпекою.

Складна радонова обстановка в окремих районах Прибайкалля [44] обумовлена виходами на поверхню високорадіоактивних порід, активною тектонікою, випробовуваннями ядерної зброї тощо. Високі рівні вмісту радону в повітрі будинків спостерігаються в багатьох районах Іркутської й Читинської областей, республік Бурятія і Тува.

В окремих пунктах на території Прибайкалля потік радону з ґрунту в атмосферу варіює від 0,03 до 0,16 $\text{Бк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$, що в декілька разів перевищує величини, характерні для інших регіонів. Для окремих категорій населення індивідуальні «радонові» дози значно перевищують 10 $\text{мЗв}/\text{рік}$. Середні значення OA радону для деяких селищ Іркутської обл. подані в таблиці 2.13. За рахунок радону жителі с. Біла Зима за 50 років накопичують середню індивідуальну ефективну дозу 560 мЗв , с. Єланці – 342 мЗв , с. Мале Голоустне – 244 мЗв .

У роботі [45] було проаналізовано результати визначення OA радону більше 5000 проб

повітря, відібраних у селітебних зонах Оренбурзької області. У ході аналізу враховувались: адміністративний район, вулиця, поверховість, тип будівельних матеріалів, які використовувалися у будівництві. Також була визначена швидкість ексхаляції радону з поверхні ґрунту в 166 контрольних точках м. Оренбург.

Таблиця 2.13

Середня на населений пункт *ОА* радону в житлових будинках і відносна кількість будинків з виявленим перевищенням контрольних рівнів для деяких обстежених селищ Іркутської області

Населений пункт	Середнє значення <i>ОА</i> , $Бк/м^3$	Кількість будинків з <i>ОА</i> радону, $Бк/м^3$		
		> 100 (%)	> 200 (%)	> 400 (%)
с. Біла Зима	361	96,8	75,5	30,9
с. Сарма	328	50	50	25
с. Єланці	220	77,8	33,3	11,1
с. Велике Голоустне	176	100	16,7	
с. Карлук	159	81,3	22,9	
с. Мале Голоустне	157	64,1	25,6	2,6
с. Шаманка	142	50	20,6	5,9

Аналіз показав, що в 42,9% контрольних точок швидкість ексхаляції перевищує регіональний норматив – $30 \text{ мБк}/(м^2 \cdot с)$ і в 14,3% – федеральний норматив ОСПЗРБ-99, який становить $80 \text{ мБк}/(м^2 \cdot с)$. Залежно від району міста густина потоку активності радону коливалася в межах $(3,8-336) \text{ мБк}/(м^2 \cdot с)$.

Понаднормативне значення *ЕРОА* ($100 \text{ Бк}/м^3$) спостерігалось в 5,3% будинків, а понад $200 \text{ Бк}/м^3$ було зареєстровано в 0,9% обстежених будинків. У структурі обстежених приміщень переважали незакінчені багато- та малоповерхові новобудови. Питома вага цих приміщень склала 48%, жилі приміщення склали 36,6%, громадські приміщення – 6,5%, інші об'єкти – 8,9%.

Середні рівні *ЕРОА* по районах міста коливались у підвальних приміщеннях у межах від 91,4 до $103,9 \text{ Бк}/м^3$ і в приміщеннях перших поверхів – від 62,2 до $73,4 \text{ Бк}/м^3$. У середньому по місту рівень *ЕРОА* становив $91,8 \text{ Бк}/м^3$ для підвальних приміщень, $64,7 \text{ Бк}/м^3$ для приміщень перших поверхів, $53,5 \text{ Бк}/м^3$ – других поверхів, $47,6 \text{ Бк}/м^3$ – третіх, $51,4 \text{ Бк}/м^3$ – четвертих, $44,7 \text{ Бк}/м^3$ – п'ятих.

На Алтаї в Зміїногірському, Кур'їнському, Локтевському, Третяківському районах у 5% будинків було встановлено перевищення значення OA радону 400 Бк/м^3 у теплий період року, що дозволяє віднести території даних районів до одних із найбільш радононебезпечних зон у краї [46].

Для порівняння з «радононебезпечними» регіонами зазначимо показники «радоноблагополучного» регіону, подані в [23, 47]. Уран і торій гірських масивів Дагестану концентруються в основному в темних сланцях. Досліджені авторами гірські породи Дагестану за валовим вмістом урану відносяться до нормальнорадіоактивних (материкові піски – 1,77 кларк, карбонати – 2,17 кларк, глини – 2,49 кларк, сланці звичайні – 3,86 кларк) і високорадіоактивних (темні сланці – 10,05 кларк); за валовим вмістом торію – до слаборадіоактивних (материкові піски – 2,96 кларк, карбонати – 2,71 кларк) і нормальнорадіоактивних (глини – 11,08 кларк, сланці звичайні – 11,58 кларк, темні сланці – 15,27 кларк). Порівняння отриманих даних із раніше отриманими для порід Великого Кавказу даними [43] показує систематичне перевищення (приблизно на 10-15%) вмісту урану і торію в породах Дагестану. Концентрація урану у гірських породах в процентному співвідношенні знаходиться на рівні $4 \cdot 10^{-4} \text{ мас. \%}$ у сланцях, $2 \cdot 10^{-4} \text{ мас. \%}$ – вапняках і $1,5 \cdot 10^{-4} \text{ мас. \%}$ – пісковіку. Калію в гірських породах - глинах міститься до 6,5%.

Цими ж авторами проводилося вимірювання OA радону в житлових приміщеннях м. Махачкала та с. Ахти (республіка Дагестан). У ході вимірювань цілеспрямовано вибирались імовірно радононебезпечні об'єкти – одноповерхові будинки з глини або невивпаленої цегли і напівпідвальні приміщення без примусової вентиляції і спеціального захисту від проникнення радону з ґрунту. Середня OA радону в досліджених приміщеннях (незважаючи на істотну відмінність геологічної будови територій) м. Махачкали склала $(5 \pm 2) \text{ Бк/м}^3$, с. Ахти – $(7,5 \pm 2) \text{ Бк/м}^3$, що в 20-30 разів нижче нормативної величини. Однією з причин такої низької радононебезпеки автори вбачають розташування населених пунктів Дагестану, розміщених у зоні постійного впливу висхідних повітряних потоків, які знижують накопичення радону в приземному шарі атмосфери.

Білорусь. За результатами досліджень більше 40% території Білорусі відноситься до розряду радононебезпечних, що пов'язано з неглибоким заляганням гранітоїдів кристалічного фундаменту, які генерують радон, із широким розвитком активних розривних порушень, дренуючих глибинні зони еманування, а також осередками розвантаження підземних мінералізованих вод. Дослідженнями геофізичної експедиції ВО «Білорусьгеологія» аномально високий вміст радону в ґрунтовому повітрі надрозломних зон

установлено на Горецько-Шкловській та інших ділянках Могильовської області. За середньофонових концентрацій близько 1000 Бк/м^3 ОА радону в ґрунтовому повітрі зон активного розлому зростала до $15000 - 25000 \text{ Бк/м}^3$ [48].

Таджикистан. У роботі [49] наведені результати вимірювання концентрації радону в повітрі житлових і робочих приміщень міст Чкаловськ та Кайраккум. Аналіз результатів вимірювань показав, що концентрація радону-222 в повітрі обстежуваних приміщень знаходиться в межах $(18-46) \text{ Бк/м}^3$, що нижче встановленої межі для експлуатованих будівель згідно з діючими в країні нормами НРБ-06 (200 Бк/м^3). Дозові навантаження від радону і продуктів його розпаду знаходяться в межах $(1-2) \text{ мЗв}$ для обстежуваних приміщень. Вимірювання концентрації радону в повітрі проводилися з використанням радіометра радону (РРА-01М-03).

Киргизстан. У роботі [50] вперше встановлені закономірності процесів надходження й накопичення радону і його ДПР в житлових будинках гірського регіону озера Іссик-Куль, який характеризується теплим континентальним кліматом. Вимірювання проводились у

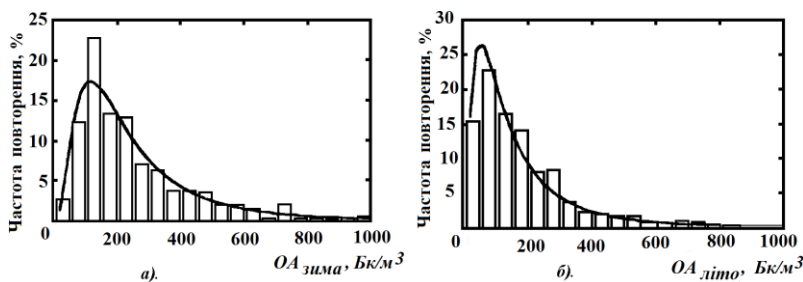


Рис. 2.4. Розподіл ОА радону в будинках Іссик-Кульської області: а) зимовий період, житлові будинки сільського типу; б) літній період, житлові будинки міського типу

міських квартирах і сільських будинках загальною кількістю 1130. У 73 міських і 306 сільських будинках вимірювання проводилися протягом року, як у літній період, так і в зимовий. ОА радону вимірювалась аспіраційним методом, що базується на модифікованому методі Маркова-Терентьєва.

Для населення Іссик-Кульської області визначена ПЕД опромінення від природних джерел випромінювання (за винятком радону) – $1,7 \text{ мЗв/рік}$. Домінуючий внесок у цю величину вносять зовнішнє іонізуюче випромінювання в житлових будинках – $0,8 \text{ мЗв/рік}$ і гамма-випромінювання гірських порід на відкритій місцевості – $0,3 \text{ мЗв/рік}$.

Визначено середні значення ЕРОА радону (для міських будинків – 82 Бк/м^3 , для сільських – 74 Бк/м^3) і торону (для міських – $3,1 \text{ Бк/м}^3$, для сільських – $7,3 \text{ Бк/м}^3$) та розраховані параметри логнормального розподілу таких величин (рис. 2.4). Характерне значення коефіцієнта рівноваги для літнього періоду для будинків цієї місцевості становить $F = 0,3$.

Установлено, що домінуючим фактором, який впливає на накопичення радону для сільських будинків, є матеріал стін (мінімум – саман, максимум – бетон). Для міських і сільських будинків спостерігається зменшення зимових значень OA зі збільшенням віку будівлі. Джерелом надходження торону в будівлю служить не стільки будівельний матеріал несучих стін, скільки штукатурка, що покриває стіни.

Україна. Структура і величина середньорічних ефективних доз опромінення населення України за рахунок джерел природного походження на початок XXI ст. показані на рис. 2.5 [51] (сюди не включені джерела, сумарний внесок яких у дозу становить менше 1%, наприклад, космогенні радіонукліди). Із наведених даних можна зробити висновок, що з величини такої дози не піддається регуляції близько 19% сумарної річної дози, у той час коли близько 80% (з неї понад 73% за рахунок радону) можна регулювати.

Сумарно від усіх джерел опромінення до аварії на ЧАЕС і після неї населення України отримує індивідуальну ефективну дозу рівну в середньому близько (6-7) mZv на рік. Протягом середнього періоду життя (60-70 років) людини сумарна ефективна доза може бути оцінена в (300-500) mZv . Для половини жителів накопичені за життя дози опромінення



Рис. 2.5. Структура й величина середніх річних ефективних доз опромінення населення України за рахунок джерел природного походження (сумарна доза опромінення – 6,15 mZv на рік)

становлять близько (350-400) mZv і 80% цієї дози можна регулювати (зменшувати) ціною розумних витрат. Для керованої компоненти індивідуальної ефективної дози ці значення залежать від структури житлового фонду та демографічної ситуації в країні, які за часи незалежності України зазнали суттєвих змін. Міграція населення в пошуках роботи і внаслідок військових дій на сході

країни, низька народжуваність, висока смертність призвели до суттєвої зміни співвідношення міського та сільського населення, їх вікової структури (тобто тих величин, які суттєво впливають на величину колективної ефективної дози). Так, у 1991 році частка сільського населення України складала 55%, а зараз – близько 30% [52].

На сьогодні основним регламентуючим документом на вміст радону в житлових приміщеннях є НРБУ-97. Згідно з ним: «рівень ^{222}Rn (Радон) у приміщеннях та спорудах, які будуються та реконструюються для експлуатації з постійним перебуванням людей, становить $50 \text{ Бк}/\text{м}^3$ у повітрі; ^{220}Rn (торон) – $3 \text{ Бк}/\text{м}^3$. У приміщеннях та спорудах, які

експлуатуються з постійним перебуванням людей, рівень ^{222}Rn у зоні дихання становить $100 \text{ Бк}/\text{м}^3$, а для ^{220}Rn – $6 \text{ Бк}/\text{м}^3$ (для дитячих та лікувально-профілактичних закладів – у два рази нижчий). ПА природних радіонуклідів у воді джерел господарсько-питного водопостачання не повинна перевищувати: для ^{222}Rn – $100 \text{ Бк}/\text{м}^3$ ».

Моніторинг радону проводиться з 1988 року вченими інституту гігієни та медичної екології ім. А. Н. Марзеєва під керівництвом І. А. Ліхтарьова та І. П. Лося. За період із 1988 до 2009 року обстежено понад 28 тисяч будинків різних архітектурно-планувальних рішень, із них близько 1,5 тисячі – квартири першого поверху багатоквартирних будинків, близько 1 тисячі – квартири вищих поверхів, інші – сільські будинки різних архітектурно-планувальних рішень.

На першому етапі досліджень було визначено, що критичними за рівнем концентрації радону є сільські будинки, і подальші дослідження були в основному зосереджені на них.

В інституті гігієни та медичної екології була створена спеціальна методична та метрологічна база вимірювань радону. За розрахунку радонової компоненти сумарної дози використовувались офіційні статистичні дані про демографію та застосовувалися декілька припущень:

- сільське населення проживає в одноповерхових будинках;
- середня кількість поверхів для багатопверхових будинків у країні становить дев'ять, і тому 1/9 міського населення проживає на першому поверсі.

Розрахунки ПЕД за рахунок радону проводились згідно з рекомендаціями [18]. Значення

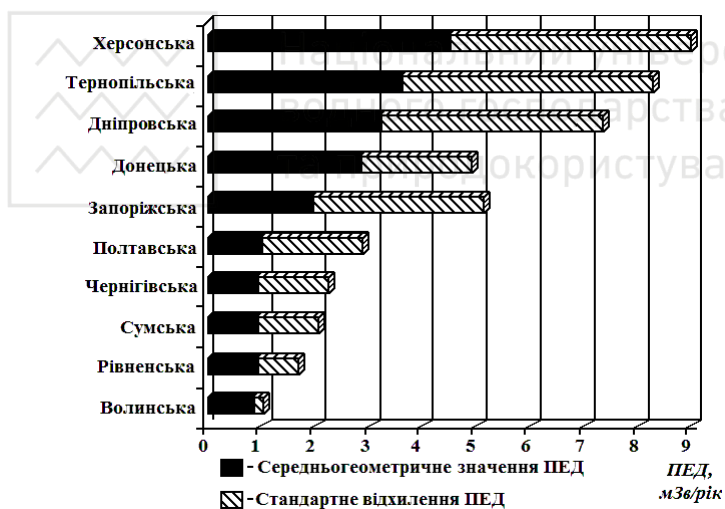


Рис. 2.6. Діапазон існуючих середньозважених ПЕД опромінення населення деяких областей України від радону в повітрі приміщень

ефективної дози зважувалися спочатку на рівні населених пунктів, потім районів і після цього, відповідних областей з урахуванням структури житлового фонду.

За результатами цих досліджень визначено, що в 19% житлових будинків концентрації радону перевищують $100 \text{ Бк}/\text{м}^3$, а в 0,3% будинків були зафіксовані концентрації, що перевищують $200 \text{ Бк}/\text{м}^3$.

В окремих випадках були зафіксовані концентрації, що перевищують $500 \text{ Бк}/\text{м}^3$.

Дуже високий рівень OA радону ($1000 \text{ Бк}/\text{м}^3$ і вище) зафіксовано в будинках у районах Українського кристалічного масиву. На Українському щиті розташовані Житомирська, Вінницька, Кропивницька і Запорізька області, східні частини Рівненської та Хмельницької областей, північно-східні частини Одеської, Київської (правобережжя) і Черкаської областей, північні частини Миколаївської, Дніпровської (правобережжя) і Черкаської областей. Тому в будинках цих областей часто спостерігається перевищення нормативів за радоном. Оцінка доз опромінення населення України свідчить про значні варіації радону в приміщеннях будинків [37, 53, 54, 55]. Максимальні значення активності радону відзначалися в житлових будинках Херсонської, Одеської, Кропивницької та Черкаської областей; мінімальні – у Волинській, Сумській та Київській областях (Поліський, Ірпінський і Києво-Святошинський райони).



Національний університет
та природокористування

Сумарна потужність ефективної дози опромінення населення України за рахунок джерел природного походження складає $3,35 \text{ мЗв}/\text{рік}$, 72% якої зумовлені радоном і продуктами його розпаду [56]. Проте на фоні середньозважених значень $ПЕД$ в Україні спостерігаються значні відхилення від середнього. Так, великі $ПЕД$ отримують деякі жителі територій, постраждалих від Чорнобильської аварії: Житомирська обл. – $5 \text{ мЗв}/\text{рік}$ і Київська обл. – $5,3 \text{ мЗв}/\text{рік}$. Для критичних груп населення максимальні значення ефективних доз характерні для Житомирської ($5,6 \text{ мЗв}/\text{рік}$), Черкаської ($5,5 \text{ мЗв}/\text{рік}$), Тернопільської ($7,4 \text{ мЗв}/\text{рік}$), Миколаївської ($6,3 \text{ мЗв}/\text{рік}$) та Івано-Франківської ($6,2 \text{ мЗв}/\text{рік}$) Донецької ($3,8 \text{ мЗв}/\text{рік}$) областей (рис. 2.6). Підвищені значення дози опромінення спостерігаються в містах: Херсон ($7,6 \text{ мЗв}/\text{рік}$), Тернопіль ($7,4 \text{ мЗв}/\text{рік}$), Черкаси ($7 \text{ мЗв}/\text{рік}$), Вінниця ($5,4 \text{ мЗв}/\text{рік}$), Одеса ($5,1 \text{ мЗв}/\text{рік}$), Донецьк ($4,3 \text{ мЗв}/\text{рік}$), Жовті Води ($4,8 \text{ мЗв}/\text{рік}$), Вільногірськ ($4,6 \text{ мЗв}/\text{рік}$) і Кам'янське ($4,8 \text{ мЗв}/\text{рік}$). Установлено, що для 5% населення країни (близько 400 тис. осіб) величина $ПЕД$ перевищує $10 \text{ мЗв}/\text{рік}$.

Величина ефективної дози внутрішнього опромінення населення, яке працює в умовах посиленого впливу природних джерел, – робітників уранодобувної і переробної промисловості – від радону при інгаляції його з повітрям житлових і виробничих приміщень і під час потрапляння з питною водою складає $(5 - 40) \text{ мЗв}/\text{рік}$.

Для міського населення, яке проживає в багатоповерхових будинках, середньозважені значення $ПЕД$ практично не відрізняються на регіональному рівні і складають $(1,3 - 1,5) \text{ мЗв}/\text{рік}$ для перших поверхів і близько $1,0 \text{ мЗв}/\text{рік}$ для квартир, розміщених вище першого поверху. Для сільського населення діапазон середньозважених значень $ПЕД$ значний – від $1,2 \text{ мЗв}/\text{рік}$ до $8,2 \text{ мЗв}/\text{рік}$ за середнього геометричного значення $3,9 \text{ мЗв}/\text{рік}$

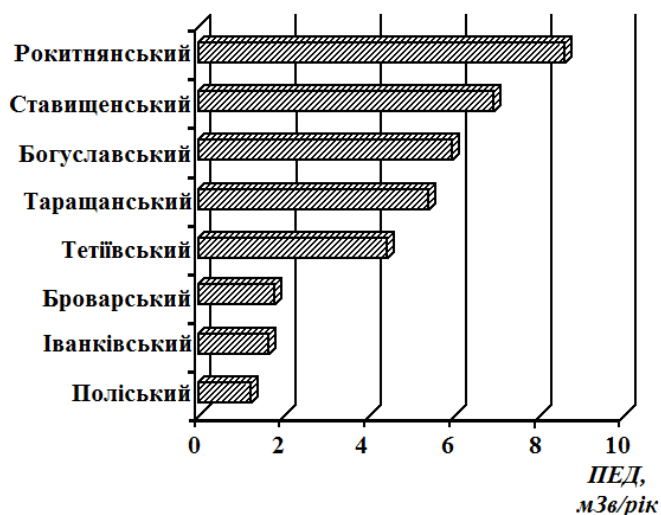


Рис. 2.7. Середньозважені ПЕД опромінення від радону в повітрі приміщень населення деяких районів Київської області

У Київській області було обстежено близько 9000 будинків. Середньозважені за районами значення ПЕД знаходяться в діапазоні від 1,3 мЗв/рік до 8,6 мЗв/рік. Аналіз результатів показав, що найбільші значення ПЕД характерні для південних районів, які розміщені на Українському кристалічному щиті в місцях нових розломів із

підвищеною тріщинуватістю (рис. 2.7). Для цих районів характерна також забудова 1960-1970 рр. Вік більшості жителів південних районів пенсійний, що також суттєво відображається на їхньому режимі поведінки, а відповідно, і на режимі вентиляції приміщень. Середньозважене значення ПЕД за рахунок радону в повітрі для населення Київської області становить 3,3 мЗв/рік. Мінімальні значення характерні для північних районів області поза межами Українського кристалічного щита в низинній частині Полісся.

Отже, порівняно з більш ранніми оцінками авторів ([51], рис. 2.5) середньозважене значення ПЕД за рахунок радону зменшилось на 36%, що в першу чергу пов'язано зі зміною демографічної ситуації і значною міграцією населення – суттєвим збільшенням частки міського населення.

Частотний розподіл ефективної дози опромінення населення за рахунок радону в повітрі житлових приміщень носить логнормальний характер. Середнє геометричне значення ПЕД за рахунок радону в повітрі приміщень становить 2,4 мЗв/рік (за стандартного відхилення – 2,9 мЗв/рік), що складає близько 63% від сумарної її потужності [57].

Вимірювання радону в ґрунті і будівлях м. Києва показали значні відмінності. Територія міста в геоструктурному плані знаходиться в зоні з'єднання Українського щита і Дніпровсько-Донецької западини. Концентрації радону в будинках лівобережної та правобережної частин міста відрізняються в 3-5 разів [58, 54]. Причиною такого явища може бути те, що близько 70% площі підстиляючого фундаменту міста складається з гранітоїдів і вісім із десяти районів розташовані в межах гранітного масиву, край якого проходить по правому березі р. Дніпро. Перекриті малопотужним чохлам пухких відкладень гранітні породи характеризуються підвищеними концентраціями радіоактивних елементів: урану, торію і радію.

На території м. Київ було виконано близько 2500 вимірювань *ОА* радону. Аналіз результатів вимірювань показав, що фонові концентрації радону в ґрунті лівобережної частини міста становили в середньому 12 кБк/м^3 , правобережної – 20 кБк/м^3 . На території міста було виділено три рівні радонових полів: понад $16,5 \text{ кБк/м}^3$ (на який припадає 30,9% загальної площі міста); $(16,5-30) \text{ кБк/м}^3$ (15,5%); 30 кБк/м^3 і вище (2,0%) [53]. У межах радонебезпечних зон міста з об'ємною активністю радону в ґрунті понад 20 кБк/м^3 концентрація радону в приміщеннях перевищує 100 кБк/м^3 , що зумовлює дозу опромінення мешканців понад 5 мЗв на рік, і такі зони відносяться до територій радіоекологічної небезпеки. На території міста було встановлено, що середні рівні опромінення населення (до $2,6 \text{ мЗв/рік}$) характерні для 70% від загального числа приміщень в обстежених будівлях.



Національний університет
та природокористування

Підвищений рівень опромінення радону (до $5,5 \text{ мЗв/рік}$) був зафіксований в 10% приміщень від загального обстеженого фонду, високий рівень (понад $5,5 \text{ мЗв/рік}$) встановлено в 2% приміщень у будівлях міста.

Різноманітність рельєфу районів м. Києва визначає і варіації *ОА* радону в ґрунті. Цей факт був підтвердженом після обстеження територій біля станцій Київського метрополітену. Спостерігалось (3-7) - кратна зміна *ОА* радону в ґрунті. Підвищені величини об'ємної активності радону спостерігалися в районах станцій метрополітену: «Дорогожичі», «Арсенальна», «Либідська», «Святошин» і «Олімпійський стадіон» [54, 58].

Придніпровський регіон за рівнем забруднення навколишнього природного середовища займає одне з головних місць у країні. Понад 80% населення проживає в містах із яскраво вираженим техногенним навантаженням. Питома вага екологічного навантаження Середньої Наддніпрянщини для країни становить близько 40%. Як наслідок – спостерігаються високі рівні забруднення атмосферного повітря, водних об'єктів, ґрунту у великих промислових центрах: Дніпро, Кривий Ріг, Кропивницький, Жовті Води, Кам'янське, Павлоград тощо.

У Кропивницькій області є райони з високими концентраціями радону в приміщеннях будівель – $(20000-50000) \text{ Бк/м}^3$. У м. Жовті Води Дніпровської області *ОА* радону в атмосферному повітрі становить $(217-364) \text{ Бк/м}^3$. У м. Жовті Води та м. Вільногірськ концентрація радону в приміщеннях будівель досягає $(6000-10000) \text{ Бк/м}^3$. Окремі райони м. Жовті Води, у яких розміщені в основному будинки приватного сектора, в східній, найбільш радонебезпечній частині міста, характеризуються підвищеним рівнем захворюваності населення [58]. Така радонова обстановка визначається наявністю поблизу міста Жовторіченського родовища урану, переробкою на гідрометалургійному заводі уранових руд, накопиченням радіоактивних відходів у хвостосховищах. *ПЕД* опромінення в місті

складає 0,88 мЗв. Установлено, що норматив $EPOA$ радону в 50 Бк/м^3 витримується лише в 27% житлових будинків м. Жовті Води; норматив $EPOA$ у 100 Бк/м^3 – 34% будинків. Доза опромінення радоном населення міста становить 4,5 мЗв/рік [53].

Територія Кропивницької області, особливо її центральна частина, характеризується високими концентраціями радону. Область розташована на масиві гірських порід гранітоїдного складу з підвищеним вмістом радіоактивних елементів. Радонову проблему області ускладнює використання в будівництві місцевої мінеральної сировини і промислових відходів із великим вмістом природних радіонуклідів. На багатьох ділянках міста, включаючи житлові масиви, відзначається підвищений гамма-фон і високі концентрації радону в будинках ($(20000-50000) \text{ Бк/м}^3$). OA радону в ґрунті міста подекуди досягає

100000 Бк/м^3 [53].

В атмосферу м. Кам'янське Дніпровської області з хвостосховища відходів уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод» щорічно потрапляє $2,13 \cdot 10^{13} \text{ Бк}$ радону та 23,9 тонни радіоактивного пилу з середньою PA 3,7 кБк/кг.

За результатами вимірювань $EPOA$ Радону-222 в житлових будинках та OA на подвір'ях мешканців м. Дніпро та м. Кам'янське в 2009 році [59] встановлені наступні результати, подані в таблицях С1 та С2 Додатка С.

Детальні дослідження радонової проблеми були проведені в житлових будинках та дитячих дошкільних закладах (ДДЗ) Запорізької області [60, 27]. В межах цієї роботи досліджували будинки вибирались випадково. Як правило, пасивні трекові детектори на основі нітрат-целюлозної плівки LR-115 (Kodak, Франція) встановлювалися в житлових приміщеннях, де час перебування дітей був максимальним – у спальнях та дитячих. У більшості випадків камера з плівкою підвішувалася до люстри в центрі кімнати. При цьому детектор розміщувався на відстані не менше 1 метра від можливих джерел надходження радону: стін, підлоги, стелі тощо. У дитячих дошкільних установах вимірювання проводилися в спальних та ігрових кімнатах. Вимірювання Радону-222 в повітрі приміщень здійснювалися методом пасивної трекової радонометрії. Чутливість методу, за твердженнями авторів, складала $(8-10) \text{ Бк/м}^3$. Детектори експонувалися в приміщеннях не менше місяця в опалювальний сезон.

В межах цього дослідження було проведено 950 вимірювань, із них 250 – у приміщеннях дитячих дошкільних установ. Усього було обстежено 693 житлові будинки і 221 дитячий садок 11 районів Запорізької області, із них більше 90% – в одноповерхових будинках і на перших поверхах багатоповерхових будинків.

Отримані наступні результати:

1. Найбільше перевищення нормативів за радоном зареєстровано в Гуляйпільському (62%), Оріхівському (53%), Токмацькому (43%) районах за рахунок виходу в цих районах на поверхню землі гранітних порід. Найбільш благополучним у цьому плані є Чернігівський район області.

2. Середнє геометричне значення $EPOA$ ^{222}Rn в повітрі житлових приміщень склало $46 \text{ Бк}/\text{м}^3$, а в приміщеннях ДДУ – $185 \text{ Бк}/\text{м}^3$.

3. Вміст ^{222}Rn в приміщеннях ДДЗ в 2-6 разів більший, ніж у повітрі житлових приміщень області, і характеризується великою варіабельністю значень.

4. Середньозважена потужність еквівалентної дози опромінення дітей у ДДЗ за рахунок ^{222}Rn склала $3,6 \text{ мЗв}/\text{рік}$, а в житлових приміщеннях – $2,8 \text{ мЗв}/\text{рік}$.

5. Оцінки можливих потужностей ефективних доз опромінення дітей за рахунок ^{222}Rn зафіксовані в діапазоні (4 - 10) $\text{мЗв}/\text{рік}$, що вимагає розробки протирадонових заходів.

Аналіз доз опромінення населення Запорізької області Радоном-222 показав, що за рахунок дихання в приміщеннях воно отримує дозу $3,3 \text{ мЗв}/\text{рік}$, а під час вживання води – $0,13 \text{ мЗв}/\text{рік}$ [61]. Усього було досліджено 2602 житлові будинки Запорізької області протягом 2010-2015 років.

Сумарна середньорічна ефективна доза опромінення населення Запорізької області від усіх основних джерел природного походження склала $4,37 \text{ мЗв}$. Найбільший внесок у цю дозу складає Радон-222 – 75,5%. Керована компонента сумарної дози природного походження за рахунок будматеріалів, питної води, Радону-222 в повітрі житлових приміщень складає 89,7% [61].

У роботі [62] визначені середні значення ексхаляції радону для деяких регіонів України (таблиця 2.14).

Таблиця 2.14

Середні значення ексхаляції радону для деяких регіонів України

Район	Тип поверхонь еманування	Швидкість виходу OA , $\text{Бк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$
м. Дніпро	чорнозем	9,0
м. Запоріжжя	чорнозем	5 - 8,5
Узбережжя Азовського моря	піщаний	1,0
Кропивницька обл.	скальні породи	34 - 94
м. Жовті Води	чорнозем	13

У роботах [63, 53] подано результати дослідження *ОА* та *ЕРОА* радону в Кривому Розі. Установлено, що у квартирах багатоповерхових будинків міста на перших поверхах *ОА* радону коливається в межах від 35 до 251 $Bк/м^3$, а вище – від 32 до 186 $Bк/м^3$ [63]. Середнє геометричне значення *ЕРОА* радону на перших поверхах будинків становить 143 $Bк/м^3$ (максимальні значення – (820-980) $Bк/м^3$). У цих будинках на 4 і 5 поверхах були зафіксовані концентрації радону – (200-300) $Bк/м^3$ (середні *ЕРОА* радону для квартир, розташованих вище першого поверху, – (15-20) $Bк/м^3$) [53].



Рис. 2.8. Ефективні дози опромінення населення України від радону в повітрі приміщень

Відповідна величина *ОА* за даними [63] в одноповерхових будинках Південного району м. Кривого Рогу становить (26 - 418) $Bк/м^3$, Північного – (53 - 578) $Bк/м^3$, Центрального – (98 - 1448) $Bк/м^3$. Найбільший діапазон значень *ОА* радону визначено в Центральному та Північному районах міста. Така тенденція простежується під час переміщення на північ міста, де визначені аномалії ексхаляції радону з ґрунту.

Високі концентрації радону в будинках Кривого Рогу пов'язані з розташуванням будинків над шахтами. Старі шахти, які накопичують великі концентрації радону, часто розташовані під будинками. Видобуток залізної руди ведеться в основному відкритим способом

(вибухами), який призводить до значної вібрації і створює тріщини як підстиляючого ґрунту, так і фундаменту будівель. Такі умови сприяють інтенсивному надходженню радону в підвали, далі – по вентиляційній системі в приміщення будинків [53].

За результатами обстеження більш ніж 100 будинків села Самчинці Немирівського району Вінницької області встановлено, що концентрація радону в будинках може змінюватися протягом року від 25 до 469 $\text{Бк}/\text{м}^3$ [64].

В роботі [65] подано результати вимірювання OA радону та його $ДПР$ на об'єкті «Укриття» (Чорнобильська АЕС) в 2000 - 2010 роках. Вимірювання проводилися за допомогою трекових детекторів ТДІ-01 і пакетів волокнистих фільтрів Петрянова. Цей прилад уходить до комплексу засобів вимірювань інтегральної OA ^{222}Rn в повітрі трековим методом «КСИОАР-01» разом з іскровим лічильником «АИСТ» і травильним пристроєм «Трал». Вимірювання показали, що середньорічна концентрація радону на об'єкті перевищує 150 $\text{Бк}/\text{м}^3$. Найбільший вміст радону (близько 800 $\text{Бк}/\text{м}^3$) виявлено в приміщенні 012/7, де

знаходиться скупчення лавоподібних паливовмісних матеріалів. За середніх концентрацій

радону 170 $\text{Бк}/\text{м}^3$ і торону

10 $\text{Бк}/\text{м}^3$ додаткове

інгаляційне опромінення

персоналу співмірне з

зовнішнім регламентованим

опроміненням.

У вже згадуваному смт

Маньківка Черкаської області у

квартирах, розташованих вище

першого поверху, були

зафіксовані підвищені

концентрації радону [64].

Вивчення причин такої

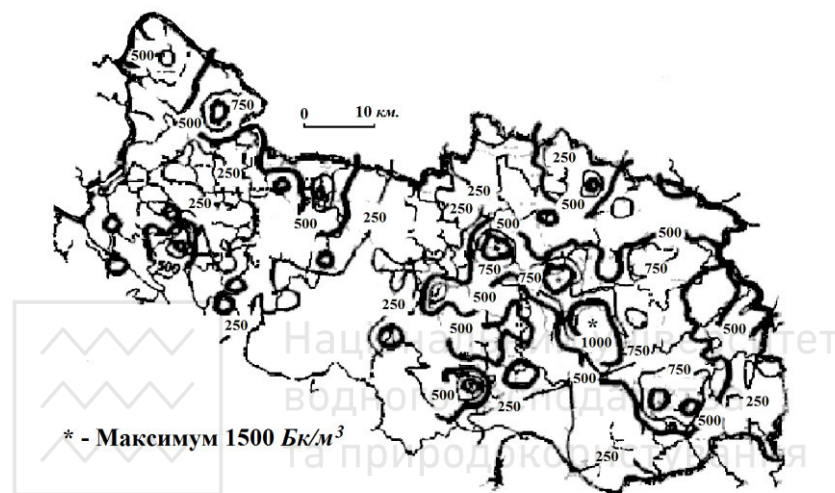


Рис. 2.9. Ізолінії OA радону в ґрунтовому повітрі північної Австрії (в $\text{Бк}/\text{м}^3$)

аномалії дозволило встановити, що водопостачання будинків ведеться з артезіанських свердловин, вода яких містить радон. Середній вміст радону в воді становить 1000 $\text{Бк}/\text{кг}$ (максимальні значення – 3000 $\text{Бк}/\text{кг}$). Добові рівні коливань OA радону в повітрі квартир багатопверхових будинків становили: (74-200) $\text{Бк}/\text{м}^3$ (перший поверх) і (22-168) $\text{Бк}/\text{м}^3$ (другий поверх).

В Україні вивчалися підземні води з водоносних горизонтів кристалічного фундаменту

м. Хмільник на предмет впливу радону на здоров'я людини [66]. За класифікаційними ознаками радонові води м. Хмільник можна зіставити з водами глибоких тектонічних тріщин у зонах інтенсивного водообміну, у яких постачання радіоактивних елементів відбувається з кислих магматичних порід, а за величиною концентрації радону – з високорадоновими водами. Аналіз радону виявив, що його накопичення в підземних водах має, головним чином, «еманаційно-дифузійну» природу і мало залежить від хімічного складу вод. Авторами [66] досліджувався вміст радону та радію у підземних водах (5 глибоких свердловин) відомого бальнеологічного курорту України – м. Хмільник, де радонові води використовуються у деяких закладах курортно-лікувального призначення (6 санаторіїв). Вимірні значення OA радону подано в таблиці 2.15.

Таблиця 2.15



Національний університет
водного господарства
та природокористування

OA радону в свердловинах м. Хмільник

Номер свердловини	$OA, MBK/m^3$
№13	23,1
№8	44,4
№12	32,9
№0	29,0
№14	15,3

Ці ж автори пропонують наступну формулу розрахунку річної еквівалентної дози опромінення радоном від досліджених вод м. Хмільник із заданим часом експозиції:

$$\dot{H}_T = 10^{-6} (7,8 \cdot (EPOA_{Rn})_{сер} + 36 \cdot (EPOA_{Tn})_{сер}) \cdot t,$$

де $(EPOA_{Rn})_{сер}$ – середньорічне значення $EPOA$ радону, BK/m^3 ; $(EPOA_{Tn})_{сер}$ – середньорічне значення $EPOA$ торону, BK/m^3 ; t – час (годин на рік).

Дослідження артезіанських свердловин, джерел і колодязів у м. Києві показали, що PA радону в воді знаходиться в діапазоні

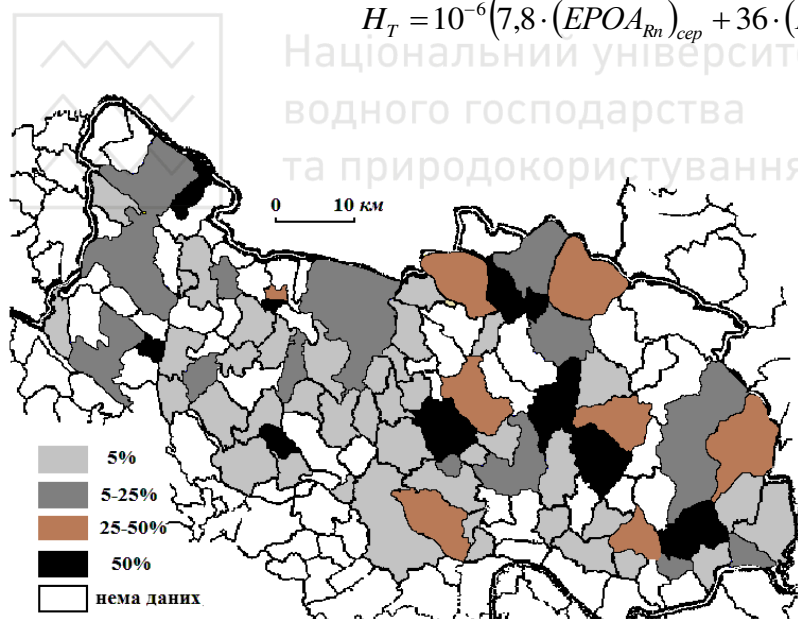


Рис. 2.10. Частка населення північної Австрії, що проживає в житлових приміщеннях з OA радону більше $400 Bq/m^3$

(1-34) $Bк/кг$ [54]; артезіанських свердловин Конча-Заспи – (1297-1657) $Bк/кг$ [67]. ПІ радону джерел Київської області склала: передмістя м. Києва (Гостомельське шосе і вул. Міська) – 207 $Bк/кг$ [68] та м. Миронівка – (500-2000) $Bк/кг$ [67].

У роботі [69] узагальнено дані за ефективною дозою за рахунок радону, яку отримує населення України. Результати подано на рис. 2.8.

Австрія. У [29] подано карти радонового потенціалу північної, відносно рівнинної частини, Австрії від Зальцбурга до Відня (рис. 2.9). З рисунка видно, що OA радону в порах ґрунтів досягає 1500 $Bк/м^3$.

Виміряні значення радону в ґрунтових водах м. Зальцбург становлять 1,5 $Bк/л$.

На рисунку 2.10 подана частка населення північної Австрії, що проживає в житлових приміщеннях з OA радону більше 400 $Bк/м^3$.



водного господарства
та природокористування



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 3. Експериментальні дослідження «радонової проблеми» в місті Рівне

3.1. Методи та прилади для вимірювання об'ємної активності радону

Для моніторингу радону і його *ДПР* розроблений і впроваджений у практику широкий спектр засобів вимірювань. Усі вони базуються на використанні інтегральних, квазіінтегральних та миттєвих методів вимірювання [70].

Інтегральні засоби вимірюють, інтегрують й усереднюють значення *ОА* радону за період від кількох тижнів до року. Щодо вимірювань радону, то НРБУ-97, як і нормативні документи інших країн світу, вимагають проводити вимірювання тільки інтегральними методами. Другий клас приладів представлений засобами для **квазіінтегральних** вимірювань *ОА* радону, де час вимірювання, а фактично – час усереднення, не перевищує 7 діб. До складних і дорогих приладів, які базуються на **миттєвих** методах вимірювання, відносяться інспекційні прилади або радіометри для експресного вимірювання «миттєвих» значень *ОА* радону, торону та продуктів їх розпаду. Тривалість вимірювання таких приладів складає від одиниць хвилин до декількох годин. Ці засоби вимірювання, разом із попереднім класом приладів, дозволяють зробити висновок про якість проведених захисних заходів.

До інтегральних методів відносяться методи реєстрації заряджених частинок за допомогою трекових, термолюмінесцентних і електретних детекторів [70]. Трековий метод базується на використанні трекового детектора – дифузійної камери з закріпленням у ній плівковим чипом (діелектричної плівці). Для більшості діелектриків є характерним ефект, який полягає в тому, що заряджена частинка, рухаючись у ньому, залишає вздовж своєї траєкторії зону стабільних структурних порушень, тобто радіаційних дефектів із поперечними розмірами $\sim (10^{-9} - 10^{-8})$ см. Утворену зону структурних порушень можна збільшити до розмірів $(10^{-4} - 10^{-2})$ см обробкою в потрібному хімічному реагенті. Хімічний реагент швидше протравлює зону дефектів порівняно з непошкодженим діелектриком. У результаті утворюється трек частинки у вигляді конуса, який можна спостерігати в оптичний мікроскоп. Можливість виявлення (збільшення до видимих розмірів) треку обумовлена щільністю утворених частинкою радіаційних дефектів. Підрахунок числа протравлених треків після хімічного експонування детектора здійснюється візуально, або спеціальними автоматами, наприклад, електроіскровим лічильником. За аналогічним принципом діють комплект апаратури «ТРЕК - РЭИ - 1» із нітрат-целюлозним плівковим трековим детектором (Москва), комплекс «АИСТ-ТРАЛ» (Санкт-Петербург), комплекс «КСИРА-2010Z» із нітрат-

целюлозним плівковим трековим детектором (Санкт-Петербург) та його варіант «КСИАОР-01» з трековим детектором ТДА-01. Час експонування трекових детекторів двох останніх комплексів становить від 3 до 120 діб.

Детектор ТДА-01 виконаний у вигляді пластмасового циліндра висотою 43 мм і діаметром 36 мм (рис. 3.1). Повітря з радоном надходить у корпус 2 через сім отворів у кришці 6. Для захисту від крапельної вологи, відсічення аерозолів і торону отвори закриті фільтром 5 із силіконової гуми. α -частинки, що утворюються під час розпаду ^{222}Rn і його ДПР, проходять через гальмуючий фільтр 1, укріплений на тримачі 7, і реєструються нітрат-целюлозною плівкою 3 (плівка LR-115-I фірми Kodak).

Плівка закріплена в тримачі 4 подібно до п'ялець. Кільце 8 використовується для кріплення детектора.

Квазіінтегральні вимірювання OA радону здійснюються на багатофункціональному комплексі «Камера» або за допомогою радіометра радону РГГ-01Т із вугільним адсорбером. У них використовується властивість радону добре поглинатись активованим вугіллям. Детектор (циліндрична коробка з активованим вугіллям) протягом 1-7 днів експонується в атмосфері, потім закривається кришкою з тонкою алюмінієвою фольгою, що перешкоджає виходу радону, але не поглинає гамма-випромінювання. Через три години вимірюється γ -активність детектора.

Для вимірювання «миттєвих» значень OA радону застосовують іонізаційні (радіометри AlphaGUARD, SIRAD MR-106N (SinmoR)), електростатичні (радіометри PPA-01M, Екрона-ЕС, Альфарад Плюс, LSM) й аспіраційні методи дозиметрії.

Суть **аспіраційного методу** полягає в прокачуванні великих об'ємів повітря через аерозольний фільтр, на поверхні якого концентруються радіоактивні аерозолі. Активність фільтра вимірюють α - або β -радіометром (α -активність фільтра зумовлена ^{218}Po і ^{214}Po , а β -активність – ^{214}Pb і ^{214}Bi). За значеннями поверхневої активності фільтра розраховують OA досліджуваних радіоактивних аерозолів, що містяться в повітрі.

Вимірюючи активність ДПР радону, які осіли на фільтрі, можна визначити OA окремо для ^{218}Po , ^{214}Pb і ^{214}Bi , а також рівень прихованої енергії за допомогою методів, які базуються на одному або кількох вимірюваннях активності фільтра через певні проміжки часу після прокачування [70].

А). Методи одноразового вимірювання (метод Кузнєца і метод Ролле). Ці методи призначені для визначення $EPOA$ ДПР радону.

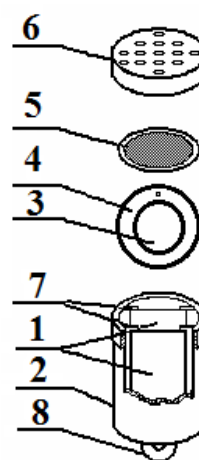


Рис. 3.1. Конструкція інтегрального трекового детектора ТДА-01

Метод Кузнеця передбачає прокачування повітря через фільтр протягом 5 або 10 хв із подальшим вимірюванням його активності α - радіометром і визначенням величини $EPOA$ радону, $Bк/м^3$, за формулою:

$$EPOA_{Rn} = \frac{3700 \cdot N(t_0; t_1, t_2)}{\varepsilon \cdot \eta \cdot \nu \cdot K_K}, \quad (3.1)$$

де $N(t_0; t_1, t_2)$ – кількість імпульсів, зареєстрованих α - лічильником за інтервал часу від t_1 до t_2 після закінчення прокачування при часі прокачування t_0 , $хв^{-1}$; ε – ефективність реєстрації α - радіометра; η – ефективність фільтра; ν – об'ємна швидкість прокачування, $м^3/хв$; K_K – коефіцієнт перерахунку, який визначається часом прокачування через фільтр і часом початку й кінця вимірювань. Наприклад, за $t_0 = 10$ хв, $t_1 = 40$ хв, $t_2 = 45$ хв – $K_K = 7150$.



Національний університет
та природокористування

За методом Ролле величина $EPOA$ радону визначається за формулою:

$$EPOA_{Rn} = \frac{3700 \cdot N_\alpha}{\varepsilon \cdot V \cdot t_{\text{вим}} \cdot K_P}, \quad (3.2)$$

де N_α – кількість імпульсів, зареєстрованих α - лічильником за час вимірювання $t_{\text{вим}}$, хв; V – об'єм прокачаного повітря, $дм^3$; K_P – коефіцієнт перерахунку, який визначається за номограмами залежно від часу витримки, часу прокачування і часу вимірювання.

Недоліком методів одноразового вимірювання є неможливість визначення OA окремих ДПР радону.

Б). Методи дворазового вимірювання (експрес-метод Маркова і метод Хілла).

Експрес-метод Маркова, реалізований у багатьох дозиметричних приладах, дозволяє визначити шукані OA короткоживучих ДПР радону достатньо швидко, з прийнятною для дозиметрії аерозолів похибкою. У цьому випадку повітря, що містить продукти розпаду радону, прокачують через фільтр протягом 5 хвилин. Вимірюють швидкість лічби α - частинок на фільтрі n_{1-4} і n_{7-10} двічі: з 1-ої по 4-ту хвилини і з 7-ої по 10-ту хвилини після закінчення прокачування повітря. OA продуктів розпаду радону ($Bк/м^3$) визначають за формулами:

$$\left\{ \begin{array}{l} A_{Po-218} = \frac{4,4}{\varepsilon \cdot \eta \cdot \nu} (n_{1-4} - n_{7-10}), \\ A_{Pb-214} = \frac{1,1}{\varepsilon \cdot \eta \cdot \nu} n_{7-10}, \\ A_{Bi-214} = \frac{1}{\varepsilon \cdot \eta \cdot \nu} (2,2 \cdot n_{7-10} - 0,9 \cdot n_{1-4}). \end{array} \right. \quad (3.3)$$

Величину прихованої енергії E , $MeB/\partial m^3$ визначають за формулою:

$$E = \frac{40}{\varepsilon \cdot \eta \cdot \nu} n_{7-10}. \quad (3.4)$$

Метод Хілла є найбільш експресним, оскільки він займає всього 7,5 хвилини.

Прокачування повітря через фільтр проводиться протягом 2 хвилин зі швидкістю $2 \text{ дм}^3/\text{хв}$. Вимірювання швидкості лічби імпульсів від α -частинок, що випускаються відкладеними на фільтрі радіонуклідами, здійснюють у періоди 0,5 - 2,5 і 3,5 - 5,5 хвилини з моменту закінчення прокачування повітря.

Існують також методи, які базуються на трьох вимірах активності фільтра. У них, на відміну від перерахованих вище методів, вдається істотно знизити систематичну похибку, що виникає за

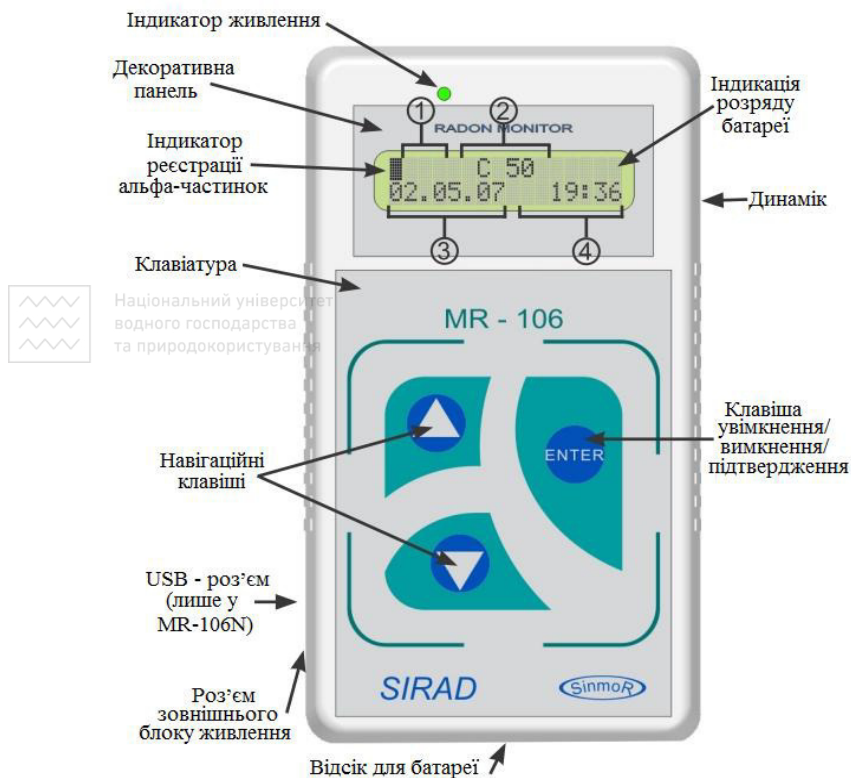


Рис. 3.2. Радонometr MR-106. 1. Поле відображення порогових значень рівня активності радону: пусте поле відповідає рівню $< 50 \text{ Бк}/\text{м}^3$; символ * відповідає рівню від 50 до $100 \text{ Бк}/\text{м}^3$; символ ** відповідає рівню від 100 до $200 \text{ Бк}/\text{м}^3$; символ *** відповідає рівню $> 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$, 2. Поле відображення значень $EPOA$ в $\text{Бк}/\text{м}^3$, 3. Поле відображення дати (у форматі: число, місяць, рік); 4. Поле відображення часу (у форматі: часи, хвилини)

рахунок зсуву рівноваги між продуктами розпаду радону. Однак такі методи вимагають більшого часу вимірювання, який становить близько 30 хвилин.

Побутові іонізаційні індикатори радону SIRAD модифікації MR-106N (SinmoR) призначені для оцінки $EPOA$ ДПР Радону-222 у повітрі приміщень за величиною OA радону (діапазон вимірювань $EPOA$ від 50 до $10000 \text{ Бк}/\text{м}^3$). Радонometr використовує встановлене значення коефіцієнта рівноваги ($F = 0,5$) між радоном і його ДПР.

Прилад (рис. 3.2) використовується для оцінки активності радону в повітрі житлових і громадських приміщень і дозволяє аналізувати динаміку її зміни, сигналізувати про перевищення допустимих санітарних норм вмісту радону в повітрі приміщень, а також

передавати отримані дані на персональний комп'ютер (тільки модель MR-106N).

Дозиметр має дворівневий принцип оцінки й усереднення вмісту радону в повітрі. Кількісну оцінку прилад демонструє після 4 годин із моменту початку вимірювань. Отримані дані з кроком (4 год) записуються в пам'ять.

Знімаючи дані з інтервалом 4 години, можна спостерігати добові коливання концентрації радону. В 0 годин кожної доби прилад розраховує і зберігає середньодобове значення, обнулюючи іншу інформацію. Таким чином, за тижневої автоматичної експозиції можна отримати ряд із 6 середньодобових значень і кілька значень останнього дня, узятих з інтервалом у 4 години.

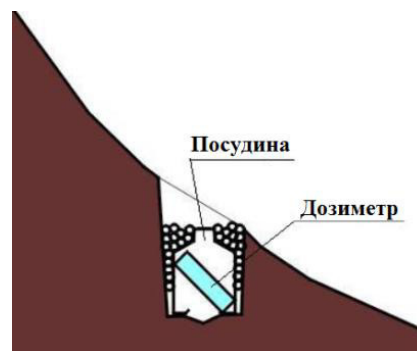


Рис. 3.3. Схема розміщення дозиметра на схилі карстової воронки

Радіометр MR-106N можна використовувати для вимірювання густини потоку радону з ґрунту. Подібна методика описана в [71]. У ямі глибиною 30-50 см розміщувалася посудина, у дні якої було зроблено отвір діаметром приблизно 10 см і малий отвір у її горловині. Усередині посудини встановлювався ввімкнений прилад, простір між стінками посудини і

ями заповнювався землею (рис. 3.3). Після тижневої експозиції прилад відкопувався, інформація переписувалася з нього на ПК.

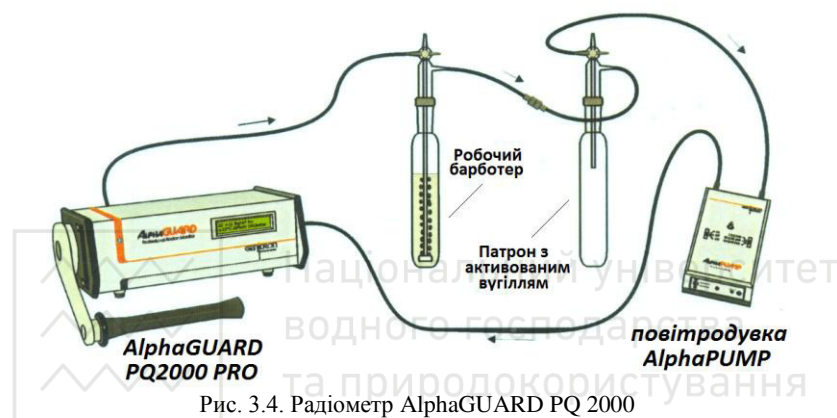


Рис. 3.4. Радіометр AlphaGUARD PQ 2000

Ще одним іонізаційним радіометром є «AlphaGUARD PQ 2000» (рис. 3.4). Визначення вмісту $Rn-222$ в воді за допомогою радіометра такого

типу проводиться методом барботування проб води і подальшого аналізу активності повітряної суміші в газовій камері альфа-радіометра. Цей метод дозволяє визначати OA радону у воді в межах від 3 до $2 \cdot 10^6$ Бк/ m^3 на нижньому рівні близько $0,05$ Бк/ dm^3 , тобто нижче рекомендованої межі визначення [72].

Для проведення вимірювань використовується:

- прилад для вимірювання об'ємної активності радону AlphaGUARD PQ 2000;
- повітродувка AlphaPUMP;
- набір допоміжного обладнання AquaKIT;

- ємність для вимірювання об'єму проби;
- патрон з активованим вугіллям для зменшення кількості радону в системі.

Виконання вимірювань проводять в наступному порядку:

- з'єднують систему барботерів, AlphaGUARD, насос і патрон з активованим вугіллям за допомогою пластикових трубок (рис. 3.4);
- умикають насос зі швидкістю прокачування $0,5 \text{ дм}^3/\text{хв}$ і реєструють OA радону в замкнутій системі до того часу, поки значення OA Радону-222 не стане $< 5 \text{ Бк}/\text{м}^3$;
- вимикають насос і прибирають із системи вугільний патрон;
- переводять у робочий барботер відібрану пробу води, не допускаючи пробуюлькування, при цьому встановлюють триходові вентиля обох барботерів у відкритій позиції. У процесі вимірювань вентиля повинні бути в закритому положенні;
- умикають насос і прокачують (барботують) повітря через вимірювальну систему протягом часу, необхідного для реєстрації приблизно 10 циклів вимірювань OA радону в 10-хвилинному режимі;
- вимикають насос і переливають воду з барботера в мірний циліндр для визначення об'єму проби;
- виміряні при барботуванні значення OA радону і її фонові значення статистично обробляються за формулою (3.5):

$$C_v = (C - C_0) \cdot \left(\frac{V_{\text{сист}} - V_{\text{пр}}}{V_{\text{пр}}} + k \right) \cdot 0,001, \quad (3.5)$$



Рис. 3.5. Фото детектора радону LSM.

де C_v – OA радону в воді, $\text{Бк}/\text{дм}^3$; C – середня OA радону в системі під час барботування проби, $\text{Бк}/\text{м}^3$; C_0 – середнє фонове значення OA радону в системі, $\text{Бк}/\text{м}^3$; $V_{\text{сист}}$ – об'єм вимірювальної системи, він складається з об'єму іонізаційної камери AlphaGUARD, об'єму насоса, об'єму робочого барботера, об'єму охоронної посудини, об'єму сполучних трубок і дорівнює 1441 см^3 ; $V_{\text{пр}}$ – об'єм робочої проби води, см^3 ; k – коефіцієнт розподілу радону між газовою і рідкою фазою,

який залежить від температури і в цих вимірюваннях дорівнює 0,25.

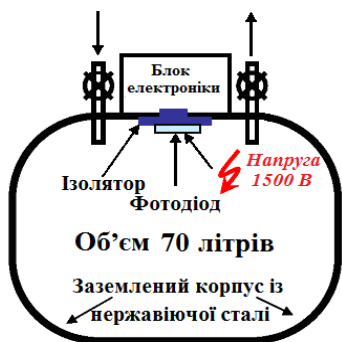


Рис. 3.6. Принципова схема детектора радону LSM

Серед електростатичних радіометрів найточнішим, на наш погляд, є детектор радону LSM. Принцип роботи всіх електростатичних радіометрів полягає в електростатичному осадженні на α -детекторі радіометра ДПП Радону з газової суміші (повітря). Відомо, що під час α -розпаду ^{222}Rn в повітрі його дочірні продукти в $\sim 90\%$ є позитивно заряджені іони. Позитивні іони, які утворюються в вимірній камері детектора, дрейфують і осідають на поверхні α -детектора, що знаходиться під негативним потенціалом, в якому і відбувається реєстрація α -частинок із розпадів ^{218}Po і ^{214}Po . Зовнішній вигляд та принципова схема радонового детектора LSM показані на рис. 3.5 та 3.6.

Детектор LSM складається з газової камери об'ємом 70 дм^3 , α -детектора і блока електроніки. Спеціальна обробка матеріалів камери і використання з'єднань у вигляді металевих прокладок з індію дозволили істотно знизити власний фон детектора, що дало можливість вимірювати концентрацію радону в повітрі на рівні декількох $\text{мБк}/\text{м}^3$. Ця концентрація відповідає ~ 100 атомам Радону в об'ємі детектора. Аналізований газ прокачується через камеру детектора зі швидкістю $0,4 \text{ дм}^3/\text{хв}$. ДПП Радону осідають на

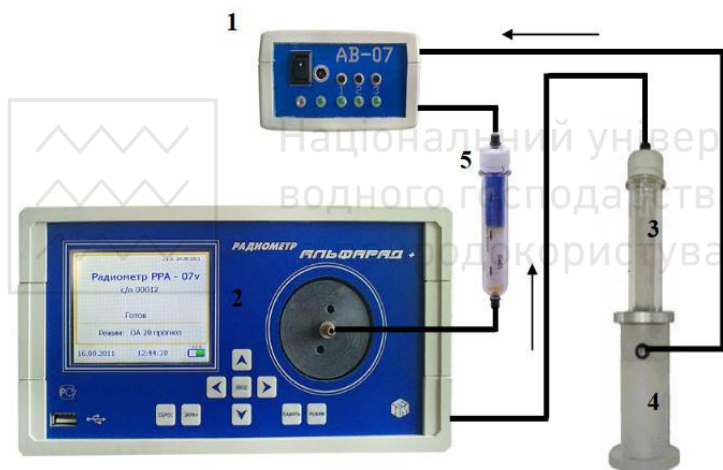


Рис. 3.7. Схема вимірювання ОА в пробі води. 1 – Автономна повітропідка АВ-7. 2 – Блок вимірювання ОА. 3 – Пробовідбірник води з розсікачем. 4 – Барботер. 5 – Патрон - осушувач

негативно зарядженому електроді, що знаходиться під потенціалом 1500 В . Електрод є планарним кремнієвим фотодіодом розміром $(2 \times 2) \text{ см}$.

Авторський колектив свої дослідження проводив на радіометрі «Альфарад Плюс», який призначений для експресних вимірювань та неперервного моніторингу ОА Радону-222 (діапазон: $(1-2 \cdot 10^6) \text{ Бк}/\text{м}^3$) і кількості розпадів Полонію-216

(діапазон: $(1 \cdot 10^{-3} - 1 \cdot 10^2) \text{ імн}/\text{с}$), а також ЕРОА радону та торону в повітрі житлових та робочих приміщень і на відкритому повітрі. Наявність спеціальних пробовідбірних пристроїв надавала можливість проводити вимірювання вмісту Радону-222 у воді (діапазон:

(6–800) Бк/дм³), ґрунтовому повітрі (діапазон: (10³ – 10⁶) Бк/м³), визначати густину потоку радону (ГПП) з поверхні ґрунту (діапазон: (20–10³) мБк/(с·м²)). У описаній комплектації радіометра використовувався вимірювальний блок ОА для вимірювання ОА радону та для реєстрації розпадів торону в пробах повітря.

Автономна повітродувка із вбудованим таймером призначена для попереднього відбору проб повітря з поверхні ґрунту, барботажу проб води, а також для перекачування проб повітря з радоном у пробовідбірні ємності.

Вимірювання ОА радону-222 базується на електростатичному осадженні іонів Полонію-218 із відібраної проби повітря на напівпровідниковий детектор. ОА Радону-222 визначається за кількістю зареєстрованих α -частинок під час розпаду атомів Полонію-218, які осіли на детектор. Вимірювальна камера об'ємом 0,94 дм³ виготовлена у вигляді

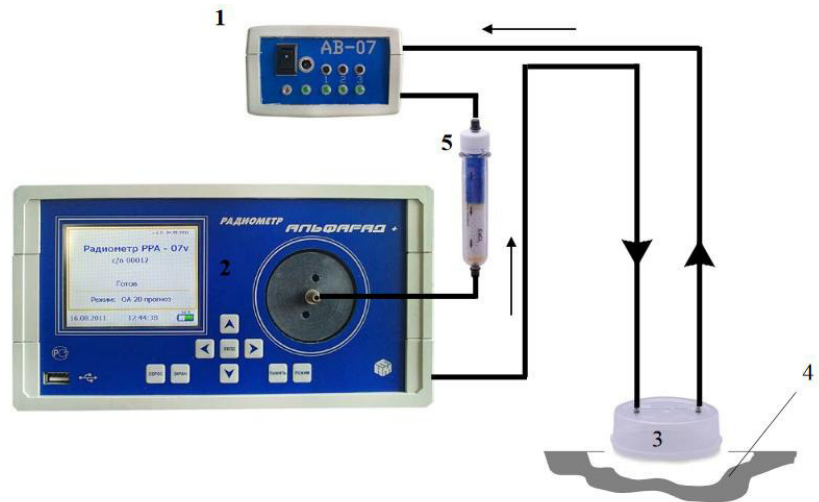


Рис. 3.8. Схема відбору проби повітря для визначення густини потоку радону з ґрунту. 1 – Автономна повітродувка. 2 – Блок вимірювання ОА. 3 – Накопичувальна камера. 4 – Ґрунт. 5 – Патрон-осушувач

циліндра, з розміщеним усередині високовольтним електродом і герметично закрита фланцями з протилежних боків. На входному фланці встановлено аерозольний фільтр, а в центрі вихідного – напівпровідниковий детектор.

Для вимірювання ОА Радону-222 у пробах води відбирається вода в пробовідбірник, який герметично закріплюється в барботері, після чого збирається схема згідно з рис. 3.7. Значення ОА радону в воді розраховується за формулою:

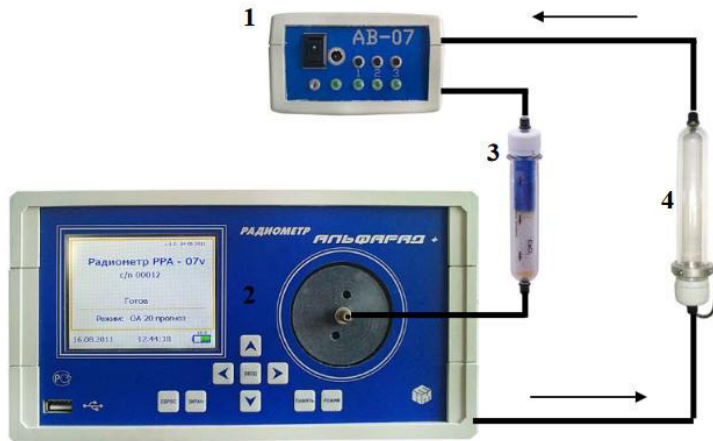
$$OA_B = OA \cdot \left(\alpha + \frac{V_2}{V_1} \right) \cdot e^{\lambda_{Rn} \cdot t}, \quad (3.6)$$

де OA_B – об'ємна активність радону в пробі води; OA – об'ємна активність радону у вимірній камері; α – коефіцієнт розчинності радону в воді (0,25); V_2 – об'єм вимірної камери (0,94 дм³); V_1 – об'єм відібраної проби в водовідбірник (0,046 дм³); λ_{Rn} – стала розпаду радону, хв⁻¹.

Для вимірювання густини потоку радону (ГПП) з ґрунту (згідно методики) збирається

схема (рис. 3.8). Значення ГПР із ґрунту визначається за формулою:

$$ГПР = (OA - OA_{\Phi}) \cdot \frac{V_2 + V_3}{T \cdot S_2}, \quad (3.7)$$



де ГПР – густини потоку радону з ґрунту; OA – об’ємна активність радону у вимірній камері; OA_Ф – об’ємна активність радону навколишнього повітря; V₂ – об’єм вимірної камери (0,94 дм³); V₃ – вільний об’єм накопичувальної камери та

з’єднувальних трубок (0,563 дм³); T – час роботи автономної повітродувки протягом відбору проби з накопичувальної камери (300 с); S₂ – площа збору радону з поверхні ґрунту накопичувальною камерою (0,0163 м²).

Вимірювання OA радону в ґрунтовому повітрі базується на відборі проби ґрунтового повітря з шпур у пробовідбірник із наступним визначенням OA радону в пробовідбірнику шляхом перемішування проби між об’ємами повітря пробовідбірника і вимірювальної камери і подальшому вимірюванні OA радону в вимірювальній камері блоку вимірювання OA.

У досліджуваних точках ґрунту просвердлюють шпури діаметром (3-5) см і глибиною (70-100) см, у які на лінві опускаються пробовідбірники. Горловини шпурів присипаються землею. Час експозиції пробовідбірника в шпурі, необхідний для вирівнювання OA пробовідбірника і шпур, становить не менше 12 годин.

Після експозиції пробовідбірник з’єднується за схемою рис. 3.9 і вимірюється OA. Значення OA, виміряне в ґрунтовому повітрі, визначається за формулою:

$$OA_{гр.пов.} = OA \cdot \left(1 + \frac{V_2}{V_1}\right) \cdot e^{\lambda_{Rn} \cdot t}, \quad (3.8)$$

де V₂ – об’єм вимірної камери (0,94 дм³); V₁ – об’єм проби в пробовідбірнику (1,05 дм³); t – час, що пройшов від закінчення відбору проби до початку вимірювань, хв, t = t₂ – t₁, OA – виміряне значення OA радону блоком вимірювання, Бк/м³.

3.2. Вимірювання об'ємної активності радону в досліджуваних приміщеннях та інших середовищах

3.2.1. Градування приладу «Альфарад Плюс»

Для градування цього приладу ми вибрали декілька підвальних приміщень та приміщень першого поверху житлового сектора.

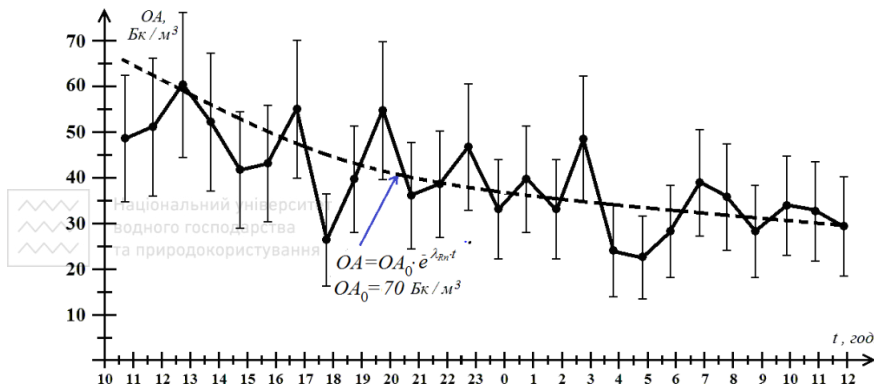


Рис. 3.10. OA радону в повітрі приміщення без використання повітрорудки (квартира, 1 поверх, цегляний будинок 1968 року («хрущовка»), під квартирою в напівпідвальному приміщенні – перукарський салон), λ_{Rn} – стала розпаду Радону-222

Градування відбувалося в режимі $OA-60$ без повітрорудки. Такий режим передбачає за допомогою внутрішньої повітрорудки один раз протягом трьох хвилин наповнення повітрям вимірювальної камери і вимірювання OA протягом доби.

Типові значення OA радону у вимірній камері під час визначення об'ємної активності радону в одному з досліджуваних приміщень приведені на рис. 3.10.

Градування показало, OA радону у вимірній камері зменшується з часом за законом радіоактивного розпаду для всіх перевірених приміщень і таке зменшення відповідає періоду напіврозпаду Радону-222.

3.2.2. Математичні моделі динаміки активності радону в приміщенні

Створенням математичних моделей процесів еманування та міграції радону в різних середовищах і за різних умов дослідники займалися практично з моменту його відкриття. Це було пов'язано, в першу чергу, з геологічною розвідкою уранових руд у першій половині ХХ ст., а в другу, – з усуненням «радонової проблеми» в глибоких шахтних штольнях та інших різноманітних виробничих та житлових приміщеннях, які знаходяться на певній глибині відносно поверхні ґрунту (метро, бомбосховища, глибокі підвали тощо). Сьогодні розробка математичних моделей надходження радону з ґрунту є особливо важливою й тому, що за численними науковими дослідженнями встановлено: радон є одним з індикаторів

сейсмогеодинамічної активності структур континентальної кори. У цьому плані його вивчення може скласти істотний внесок у розуміння закономірностей розвитку новітньої розломної тектоніки і дати значущу інформацію для сейсмічного прогнозу [73].

На сучасному етапі розвитку науки серед науковців немає єдиної думки про механізми формування радонових полів у ґрунті, атмосфері, приміщеннях, про параметри, які характеризують радонове поле і підлягають вимірюванню. Одна частина учених вважає, що основну інформацію про збуджуючі об'єкти в геологічних структурах несе *ОА* в ґрунтовому (підґрунтовому) і / або атмосферному повітрі, інша – що тільки *ГПП* через поверхню здатна дати необхідну і достовірну інформацію про джерела радону в глибинних структурах, через які проходить радон і які формують радонові аномалії [74].

Доцільно припустити, що *ГПП* із ґрунту залежить від двох груп змінних. Перша з них пов'язана з фізико-хімічними характеристиками ґрунту, з яких найсуттєвішими є *ПА* Радіо-226 в ґрунті, коефіцієнти еманування й дифузії. Ці параметри слабо змінюються в межах окремої ділянки забудови (наприклад, під спорудження житлового будинку). Друга група – це параметри, пов'язані з кліматичними й погодними умовами, серед яких найбільш істотний вплив на зміну величини *ГПП* здійснюють температура навколишнього повітря, атмосферний тиск та вологість ґрунту. Ці параметри постійно змінюються в часі [75].

Параметр *ГПП* більш чутливий до зміни напружено деформованого стану геосередовища, ніж величина *ОА*. Вона може бути використана як самостійний або додатковий прогностичний параметр. Одночасне використання двох величин – *ОА* ґрунтового радону і *ГПП* з поверхні землі – дозволяє підвищити достовірність прогностичних оцінок динаміки надходження радону в приміщення [76].

Сьогодні більшість моделей процесів еманування та міграції радону в різних середовищах базуються на теорії еманційного методу. Відповідно до такої теорії перенесення радону з пористого однорідного ґрунту до земної поверхні здійснюється за допомогою механізмів дифузії й конвекції [77].

У межах цієї моделі масоперенесення радону в приземний шар атмосфери описується лінійними диференціальними рівняннями або системою диференціальних рівнянь з частковими похідними із початковими й граничними умовами. При цьому масоперенесення радону в ґрунті здійснюється механізмами дифузії та конвекції, а в приземному шарі атмосфери масоперенесення радону здійснюється під дією турбулентної дифузії.

Такий підхід до побудови і дослідження математичних моделей процесів переносу радону застосовувався в роботах Ю. П. Булашевича, В. І. Уткіна, Г. Ф. Новікова, А. Г. Граммакова, І. М. Хайковича, І. В. Павлова, Л. А. Гулабянца, А. К. Юркова, Д. Ю. Демежко, В. А. Щапова, І. А. Козлової, Е. Н. Рібакова, В. С. Яковлевої, Н. К. Ріжакова, Р. І. Паровика,

А. В. Клімшина, Т. Kohl, G. Etiope, M. Jiranek, I. Cozmuta, W. J. Speelman, M. Goto, M. Antonopoulos-Domis, S. Savovic, A. Varchegyı, I. Suaro тощо.

У них розрахунки параметрів радонових полів (концентрації, OA або $ГПП$) базуються тільки на одновимірних дифузійних або одновимірних дифузійно-фільтраційних (дифузійно - конвективних, дифузійно-адвективних) математичних моделях в однорідних геологічних середовищах.

Так, наприклад, у роботі [78] А. В. Клімшин запропонував модель перенесення радону в умовах промерзання поверхневого шару ґрунтів на основі рівняння дифузії еманції в пористому середовищі. У роботі [79] цього ж автора для математичної моделі накопичення радону в підземних гірничих виробітках запропонована система дифузійно - конвективних диференціальних рівнянь. Якщо розглянути гірничу виробітку шахти у вигляді горизонтально розміщеного циліндра, уздовж основ якого спрямований потік вентиляційного повітря від лівої до правої основи, а з бокової поверхні циліндра в приміщення дифундує радон, то динаміку накопичення радону в шахті можна описати за допомогою системи рівнянь:

$$\begin{cases} \frac{\partial O\tilde{A}_V}{\partial t} = -\lambda O\tilde{A}_V - \lambda_v(O\tilde{A}_H - O\tilde{A}_L) + \frac{\tilde{j} \cdot S_{\tilde{o}}}{V} \\ \eta \frac{\partial \tilde{j}}{\partial t} = D \cdot \left(\frac{\partial^2 C}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial C}{\partial r} \right) - C\lambda\eta + A_{Ra} K_{em} \rho \lambda \end{cases}, \quad (3.9)$$

де $O\tilde{A}_V$ – середня за об'ємом циліндра V OA радону, $Бк/м^3$; $O\tilde{A}_H$ і $O\tilde{A}_L$ – середні за відповідними поверхнями основ циліндра OA радону, $Бк/м^3$ ($O\tilde{A}_V = O\tilde{A}_H$); λ – стала розпаду Радону-222, $с^{-1}$; λ_v – стала кратності повітрообміну (КПО), $с^{-1}$; \tilde{j} – середнє за боковою поверхнею циліндра значення густини дифузійного потоку радону, $Бк/(м^2 \cdot с)$; $S_{\tilde{o}}$ – площа бічної поверхні циліндра, $м^2$; C – OA радону в пористому середовищі бічної поверхні циліндра, $Бк/м^3$; D – коефіцієнт дифузії радону з бічної поверхні циліндра, $м^2/с$; η – її коефіцієнт пористості; A_{Ra} – PA Радію-226 в ґрунтах, $Бк/кг$; K_{em} – коефіцієнт еманування радону з бічної поверхні; ρ – густина ґрунтів, $кг/м^3$, r – радіус циліндра, $м$.

Система рівнянь (3.9), доповнена початковими та граничними умовами, має вигляд:

$$\begin{aligned} O\tilde{A}_V(t=0) = C(r); O\tilde{A}_H(t=0) = O\tilde{A}_0; \frac{\partial O\tilde{A}_V}{\partial t}(r \rightarrow \infty) = 0; C(r=r_0) = O\tilde{A}_H; \\ \frac{\partial OA}{\partial r}(r=r_0) = \frac{\partial C}{\partial r}(r=r_0). \end{aligned} \quad (3.10)$$

У рівняннях (3.9) залежністю об'ємної активності радону в породі C від координати z

знехтували, оскільки передбачається, що PA радію в ґрунтах, їх густина і пористість, коефіцієнти еманування і дифузії радону розподілені рівномірно в гірських породах, а в приміщенні радон розподілений рівномірно.

Для перенесення радону в поверхневому шарі ґрунту в умовах вільної теплової конвекції А. В. Клімшин та ін. [80] пропонують математичну модель, що базується на наступних експериментальних фактах. Якщо добові коливання температури поверхні ґрунту становлять $(9,7-10,6)^\circ C$ (СНиП 23-01-99 РФ), що характерне для Середнього Уралу з квітня по листопад (у відсутності снігового покриву), то теплова хвиля вдень може проникати приблизно на 30-35 см углиб поверхні ґрунту. У таких умовах під час охолодження поверхні ґрунту ввечері і вночі можливе виникнення конвективного руху повітря в поровому просторі ґрунтів, проникність K яких більша $8 \cdot 10^{-9} m^2$. Така вільна теплова конвекція може сприяти винесенню радону з поверхні ґрунту в атмосферу.

Математична модель міграції радону в ґрунтовому повітрі з глибини ґрунту H в умовах вільної конвекції, зумовленої позитивним градієнтом температури, зводиться до системи диференціальних рівнянь:

$$\begin{cases} u \nabla T = \nabla^2 T \\ u = -\nabla p + Ra_p \cdot T1_z \\ \frac{1}{\eta} u \nabla C = \frac{D}{K_{ef} \eta} \nabla^2 C - \frac{\lambda \cdot H^2}{K_{ef}} (C - 1) \\ \nabla \cdot u = 0 \end{cases} \quad (3.11)$$

де $u = \eta \cdot v$ – швидкість фільтрації повітря в пористому середовищі; η – пористість; v – швидкість молекул повітря в пористому середовищі; Ra_p – число Релея для пористого середовища; K_{ef} – коефіцієнт теплопровідності ґрунту; D – коефіцієнт дифузії радону; p – тиск; T – температура; C – OA радону; $T1_z$ – температура ґрунту на глибині H .

У роботі Л. А. Гулабянца і Б. Ю. Заболотського [81] визначається потужність (товщина) поверхневих шарів ґрунту, які визначають інтенсивність надходження радону з поверхні ґрунту («активних» шарів). Для цього пропонується рівняння стаціонарного одновимірного дифузійного перенесення радону в однорідному ґрунті з рівномірно розподіленою за об'ємом концентрацією радію.

У роботі В. С. Яковлевої [82] пропонуються моделі переносу радону для стаціонарного випадку в однорідному пористому середовищі з постійними коефіцієнтами і в шаруватому геологічному середовищі з непостійними коефіцієнтами, а також їх числові розв'язки з

використанням методу скінчених елементів й інтегро-інтерполяційного методу (методу балансу).

У роботі Р. І. Паровика [83] застосовується алгоритм із використанням інтегрального перетворення Лапласа для розв'язку одновимірної моделі нестационарного перенесення радону в системі «грунт - атмосфера». Такий алгоритм узагальнено в роботі А. Р. Нафікової [84] для багат шарових геологічних середовищ, побудована модель дифузії-адвекції радону в шаруватих анізотропних середовищах з анізотропними включеннями, яка є крайовою задачею математичної фізики параболічного типу. У роботі запропоновано комбінований спосіб розв'язку задачі на основі методу інтегральних перетворень, інтегральних представлень та граничних інтегральних рівнянь.

У спільній роботі В. С. Яковлевої та Р. І. Паровика [85] побудована одновимірна числова модель нестационарного дифузійно-адвективного перенесення радону в багат шарових геологічних середовищах і представлено її розв'язок методом балансу в поєднанні з методом правої прогонки.

Ці ж автори розробили декілька моделей і провели розрахунки для густин потоків радону та торону з поверхні ґрунтів [86, 87].

У роботах М. Goto [88] і А. Varcheguy [89] досліджується одновимірна дифузійна модель ексхаляції радону в однорідному пористому середовищі.

У роботі М. Antonopoulos-Domis [90] наводяться одновимірні стаціонарні дифузійно-адвективні моделі у випадку одношарового і двошарового середовищ, а також наведені їх аналітичні розв'язки.

У роботі S. Savovic [91] розглядається нестационарна одновимірна дифузійна модель перенесення радону в системі «грунт – атмосфера». Для вирішення поставленого завдання автором застосовується метод кінцевих різниць.

В останні десятиліття в радіаційній фізиці, екології, будівництві надзвичайно актуальним постало питання вивчення динаміки концентрації радону в житлових приміщеннях. У сучасному будівництві й експлуатації будинків у зв'язку з нестримним зростанням вартості енергоносіїв на перший план виходять завдання енергозбереження в процесі забезпечення житлових будинків теплом. Припускають, що половина споживаної теплової енергії на системи забезпечення мікроклімату в будинках становить витрата на підігрів повітря, тому застосування тільки вікон малої повітропроникності (не більше $6 \text{ кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$) приводить до значної економії [92]. З надходження притічного повітря в будинок. Застосування сучасних будівельних технологій веде до зниження повітрообміну приміщень і створення умов для накопичення радону в повітрі житлових будинків. У роботі [93] на підставі радонових

обстежень проведених на території США (вибірка складала 578 помешкань), було встановлено, що концентрації радону в будинках, побудованих із використанням енергозберігаючих технологій, виявляються підвищеними.

Надходження радону в житлові приміщення. Радон у приміщення в основному потрапляє з ґрунту під будинком і будівельних матеріалів міграцією порами, тріщинами і повітряними порожнинами. Сумарна швидкість надходження радону S_0 у приміщення в певний момент часу зумовлена наявністю градієнта концентрації радону в середовищі і градієнта тиску. У першому випадку формується процес дифузійного перенесення, який характеризується швидкістю S_D , у другому – конвективного (перенесення газу в газі) або фільтраційного (перенесення газу в пористому середовищі), який характеризується швидкістю S_C :



Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$S = S_D + S_C, \quad (3.12)$$

де S_D і S_C відповідно швидкості дифузійного й конвективного надходження радону в приміщення, $Бк/(м^3 \cdot год)$.

Дифузійний механізм надходження радону детально розглянуто в роботах Е. М. Крисюка [94-96], Л. А. Гулабянца [97], М. В. Жуковського [98]. За умови відсутності в ґрунтовій основі і захисних конструкціях будинку наскрізних тріщин і швів, а також елементів з великими повітряними порожнинами дифузійне перенесення радону є основним.

Для опису швидкості дифузійного надходження радону S_D розглядають густину потоку радону (швидкість ексхаляції радону) q , так що:



Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$S_D = \frac{\sum q_i P_i}{V}, \quad (3.13)$$

де q_i – швидкість ексхаляції радону з i -тої поверхні, $Бк/(м^2 \cdot с)$, площа якої P_i , $м^2$; V – об'єм приміщення.

Швидкість ексхаляції радону пов'язана безпосередньо з питомою активністю Радію-226 у будівельному матеріалі [94]:

$$q = C_{Ra} \cdot \rho E \sqrt{\frac{\lambda_{Rn} D_e}{\varepsilon}} th \left(d \cdot \sqrt{\frac{\lambda_{Rn} \varepsilon}{D_e}} \right), \quad (3.14)$$

де C_{Ra} – питома активність Радію-226 у матеріалі шару, $Бк/кг$; ρ – густина матеріалу, $кг/м^3$; E – коефіцієнт еманування радону; D_e – коефіцієнт дифузії в матеріалі шару, $м^2 \cdot с^{-1}$; ε – пористість матеріалу; d – половина товщини шару матеріалу, $м$.

У доповідях НКДАР ООН [99] зазначається, що конвективну складову надходження

радону не можна прямо оцінити. В окремих досліджуваних нами приміщеннях вона була максимально пригнічена застосуванням тріщиностійких вузлів та конструкцій, герметизацією основних шляхів надходження радону. Конвективна складова може бути визначена тільки побічно, на основі різниці величини сумарного надходження радону і його дифузійної складової.

Оскільки процес конвективного надходження радону в приміщення визначається градієнтом тиску [100], то швидкість конвективного надходження радону S_C можна описати формулою:

$$S_C = OA_C \cdot \frac{\Delta P}{R_C \cdot V}, \quad (3.15)$$

де OA_C – об'ємна активність радону в конвективному потоці повітря, $Бк/м^3$; ΔP – різниця тисків, яка викликає конвективний потік, $Па$; R_C – загальний опір конструкції будівлі надходженню конвективного потоку повітря, $Па \cdot год \cdot м^{-3}$. Параметри в правій частині рівняння безпосередньо залежать від того, яке середовище або приміщення є джерелом конвективного потоку повітря. Це може бути підвальне приміщення під будинком або інше приміщення.

Детальніші моделі конвективного механізму надходження радону в приміщення базуються на врахуванні специфічних параметрів, які характеризують конкретні властивості будинку, а також кліматичні умови місцевості. Так, у межах моделі, яка використовується Фінським Центром радіаційної та ядерної безпеки, різниця тисків у порах ґрунту та в приміщенні на рівні підлоги пов'язується з різницею температур у приміщенні T_{in} та в зовнішній атмосфері T_{out} (тепловий натиск), а також рівнем нейтрального тиску H_{npl} (Neutral Pressure Level), на якому досягається рівність тисків усередині й зовні будинку. Тоді:

$$\Delta P = \rho_0 \cdot g \cdot H_{npl} \cdot \frac{T_{in} - T_{out}}{T_{in}}, \quad (3.16)$$

де ρ_0 – густина повітря за нормального тиску, $кг/м^3$; g – прискорення вільного падіння, $м/с^2$.

У моделях, запропонованих у Лабораторії Лоуренса Берклі, основними характеристиками будинку є ефективна площа току Π_m^{ef} і площа току радону Π_m^{Rn} . Ефективна площа току Π_m^{ef} визначає площу відкритих ділянок будинку, через які повітря може надходити або виходити з нього. Застосування і широке використання параметра Π_m^{ef} пов'язане зі створенням і відпрацюванням експериментальної процедури його вимірювання за допомогою нагнітаючих

дверей (аеродверей). За аналогією з ефективною площею току, для опису конвективного перенесення радону в будинок використовується таке поняття, як площа току радону Π_m^{Rn} . Відповідно до цієї моделі швидкість конвективного надходження радону S_C , зумовлена ефектом димової труби (стек-ефектом), може бути визначена за допомогою площі току радону Π_m^{Rn} і показника n_r , який залежить від аеродинамічних характеристик місця інфільтрації і ексфільтрації повітря в приміщенні:

$$S_C = OA_C \cdot \Pi_m^{Rn} \cdot v_0 \cdot \left(\frac{\Delta\rho \cdot g \cdot H}{P_0} \right)^{n_r} \cdot V^{-1}, \quad (3.17)$$

де H – висота будинку, а різниця густини повітря $\Delta\rho = \rho_0 \cdot \frac{T_{in} - T_{out}}{T_{in}}$ визначається через

різницю температур усередині і зовні будинку, v_0 – швидкість інфільтрації повітря, яка пов'язана з величиною тиску P_0 , м/с.

Чим нижча температура зовні будинку, тим більша сила спричинює підйом повітря всередині. Тепле повітря виходить із будинку (ексфільтрація) через оболонку будинку – огорожувальні конструкції, вікна, щілини. При цьому зовнішнє повітря натікає в будинок (інфільтрація) як за рахунок нещільності в оболонці будинку, що пов'язано з зовнішньою атмосферою, так і за рахунок перетікання повітря по сходовій клітці з квартир нижніх поверхів.

Теоретичні уявлення та експериментальні дані про залежність швидкості надходження радону в приміщення від різниці температур $T_{in} - T_{out}$ дозволяють запропонувати спосіб визначення вкладу дифузійного і конвективного потоків радону в приміщення на основі вивчення залежності концентрації радону від ΔT .

Унаслідок того, що конвективний потік радону в приміщенні визначається різницею температур ΔT , при $\Delta T = 0$ внесок цього механізму в сумарну швидкість надходження можна виключити. Тому швидкість надходження радону S_0 при $\Delta T = 0$ буде відповідати швидкості дифузійного надходження радону. Залежність швидкості надходження радону в приміщення S_0 для різних різниць температур ΔT дозволяє встановити домінуючий потік радону – дифузійний, за відсутності залежності швидкості надходження радону від ΔT , або конвективний, що відповідає значному зростанню швидкості надходження радону зі збільшенням ΔT .

При цьому внесок дифузійного потоку радону в приміщення може бути визначений як відношення швидкості надходження радону за нульової різниці температур до швидкості надходження радону за середньої заданої різниці температур $\Delta T_{сер}$, дану величину пропонують визначати за формулою:

$$M, \% = \rho_0 \frac{S_0(0)}{S_0(\Delta T_{сер})} \cdot 100\% . \quad (3.18)$$

Стікання радону з житлових приміщень. Факторами, що визначають зменшення концентрації радону в приміщеннях, є радіоактивний розпад та вентиляція. Оскільки стала розпаду радону набагато менша за коефіцієнт кратності повітрообміну (КПО), то головним механізмом стоку радону з приміщення є вентиляція. На рис. 3.11 показана залежність рівноважної ($t \rightarrow \infty$) концентрації радону від кратності повітрообміну для різних швидкостей надходження радону. З рисунка видно, що зміна КПО в діапазоні від 0 до 1 год^{-1} значно впливає на значення рівноважної концентрації радону.

Дослідження надходження радону в приміщеннях будівель, як і дослідження ексхаляції радону з ґрунту, традиційно ґрунтуються на різноманітних математичних моделях. Велика кількість таких моделей зумовлена в першу чергу складністю визначення параметрів, які суттєво впливають на реальне надходження радону в конкретні будівлі. Така невизначеність

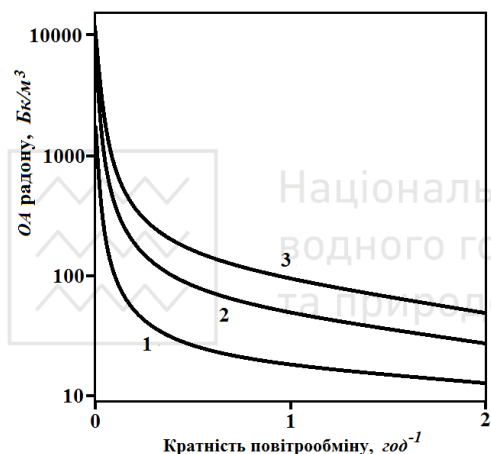


Рис.3.11. Залежність ОА радону від кратності повітрообміну. Шифр кривих – швидкість ексхаляції радону із матеріалу стін, $\text{Бк}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$:
1 – 5; 2 – 20; 3 – 40 [101]

не дозволяє проводити експериментальні вимірювання необхідних параметрів процесу динаміки руху радону в приміщеннях.

Крім того, як було показано вище, атмосфера будь-якого приміщення є складною нерівноважною аеродинамічною системою з постійним перерозподілом концентрації радону, викликаним як дифузією радону з матеріалів стінок, що обмежують об'єм приміщення, так і конвекцією, викликаною впливом зовнішніх сил. Рух повітря (суміші газів і аерозольних частинок) усередині приміщень завжди є турбулентним, внаслідок чого його фізичні характеристики (швидкість, тиск,

температура, густина тощо) хаотично змінюються в часі і тому флюктуують у кожній точці приміщення. Просторово-часовий розподіл цих характеристик є достатньо складною картиною. У зв'язку з цим розподіл ОА радону всередині приміщення досить нерівномірний.

Відомо, що миттєві значення ОА радону в конкретному приміщенні можуть змінюватися

протягом доби в десятки разів. Середньодобові значення OA радону змінюються протягом місяця і року в меншому діапазоні – у декілька разів. У багатьох роботах [наприклад, 100] відзначають, що OA радону слідує добовим і сезонним циклічним варіаціям із максимумом у ранкові години до сходу сонця і в зимовий час, мінімумом – в післяполудневі години та влітку. Проведені нами експериментальні вимірювання для міста Рівне в цілому підтверджують цей факт. У таблиці 1 Додатку D та на рис. 3.12 (для усереднення за 5, 8 та 10 точками) представлені типові результати вимірювання OA радону в кімнаті трикімнатної квартири на першому поверсі цегляного будинку («хрущівка») протягом доби.

З рисунка видно, що за добу в цій квартирі OA радону змінюється в 12 разів із трьома максимумами: першим – від 3 до 6 години ранку (значним), другим – від 10 до 15 години дня (меншим за амплітудою) і третім – від 17 до 22 години. Між ними спостерігаються значні мінімуми. Середнє геометричне значення OA в приміщенні за час вимірювання становило –

$29,35 \text{ Бк/м}^3$, середнє арифметичне – $32,11 \text{ Бк/м}^3$ за середньоквадратичного відхилення –

$12,6 \text{ Бк/м}^3$.

За результатами статистичної обробки

побудовані графіки густини розподілу ймовірності $P(OA)$ (рис. 3.13) та інтегральної ймовірності $F(OA)$ (рис. 3.14) значень OA ізотопів Радону-222 в повітрі досліджуваного приміщення. Графіки були побудовані на основі нормального закону

розподілу, який перевірено за допомогою критерію χ^2 . Статистичний аналіз наявних даних

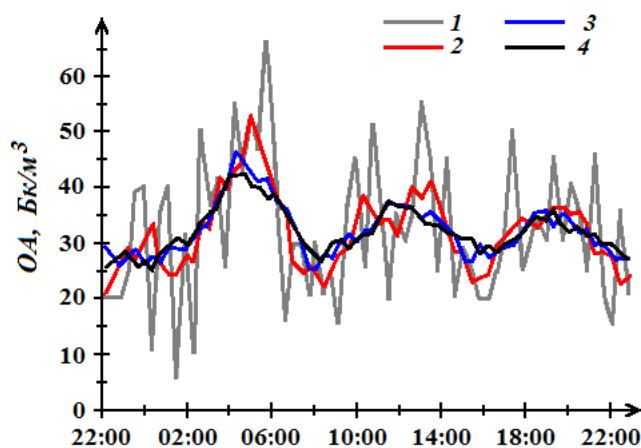


Рис. 3.12. Динаміка OA радону в повітрі приміщення (квартира, 1 поверх) протягом доби. 1 – експериментальні дані; 2 – усереднені за 5-ма точками; 3 – усереднені за 8-ма точками; 4 – усереднені за 10-ма точками

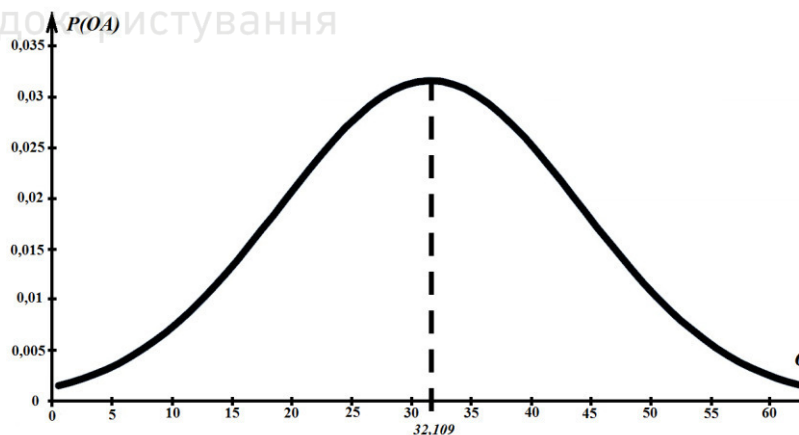


Рис. 3.13. Густина розподілу ймовірності $P(OA)$ значень OA Радону-222 в повітрі досліджуваного приміщення

показує, що динаміка об'ємної активності радону в повітрі такого приміщення описується нормальним законом розподілу; це пояснюється тим, що концентрація радону залежить від багатьох чинників: від густини потоку радону з поверхні ґрунту і вентиляції в приміщенні, які у свою чергу залежать від кліматичних параметрів – температурного режиму, атмосферного тиску, особливостей ґрунту тощо.

Для досліджуваного приміщення розраховані статистичні параметри розподілу значень OA радону: коефіцієнти асиметрії $A(OA)$ та ексцесу $E(OA)$: $A(OA) = 0,307$, $E(OA) = -2,97$.

Математична модель динаміки радону в приміщенні. Часова залежність концентрації радону $OA(t)$ в приміщенні може бути описана у вигляді диференціального рівняння першого порядку (передбачається, що радон перемішується миттєво у всьому об'ємі приміщення) [100] з початковою умовою $OA(t_0) = OA_{Rn}^{amm}$:

$$\frac{dOA(t)}{dt} = S(t) - ((OA(t) - OA_{Rn}^{amm}) \cdot (\lambda_v(t) + \lambda_{Rn})), \quad (3.19)$$

де функція $S(t)$ описує сумарне (дифузійне і конвективне) питоме надходження радону в

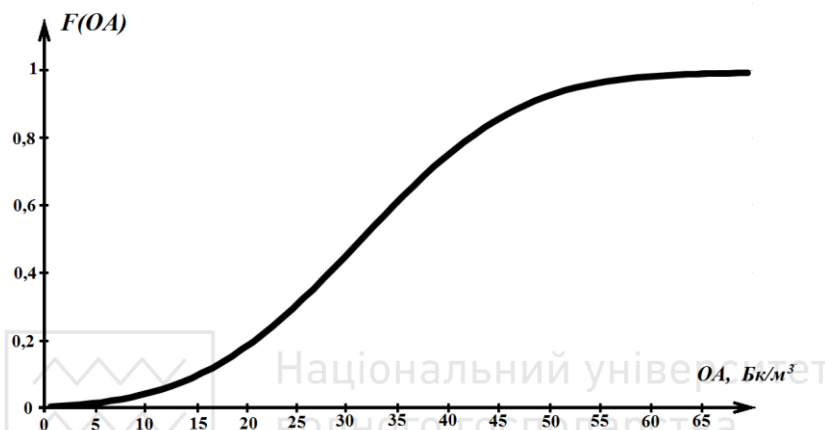


Рис. 3.14. Розподіл інтегральної ймовірності $F(OA)$ значень OA Радону-222 в повітрі досліджуваного приміщення

одиничний об'єм приміщення, $Bq/(m^3 \cdot год)$; $\lambda_v(t)$ – функція, що описує залежність коефіцієнта кратності повітрообміну (КПО) від часу, $год^{-1}$; $\lambda_{Rn} = 0,00755 год^{-1}$ – стала розпаду Радону-222; OA_{Rn}^{amm} – концентрація радону в зовнішньому повітрі, Bq/m^3 .

Для отримання розв'язку скористаємося методом Бернуллі і зробимо заміну $OA(t) = u(t) \cdot v(t)$, тоді

$$u'(t) \cdot v(t) + u(t) \cdot v'(t) = S(t) - (\lambda_v(t) + \lambda_{Rn}) \cdot u(t) \cdot v(t) + (\lambda_v(t) + \lambda_{Rn}) \cdot OA_{Rn}^{amm} \cdot v(t) \quad (3.20)$$

Накладемо умову $u'(t) \cdot v(t) = -(\lambda_v(t) + \lambda_{Rn}(t)) \cdot u(t) \cdot v(t)$, звідси отримаємо

$$v'(t) = -(\lambda_v(t) + \lambda_{Rn}(t)) \cdot v(t) \text{ і}$$

$$v(t) = e^{-\int_{t_0}^t (\lambda_v(t) + \lambda_{Rn}(t)) dt} \quad (3.21)$$

Підставимо (3.21) в (3.20) й отримаємо

$$u'(t)e^{-\int_{t_0}^t (\lambda_V(t) + \lambda_{Rn}) dt} = S(t) + (\lambda_V(t) + \lambda_{Rn}) \cdot OA_{Rn}^{amm}. \quad (3.22)$$

Візьмемо інтеграл із (3.22) й отримаємо:

$$u(t) = C + \int_{t_0}^t e^{\int_{t_0}^t (\lambda_V(t) + \lambda_{Rn}) dt} [S(t) + (\lambda_V(t) + \lambda_{Rn}) OA_{Rn}^{amm}] dt. \quad (3.23)$$

Тоді

$$OA(t) = e^{-\int_{t_0}^t (\lambda_V(t) + \lambda_{Rn}) dt} \times \left(C + \int_{t_0}^t e^{\int_{t_0}^t (\lambda_V(t) + \lambda_{Rn}) dt} [S(t) + (\lambda_V(t) + \lambda_{Rn}) \cdot OA_{Rn}^{amm}] dt \right). \quad (3.24)$$



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Підставивши початкову умову в (3.24) отримаємо $C = OA_{Rn}^{amm}$. Остаточно:

$$OA(t) = e^{-\int_{t_0}^t (\lambda_V(t) + \lambda_{Rn}) dt} \times \left(OA_{Rn}^{amm} + \int_{t_0}^t e^{\int_{t_0}^t (\lambda_V(t) + \lambda_{Rn}) dt} [S(t) + (\lambda_V(t) + \lambda_{Rn}) \cdot OA_{Rn}^{amm}] dt \right). \quad (3.25)$$

У нашому випадку швидкість ексхаляції радону q_i можна було виміряти безпосередньо за допомогою комплексу «Альфарад Плюс».

Перевірка цієї математичної моделі проводилася за допомогою експериментальних результатів, поданих в таблиці 1 (додаток D) та на рис. 3.12. У досліджуваному приміщенні об'ємом $V = 26,77 \text{ м}^3$ дві стіни були цегляними (одна – з вікном у пластиковій рамі), капітальними, товщиною близько 50 см, інші дві – міжкімнатні, з гіпсобетону, товщиною до 10 см. Підлога й стеля – бетонні перекриття. Середня швидкість надходження радону з цегляних стін становила $q_1 \cdot \Pi_1 = 129,607 \text{ мБк/с}$ і $q_2 \cdot \Pi_2 = 77,366 \text{ мБк/с}$, з гіпсобетонних – $q_3 \cdot \Pi_3 = 55,341 \text{ мБк/с}$ і $q_4 \cdot \Pi_4 = 34,712 \text{ мБк/с}$, з підлоги – $q_5 \cdot \Pi_5 = 267,411 \text{ мБк/с}$, зі стелі – $q_6 \cdot \Pi_6 = 141,915 \text{ мБк/с}$, де $\Pi_1 \div \Pi_6$ – площі стін, стелі та підлоги.

Згідно з (3.13) швидкість дифузійного надходження (ексхаляції) радону S_D в зазначене приміщення становить

$$S_D = \frac{\sum_i q_i \Pi_i}{V} = \frac{706,4}{26,77} = 26,388 \frac{\text{мБк}}{\text{м}^3 \cdot \text{с}} = 95 \frac{\text{Бк}}{\text{м}^3 \cdot \text{год}}. \quad (3.26)$$

На рис. 3.15 подано розрахунки $\lambda_V(t)$ згідно з таблицею 1 Додатку D. Середнє арифметичне значення становить $\lambda_V(t)_{\text{сеп}} = 3,49 \text{ год}^{-1}$.

Для $\lambda_V(t) = \lambda_V(t)_{\text{сеп}} = 3,49 \text{ год}^{-1} = \text{const}$, що відповідає стаціонарному режиму експлуатації

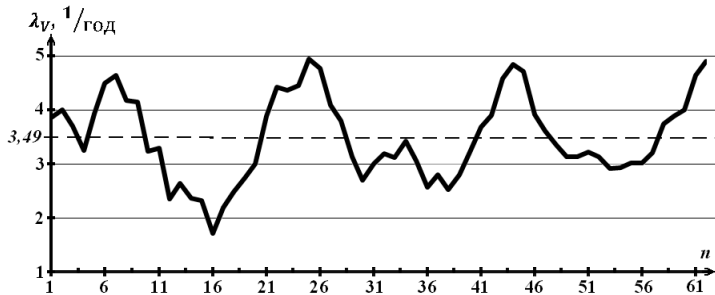


Рис. 3.15. Розрахунок $\lambda_V(t)$ для конкретного вимірюваного приміщення протягом доби ($1n = 20 \text{ хв}$). Пунктиром показано середнє значення λ_V

приміщення з урахуванням при цьому сумарного питомого надходження радону в одиничний об'єм приміщення, $S(t) = S_0 = \text{const}$. Враховуючи, що завжди протягом досліду $\lambda_V(t) \gg \lambda_{Rn}$, розв'язок рівняння (3.25) для динаміки OA радону може бути записаний у вигляді:

$$OA(t) = \frac{S_0}{\lambda_V(t)_{\text{сеп}}} + OA_{Rn}^{амм} - \frac{S_0}{\lambda_V(t)_{\text{сеп}}} \cdot e^{-\lambda_V(t)_{\text{сеп}} \cdot (t-t_0)} \quad (3.27).$$

У роботі [102] запропоновано для розрахунку коефіцієнта рівноваги F_{Rn} між радоном та його дочірніми продуктами для міських квартир використовувати поліном п'ятого степеня:

$$F_{Rn} = -0,001 \cdot \lambda_V^5 + 0,0158 \cdot \lambda_V^4 + 0,1025 \cdot \lambda_V^3 + 0,3491 \cdot \lambda_V^2 - 0,7093 \cdot \lambda_V + 0,9784, \quad (3.28)$$

де λ_V — середнє значення коефіцієнта повітрообміну в год^{-1} . Згідно з (3.28) отримаємо

$F_{Rn} = 0,2241$, і середнє арифметичне значення $EPOA_{Rn}$ для цієї квартири складає

$$EPOA_{Rn} = 7,20 \text{ Бк}/\text{м}^3.$$



Рис. 3.16. Динаміка OA радону в повітрі приміщення (квартира, 1 поверх) протягом доби. 1 — значення OA ; 2 — середні значення OA за п'ятьма точками

Для визначення теоретичної залежності $OA(t)_{\text{теор}}$ для цього приміщення, а також експериментальних значень S , S_D та S_C розглянемо середню залежність за п'ятьма точками рис. 3.12 (рис. 3.16).

Оскільки вимірювання OA радону комплексом «Альфарад Плюс» проводиться приблизно 1

раз за 20 хвилин, то швидкості дифузійного та конвективного надходження радону ми розраховували приведеними до цього відрізка часу. Наприклад, розрахована швидкість дифузійного надходження радону в кімнату становить

$$S_D = 95 \frac{Bк}{м^3 \cdot 20д} \approx 31,7 \frac{Bк}{м^3 \cdot (20хв)} \quad (3.29)$$

Звівши (3.19) до такого приведенного вигляду і перейшовши від диференціального рівняння до системи рівнянь в кінцевих різницях, отримуємо систему рекурентних рівнянь:

$$\frac{OA_{n+1} - OA_n}{\Delta n} = \tilde{S}_n - (OA_n - OA_{Rn}^{амм}) \cdot (\tilde{\lambda}_V(t)_{сер} - \tilde{\lambda}_{Rn}), \quad (3.30)$$

де $\tilde{S}_n = S_{D_n} + S_{C_n}$ – швидкість надходження радону в приміщення за n - ий проміжок часу,

який дорівнює 20 хв, вимірюється в $\frac{Bк}{м^3 \cdot (20хв)}$, $\Delta n = 1$, $\tilde{\lambda}_V(t)_{сер}$ – приведені середні значення

КПО ($\tilde{\lambda}_V(t)_{сер} = 1,16 \cdot (20хв)^{-1}$), $\tilde{\lambda}_{Rn}$ – приведені значення сталої розпаду радону

$$\tilde{\lambda}_{Rn} = 2,52 \cdot 10^{-3} (20хв)^{-1},$$

$$S_{D_n} = 31,7 \frac{Bк}{м^3 \cdot (20хв)} \quad -$$

швидкість дифузійного надходження за приведений проміжок часу, S_{C_n} –

швидкість конвективного надходження радону за

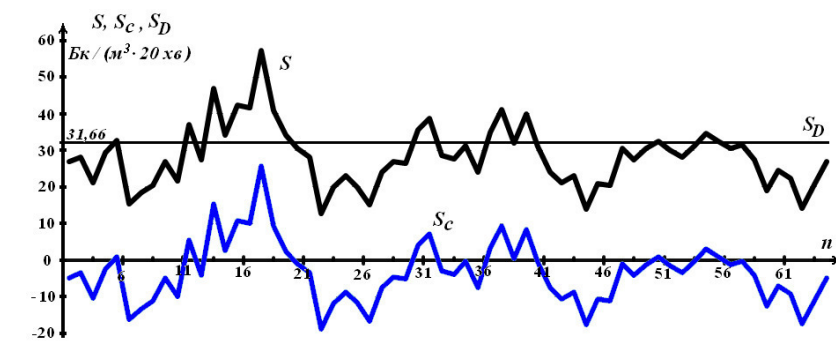


Рис. 3.17. Залежність приведених S , S_D та S_C від часу для досліджуваного приміщення

приведений проміжок часу. Розраховані дані S_{C_n} – наведені в таблиці 2 додатка D. Тут же показані значення КПО, приведені до 20 хв.

На рис. 3.17 показані залежності приведених S , S_D та S_C від часу для досліджуваного приміщення. Із рис. 3.17 видно, що значення S_C можуть бути як додатними (радон надходить у приміщення), так і від'ємними (радон видаляється з приміщення). За рахунок конвекції радон у приміщення у вимірюваний період в основному надходив уночі з 2 до 6 ранку, і невелика його кількість – в обідній час та ввечері. Ми вважаємо, що в нічний час, коли відсутній інтенсивний рух транспорту та людей, атмосферне перемішування мінімальне і встановлюється температурна інверсія, яка спостерігалася на час вимірювань (8-9.02.2016), Радон-222, подібно до інших газів, накопичувався в приземному шарі землі, досягаючи свого максимуму в передранішні години, і надходив у досліджувану квартиру (з другої до шостої години).

Зі сходом сонця, за зростання інтенсивності руху людей і машин, турбулентне перемішування приземного шару атмосфери підсилюється, що призводить до підйому і поступового руйнування інверсії та, відповідно, зниження концентрації ^{222}Rn в приземному шарі. Наслідком цього процесу є припинення надходження радону в приміщення і зростання витоку радону з квартири назовні.

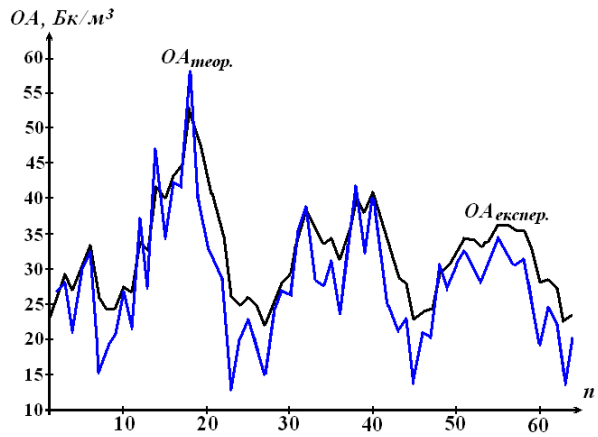


Рис. 3.18. Теоретичний опис динаміки надходження радону в приміщення за допомогою рівняння 3.19

Незначне зростання надходження радону в кімнату вдень та ввечері, імовірно, пояснюється інтенсивним виходом радону з побутового газу й води з кухні та ванної кімнати, пов'язаного з приготуванням їжі та гігієнічними процедурами.

На рис. 3.18 приведені теоретичні (згідно з формулою 3.19) та експериментальні значення OA радону в досліджуваному приміщенні.

Запропонована математична модель динаміки активності радону в приміщенні проста, ефективна і дозволяє розраховувати радонові концентраційні поля в будь-яких закритих приміщеннях.

3.2.3. Вимірювання OA радону в приміщеннях м. Рівне

Існують певні проблеми, пов'язані з визначенням особливостей формування доз опромінення населення від ізотопів Радону та їх $ДПР$ у конкретних умовах місцевості. Це пов'язано з багатьма факторами, зокрема, геологічно-геофізичні характеристики територій більшості міст вивчені недостатньо, і для багатьох міст відсутній статистичний матеріал за вмістом радону та його $ДПР$ у повітрі, ґрунті, воді. У результаті залишаються недослідженими просторово-часові закономірності розподілу радону на території міста і, як наслідок, виявляється неоціненним масштаб радіаційної небезпеки радону на окремо обраній території. Наприклад, це актуально для міста Рівного.

У таких випадках необхідна якомога більша кількість вимірювань, звичайно, якщо це може задовольнити вимірна апаратура.

У наших експериментах вимірювання OA радону проводилось у 600 приміщеннях перших поверхів, напівпідвальних та підвальних приміщень житлового та виробничого фонду м. Рівне в зимово-літній період 2016 року. Виділені наступні типи будівель: сільські будинки, будинки міського типу і будівлі соціально-побутового призначення, які мають

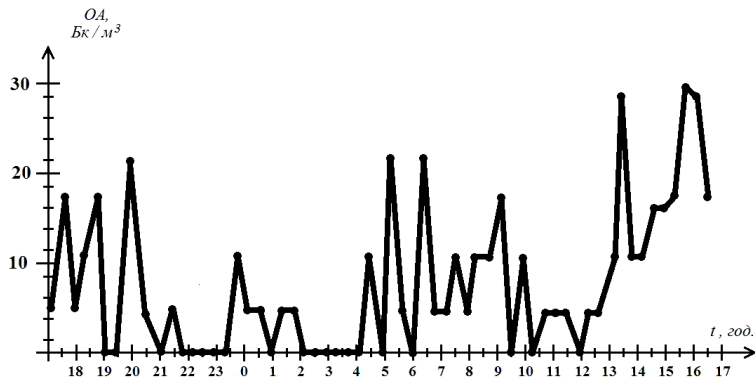


Рис.3.19. *OA* радону в повітрі квартири (третьй поверх панельного будинку)

конструктивні відмінності. Оскільки значення *OA* всередині приміщень можуть коливатись у десятки разів протягом доби нами проводились вимірювання в кожному приміщенні протягом 24 годин з подальшим усередненням.

Наявність Радону-220 (Торону) в жодній із вимірювальних проб у повітрі приміщень, воді та повітрі ґрунтів нами виявлено не було.

Вимірювання Радону-222 в приміщеннях, розміщених на поверхах вище першого, систематично не проводились, оскільки вибіркові вимірювання в окремих помешканнях

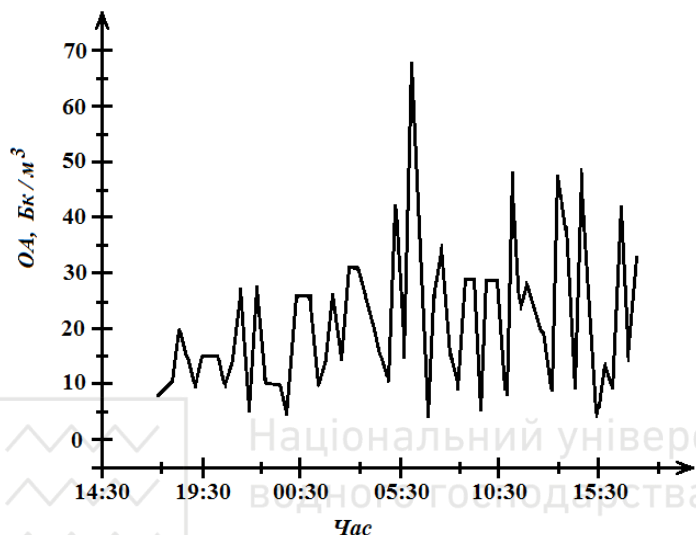


Рис. 3.20. *OA* радону в службовому приміщенні (науково-дослідна лабораторія прикладних наук РДГУ, напівпідвальне приміщення без вікон)

показали, що значення *OA* радону в них набагато менші від нормативних. Наприклад, на рис. 3.19 показана динаміка *OA* радону в квартирі на третьому поверсі панельного будинку, розміщеного в мікрорайоні Ювілейний м. Рівне. Середньоарифметичне значення вимірювань *OA* радону протягом доби в цьому конкретному приміщенні становило $7,92 \text{ Bq/m}^3$ з діапазоном від 0 до 30 Bq/m^3 .

Деяке підвищення (більше 20 Bq/m^3) спостерігалось після обіду, коли у квартирі нікого не було і всі кватирки на вікнах були зачинені.

Подібна картина спостерігалась для всіх квартир вище першого, для всіх районів міста з деякою варіабельністю середньоарифметичного значення *OA* від 5 до 20 Bq/m^3 .

Для підвальних приміщень і житла перших поверхів нами було встановлено, що в службових приміщеннях у вечірній і нічний час середні величини OA нижчі, ніж удень, коли спостерігається інтенсивніше переміщення людей із частим відкриванням дверей на вулицю. Типовий приклад наведений на рис. 3.20. Середнє геометричне значення OA у цьому приміщенні в період із 18 год. вечора до 6 год. ранку склало $15,75 \text{ Бк/м}^3$, у період з до 6 год.

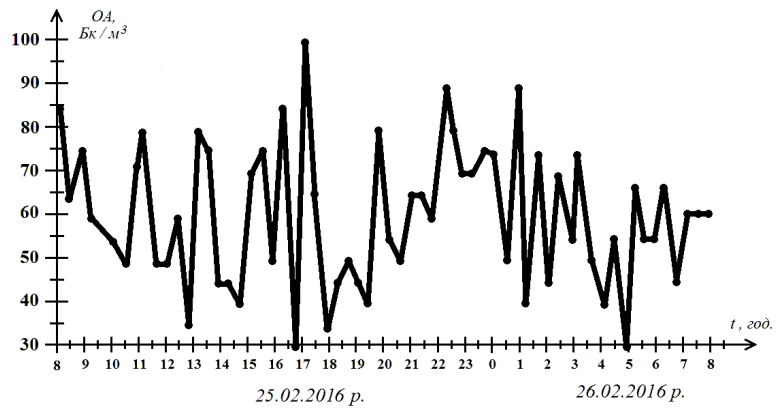


Рис. 3.21. OA радону в повітрі виробничого приміщення (напівпідвальне, без вікон, із вентиляцією)

ранку до 18 год. вечора – $20,01 \text{ Бк/м}^3$, а в середньому за добу – $17,81 \text{ Бк/м}^3$.

У повітрі службових приміщень, де відбувається цілодобовий цикл роботи, не спостерігається різка відмінність в значеннях OA радону. Наприклад, в одному з таких приміщень (рис. 3.21) середнє геометричне значення OA за добу склало $56,69 \text{ Бк/м}^3$

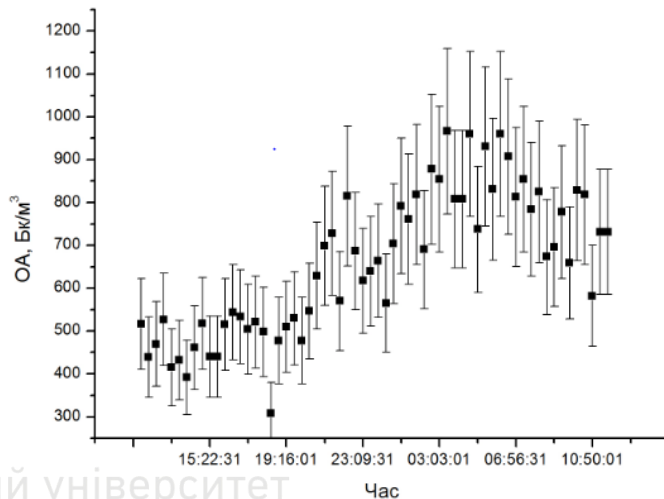


Рис.3.22. Динаміка OA радону в підвалі житлового будинку сільського типу в м. Рівне протягом доби в березні 2016 року

Житлові приміщення характеризуються широкою варіабельністю концентрації

радону. На рис. 3.22 показана динаміка OA радону в підвальному приміщенні одноповерхового будинку сільського типу (вул. Винниченка, підвал із земляною підлогою площею приблизно $1,5 \times 1,5 \text{ м}^2$, розміщений під житловою кімнатою з входом із цієї кімнати).

Як видно з 3.22, концентрація OA радону в цьому приміщенні варіюється протягом доби в триразовому діапазоні, досягаючи максимальних значень уночі. Середнє геометричне значення в приміщенні за вимірювальний період склало $636,5 \text{ Бк/м}^3$ (середнє арифметичне – $658,2 \text{ Бк/м}^3$, стандартне відхилення – $208,3 \text{ Бк/м}^3$).

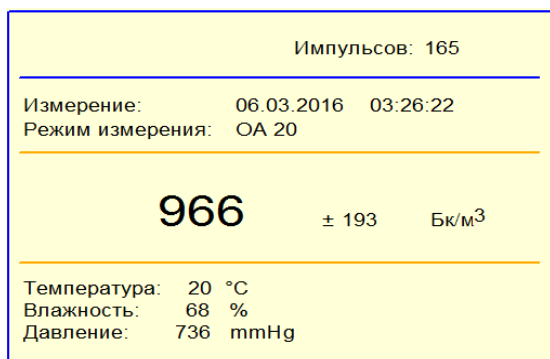


Рис.3.23. Покази екрана комплексу «Альфарад Плюс» з максимальними значеннями *OA* для підвального приміщення будинку сільського типу, розміщеного за адресою вул. Виниченка, 10 у м. Рівне

На рис. 3.23 подані покази екрана комплексу «Альфарад Плюс» із максимальними для цього приміщення значеннями *OA*.

Значення *OA* для вимірюваних приміщень наведені в таблиці 3.1 і гістограмі (рис. 3.24).

Таблиця 3.1

Значення *OA* радону у внутрішньобудинковому повітрі

<i>OA</i> , Бк/м ³	Кількість приміщень	Відносна кількість будинків, у яких вимірювався вміст радону
0 - 50	24	0,04
50 - 100	72	0,12
100 - 150	132	0,22
150 - 200	72	0,12
200 - 250	60	0,1
250 - 300	48	0,08
300 - 350	36	0,06
350 - 400	30	0,05
400 - 450	24	0,04
450 - 500	24	0,04
500 - 550	18	0,03
550 - 600	18	0,03
600 - 650	12	0,02
650 - 700	6	0,01
700 - 750	6	0,01
750 - 800	6	0,01
800 - 850	3	0,005
850 - 900	3	0,005
900 - 950	3	0,005
950 - 1000	3	0,005

Користуючись методикою [102], у результаті обробки вимірювань радону в повітрі житлових будинків м. Рівне встановили, що частотний розподіл об'ємних активностей радону (OA) в повітрі житлових будинків носить логнормальний характер (рис. 3.25) із густиною розподілу

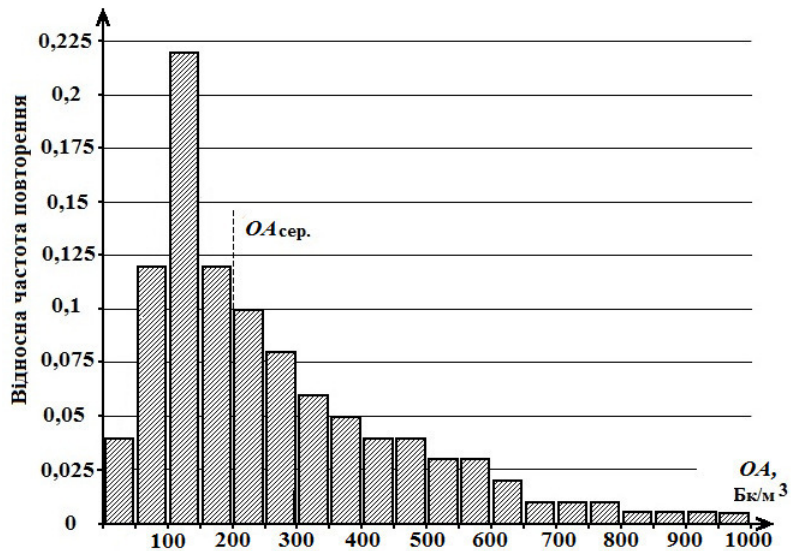


Рис. 3.24. Гістограма «відносна кількість досліджуваних приміщень – OA радону в них». $OA_{сеп}$ – середнє геометричне значення OA

Національний університет водного господарства та природокористування

$$P(OA) = \frac{1}{OA \cdot \sigma \cdot \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{\left(\ln \frac{OA}{OA_{геом}}\right)^2}{2\sigma^2}}, \quad (3.31)$$

де $OA_{геом}$ – середнє геометричне значення об'ємної активності в досліджуваних приміщеннях

$$OA_{геом} = \sqrt[n]{\prod_i OA_i}, \quad (3.32)$$

де OA_i – середнє за вимірюваний проміжок часу значення OA в кожному з n приміщень, σ – параметр розподілу (геометричне стандартне відхилення),

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_i \left(\ln \frac{OA_i}{OA_{геом}}\right)^2}{n-1}} = 0,7865. \quad (3.33)$$

Середньоарифметичне значення OA по вимірюваних будинках склало $262,5 \text{ Бк/м}^3$ за стандартного відхилення $194,4 \text{ Бк/м}^3$, що свідчить про значну варіабельності рівнів радону в повітрі житлових будинків на території міста Рівного.

Із рис. 3.25 нами були визначені статистичні параметри

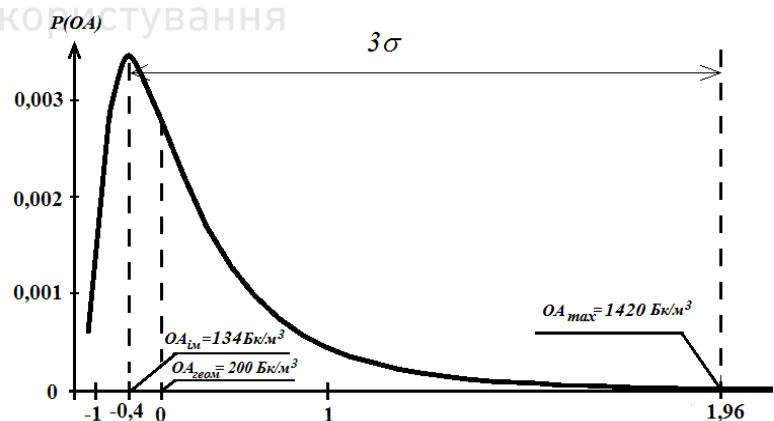


Рис. 3.25. Густина розподілу ймовірності $P(OA)$ значень OA радону в повітрі приміщень перших поверхів м. Рівне. $x = \ln(OA/OA_{геом})$, $OA_{ім}$ – найбільш ймовірне значення OA , $OA_{геом}$ – середнє геометричне значення OA , $OA_{макс}$ – прогнозоване макс. значення OA

розподілу для OA дочірніх продуктів ізотопів радону: математичне сподівання ($OA_{зеоМ}$) для OA , геометричне стандартне відхилення OA (σ) та прогнозоване максимальне значення OA_{max} . Як останній параметр розглянуто значення на рівні порогової величини густини ймовірності відповідного відхилення від максимуму розподілу на відстані 3σ («правило трьох сигм»).

Аналіз параметрів розподілу за гістограмою 3.24 показав, що рівень у 100 Бк/м^3 за OA перевищено у 86% випадків, а 200 Бк/м^3 – 50% випадків, ці ж значення за $EPOA$ (приймаючи за коефіцієнт рівноваги значення $F_{Rn} = 0,4$) перевищено для 100 Бк/м^3 – у 21%, а для 200 Бк/м^3 – у 2% приміщень.

Виходячи з розрахунків і приймаючи за коефіцієнт рівноваги таке ж значення F_{Rn} середньорічне значення $EPOA$ дочірніх продуктів ізотопів радону в повітрі приміщень на території міста за формулою (1.14) можна прийняти рівним 80 Бк/м^3 , що в 2,5 раза менше нормативної величини (200 Бк/м^3), прийнятої в НРБУ-97 для приміщень в експлуатованих житлових і громадських будівлях. Прогнозоване максимально можливе значення $EPOA$ за результатами наших вимірювань оцінюється величиною, що не перевищує 570 Бк/м^3 ($OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$).

Отримані статистичні показники дозволили оцінити ймовірність реєстрації значень $EPOA$ понад 200 Бк/м^3 за формулою

$$\omega(EPOA) = \frac{1}{\sigma \cdot \sqrt{2\pi}} \int_{200}^{568} \frac{e^{-\frac{(\ln(EPOA/EPOA_{зеоМ}))^2}{2\sigma^2}}}{EPOA} d(EPOA), \quad (3.34)$$

де $EPOA_{зеоМ} = 80 \text{ Бк/м}^3$, $\sigma = 0,7865$.

Для приміщень, розташованих на перших, напівпідвальних і підвальних поверхах будинків м. Рівне, це значення ймовірності становить близько 11,56 %. Отже, підвищений вміст радону в будинках є досить характерним для досліджуваного регіону.

Найбільша питома вага значень $EPOA$ радону понад 100 Бк/м^3 встановлена в підвальних приміщеннях. У підвалах зареєстровано і найбільшу кількість значень $EPOA$ радону вище 200 Бк/м^3 , що необхідно враховувати під час розміщення об'єктів соціального призначення в підвальних і цокольних поверхах будівель.

Спостерігається залежність між вмістом радону в підвалах і житлових приміщеннях, які знаходяться над ними. Це пов'язано з різними конструктивними особливостями будівель і якістю виконаних будівельних робіт, від яких залежить надходження в житлові приміщення

радону. Через зношення конструкцій, появу тріщин у стиках між перекриттями необхідне постійне спостереження за рівнями $EPOA$ радону після здачі будинків в експлуатацію.

За питомою вагою виявлених будівель з $EPOA$ радону вище занорматив 100 Бк/м^3 будинки можна розташувати в наступному порядку: будинки сільського типу, будівлі соціально-побутового призначення, будівлі міського типу (перші поверхи).

Середньорічна ефективна доза опромінення, що формується під час дихання радону і дочірніх продуктів його розпаду населенням, яке проживає на перших поверхах будинків м. Рівного, становить згідно з формулою (1.27):

$$H_{eff} = 1,7 \cdot 10^{-2} \cdot (OA_{Rn})_{сер} = 3,4 \text{ мЗв}, \quad (3.35)$$

приймаючи коефіцієнт рівноваги між радоном і його $ДПП$ рівним 0,4 і час, який проводить людина в приміщенні, – 7000 годин на рік. Тут $(OA_{Rn})_{сер} = 200 \text{ Бк/м}^3$ – середнє геометричне значення OA радону в повітрі приміщення, Бк/м^3 . Для середньоарифметичного значення

$(OA_{Rn})_{сер} = 262,5 \text{ Бк/м}^3$ це значення – $H_{eff} = 4,46 \text{ мЗв}$. Та частка населення, що проживає в

будинках із максимальними виміряними нами значеннями близько $OA_{Rn} = 1000 \text{ Бк/м}^3$

отримають за рік відповідну дозу – $H_{eff} = 17 \text{ мЗв}$, узагалі ж за нашими розрахунками (рис.

3.25) окремі люди за рахунок радону та його $ДПП$ за рік можуть отримати дозу:

$$H_{eff} = 1,7 \cdot 10^{-2} \cdot 1420 = 24,14 \text{ мЗв}.$$

Залежність імовірного рівня потужності ефективної дози від опроміненням радоном на території м. Рівне (всередині приміщень будинків) подана на рис. 3.26.

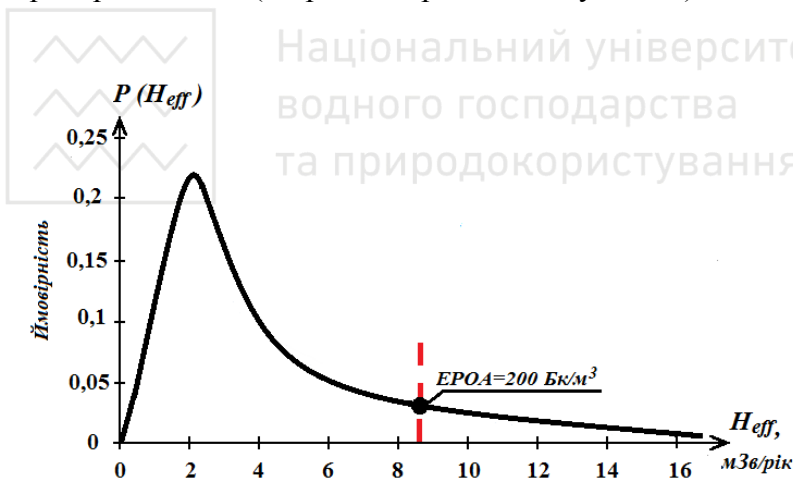


Рис. 3.26. Залежність імовірності опромінення всередині приміщень перших поверхів м. Рівне від індивідуальної ефективної дози за рахунок радону в них

Якщо розраховувати H_{eff} за

формулою (1.28) [103], то

можна для

$(OA_{Rn})_{сер} = 200 \text{ Бк/м}^3$ отримати

$H_{eff} = 6,36 \text{ мЗв}$. Відповідно

ефективні дози для інших

значень $(OA)_{сер}$ будуть також

приблизно в два рази вищі.

У подальших розрахунках

середнє геометричне значення

$OA - OA_{зм}$, середньоарифметичне значення $OA - OA_{ар}$, максимальнє виміряне значення $OA -$

$OA_{внм}$ та максимальнє можливе значення $OA - OA_{max}$ будемо вважати реперними значеннями

ОА, відносно яких будемо проводити всі розрахунки.

Отримані дані за формулою (3.35) для H_{eff} збігаються із одержаними в [69] (рис. 2.8), де для Рівненської області наведений діапазон за H_{eff} від 3,2 до 4,2 мЗв. На жаль, у даній роботі не враховані результати опромінення ДПР радону населення, що проживає в будинках із зафіксованими нами $OA_{Rn} = 1000 \text{ Бк/м}^3$ і потенційно можливими $OA_{Rn} = 1420 \text{ Бк/м}^3$.

3.2.4. Вимірювання ОА радону в воді природних джерел Рівненщини

Поверхневі та підземні води міста. Гідрогеологічно територія міста знаходиться в межах Волино – Подільського артезіанського басейну. Кліматичні умови території характеризуються значною кількістю атмосферних опадів, помірними температурами і підвищеною вологістю повітря, що в умовах хорошої проникності покривних відкладів зумовлює постійні поповнення запасів підземних вод, формуючи зони активного водообміну на значну глибину (до 700 м) [104]. Вони представлені річкою Устею, водосховищами та ставками в її долині. Найбільше з водосховищ – Басів Кут.

Відсутність водотривких горизонтів зумовлює тісний гідравлічний зв'язок між водоносними шарами. В зв'язку з цим умовно за стратиграфічною ознакою для четвертинних відкладів виділяються такі водоносні горизонти і комплекси [104]:

- водоносний горизонт сучасних болотних відкладів;
- водоносний горизонт сучасних алювіальних відкладів;
- водоносний горизонт верхньочетвертинних алювіальних відкладів;
- локальний слабководоносний горизонт верхньочетвертинних еолово-делювіальних відкладів;
- водоносний горизонт середньочетвертинних озерно-алювіальних відкладів;
- водоносний горизонт верхньокрейдяних відкладів.

Водоносні горизонти четвертинних відкладів тісно пов'язані між собою, їх живлення відбувається за рахунок атмосферних опадів і, частково, паводкових вод. Серед водовмісних порід цих горизонтів зустрічаються прошарки водотривких суглинків, які на окремих ділянках формують місцевий напір ґрунтових вод.

Водоносний горизонт сучасних болотних відкладів розповсюджений, в основному, в межах заплави р. Устя. Водовмісними породами є торфи різного ступеня розкладу. Значення коефіцієнта фільтрації змінюється від 0,05 до 0,5 м/добу. Потужність водоносного горизонту переважно в межах (1,5-2,5) м.

Водоносний горизонт сучасних алювіальних відкладів тісно прив'язаний до заплави річок. Водовмісними породами переважно є дрібнозернистий пісок. Коефіцієнт фільтрації становить (0,1-0,12) м/добу для супісків та (0,6-1,6) м/добу для пісків. Потужність горизонту до 8 м.

Водоносний горизонт верхньокрейдяних відкладів основний у місті для організації питного водопостачання. Залягає він під четвертинними відкладами на глибині (10-35) м. Цей горизонт підстиляється теригенно-карбонатними відкладами девону на глибині (60-70) м, потужність мергельно-крейдових порід переважно складає (40-45) м. За гідравлічними особливостями горизонт напірний, води гідрокарбонатно-кальцієві з мінералізацією (0,3-0,6) г/см³.

Визначення вмісту радону в воді, що використовується для питного водопостачання та в побутових цілях, м. Рівного було ускладнене через невелику кількість природних джерел на території населеного пункту. Періодичне вимірювання протягом року вмісту радону у водопровідній воді м. Рівне показало стабільний вміст радону-222 на рівні $(4-8) \text{ Бк/м}^3$, з нижньою межею влітку і верхньою – узимку.

Для створення цілісної картини радонового вмісту в підземних водах нами було вибрано Здолбунівський район Рівненщини, оскільки геологічні ландшафти району і м. Рівного мають багато подібного і він характеризується наявністю великої кількості природних джерел води.

Геологія Здолбунівського району. Здолбунівський район знаходиться в межах Волинської височини (західний схил Українського кристалічного щита), яку поділяють на Галицько-Волинську, Буго-Стирську, Стиро-Горинську фізико-географічні підобласті та Гошанський ландшафт. [105] (див. додаток Е). Корисні копалини – торф, крейда, каолінові глини, пісок. Ріки – Устя, Світенька (басейн Горині). Ґрунти сірі, темно-сірі опідзолені і малогумусні чорноземи.

У межах Волинської височини виділяється система субширотних, субмеридіональних і діагональних розломів, якими пронизані кристалічний фундамент та осадовий чохол, у тому числі й тіло однойменної фізико-географічної області. Кристалічний фундамент занурюється на захід під осадові породи на глибину від 50 м до 6000 м та в місцях глибинних розломів переломлюється зі зміною показників нахилу його поверхні. Нахил його поверхні змінюється від 15 до 35 м/км. Як відомо, підземні води масивів кислих кристалічних порід (гранітів) із глибинними розломами зазвичай відрізняються високою концентрацією радону, що досягає 500 Бк/дм³ і вище.

Стиро-Горинська фізико-географічна підобласть розташована між меридіональними відрізками долин Стиру та Горині і об'єднує ландшафти горбогірного (Повчанський та

Мізоцький), хвилясто рівнинно-горбогірного (Луцько-Рівненський) та улоговинно-горбогірного (Здолбунівський) видів широколистянолісового типу. Здолбунівський район знаходиться в межах Мізоцького та Здолбунівського ландшафтів. Тіло згадуваного Стиро-Горинського геокомплексу залягає на поверхні палеозойських відкладів, що розташовані на глибинах (50 - 100) м і більше, які в долинах Горині, верхів'ях річок Ікви та Усті виходять під четвертинні відклади.

У південній частині Стиро - Горинської підобласті розташована горбогірна гряда, складена найвищими ландшафтами Волинської височини: Мізоцький, Повчанський. Мізоцький ландшафт площею 601 км² видовжений із заходу на схід на 56 км. Завдяки бронюючому горизонту вапняків, що у верхній неогеновій товщі під четвертинними лесами, його межиріччя мають вигляд «столових гір». Він є найвищим за середніми абсолютними висотами і єдиним на Волинській височині, у якому ділянки з показниками (260 - 300) м займають 35%, а з висотами понад 300 м над р. м. – 18% від його загальної площі. Максимальні відмітки у його північно-західній частині сягають 345 м і є меншими порівняно з Повчанським ландшафтом.

Мізоцька морфоструктура з півночі та півдня обривається тектонічними уступами широтного простягання висотою близько 100 м відповідно до прилеглих улоговинних рівнин Здолбунівського ландшафту та фізико-географічної області Малого Полісся. Східні та західні межі її теж тектонічні і приурочені до долин Горині та Ікви. У центральній частині описуваний ландшафт ускладнений Хмельницьким (з південного сходу на північний захід) та Суцано-Пержанським (з південного заходу на північний схід) розломами. Ці розломи характеризуються значним мінеральним різноманіттям. Наявність багатьох генерацій рудних мінералів (до трьох - п'яти), їхні значні концентрації свідчать про потужні рудоперспективи Пержанського рудного району і дають змогу зарахувати його до класичних найпродуктивніших рудних районів світу.

Між горбогірними та хвилясто-рівнинно-горбогірним ландшафтами в межах Стиро-Горинської підобласті, розташований Золбунівський фізико-географічний район, який є єдиним представником улоговинно-горбогірного виду Волинської височини. Він видовжений від Горині до Ікви на 50 км, загальна площа його – 422 км² [106].

Здолбунівський ландшафт залягає на поверхні палеозойських відкладів. Його тіло складається з сеноманських мергелів, пісків та пісковиків, туронської писальної крейди, неогенових глин, пісків та вапняків, четвертинних алювіальних та водно-льодовикових пісків та супісків, делювіальних та лесоподібних суглинків. Тріщинні води вапняків, пісковиків, сланців зазвичай мають концентрацію радону в межах (10 - 100) Бк/дм³. Однак в окремих випадках і в цих породах можуть зустрічатися підвищені концентрації радону. Підземні води

в горизонтах ґрунтових вод, що залягають недалеко від поверхні, зазвичай мають концентрацію радону, яка складає менше $50 \text{ Бк}/\text{дм}^3$. У поверхневих водах концентрація радону, як правило, не перевищує $(2 - 5) \text{ Бк}/\text{дм}^3$, головним чином, через те, що радон устигає розпастися або вийти в атмосферу за рахунок аерації.

Біля сіл Верхів та Дермань I на північному схилі Мізоцького кряжу знаходяться витoki р. Устя. Інтенсивно розчленований крутими схилами і вузькими улоговинами рельєф місцевості сприяє виходу підземних вод на дні западин та ярів. У результаті утворюються чисельні джерела, із яких витікає вода у вигляді малих, часто розірваних струмків. Усього в Здолбунівському районі зареєстровано 86 природних водних джерел. У межах розширення об'єктів дослідження проби води бралися також із деяких артезіанських свердловин та колодязів цього регіону.

Результати досліджень.

Після проведення комплексного визначення і картографування вмісту радону в природних водних джерелах Здолбунівського району Рівненщини встановлено, що значення OA радону відібраних проб води знаходяться в широких межах порядку величини від $2 \text{ Бк}/\text{дм}^3$ до $(14 \pm 5) \text{ Бк}/\text{дм}^3$ (додаток F, таблиця F1, рис. 3.27). Можна умовно

розділити отримані результати на три групи (додаток G). До першої (зеленої) віднесемо джерела з OA радону в воді до $5 \text{ Бк}/\text{дм}^3$ (за результатами досліджень USEPA – безпечна для людини концентрація). До другої (жовта) – $(5-10) \text{ Бк}/\text{дм}^3$ (за нашими публікаціями – нешкідлива концентрація, за дослідженнями USEPA – можуть призводити до захворювань на рак, але з малою ймовірністю). До третьої (червона) – більше $10 \text{ Бк}/\text{дм}^3$ (шкідлива за всіма публікаціями). Нанесені на карту району точки показали, що джерела з високою концентрацією радону зосереджені у вузькій смугі шириною $(5-7) \text{ км}$, яка простягається з півдня на північ. Зліва від смуги знаходяться «жовті» джерела, справа – «зелені».

Таке розміщення «кольорових» джерел, очевидно, пояснюється вертикальним розломом (Хмельницьким або його відгалуженням), який існує в кристалічному фундаменті Мізоцького та Здолбунівського ландшафтів, через який надходить радон у поверхневі джерельні води. Оскільки цей фундамент занурюється в товщу землі в західному напрямку, то можливе існування нахилених розломів зі сходу (Український щит) на захід (Волинська височина).

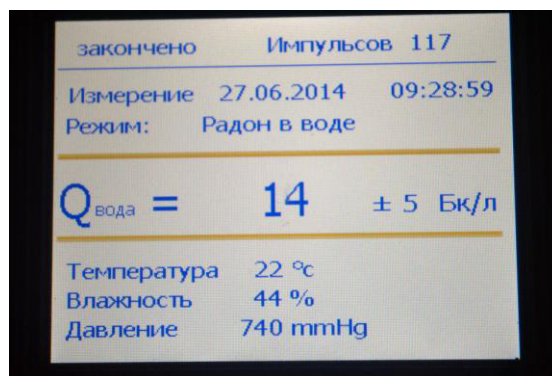


Рис. 3.27. Екран приладу під час вимірювання OA Радону-222 в пробі №88

Проведені дослідження показали істотну концентрацію радону в частині природних джерел води Здолбунівщини, що, очевидно, відноситься і до підземних вод м. Рівного.

3.2.5. Вимірювання густини потоку радону з поверхні ґрунтів м. Рівне

Геологія міста Рівне. Рівне розташоване в межах Волино-Подільської плити на Рівненському лесовому плато, яке глибинними розломами розділяє Мале та Волинське Полісся [104]. У цю плиту врізається р. Устя, яка розділяє її в субмеридіональному напрямку на дві частини з заплавною та надзапальною терасами. Геологічна будова на території міста представлена протерозойськими, палеозойськими, мезозойськими та кайнозойськими відкладами [107-113]. Ця Волино-Подільська плита є західним схилом Українського кристалічного щита, розбитого складною системою розломів. У свою чергу цей схил спадає крутими розломами-східцями (блоками) до Галицько-Волинської западини. Гірські системи Українського кристалічного щита, які сформувалися в докембрії, протягом усього фанерозою залишались суходолом, а прилеглі до них території Волино-Подільської плити періодично затоплювалися морем під час трансгресій. Відклади домезозойського періоду в межах Рівного та околиць представлені породами верхньопротерозойської валдайської серії. Вона складається з нижньої та верхньої товщ. Нижня представлена буро-сірими пісковиками з численними прошарками темно-коричневих алевролітів та аргілітів потужністю (70-90) м. Верхня товща представлена перешаруваннями сірих алевролітів та аргілітів потужністю (100-150) м. Серед палеозойських відкладів найхарактернішими для території Рівного є кембрійські, силурійські та ордовицькі відклади.

Майже вся територія Рівненської області включуючи з Рівним перекрита значною товщею верхньокрейдових порід сеноманського, туронського, сантонського ярусів. Напоширенішими на території міста є відклади туронського ярусу, які представлені білою писальною крейдою, зеленувато-сірими мергелями та крейдоподібними вапняками з включеннями кременю загальною потужністю від 20 до 45 м. Палеогенові відклади поширені на південній та східній околиці міста і представлені, в основному, утвореннями київського ярусу з сірих і голубуватих алевритів та зеленуватих кварцево-глауконітових пісків.

Неогенові відклади на південному заході та сході міста представлені відкладами сарматського ярусу потужністю до 30 м. Це – піски, вапняки та глини.

Специфіка літологічного складу верхньочетвертинних відкладів для м. Рівного полягає в значному поширенні лесового комплексу бузького ярусу. Відклади представлені макропористими, карбонатними лесами та лесовидними суглинками палево-сірого кольору,

потужністю (6-10) м, які підстеляються сірими глейованими викопними ґрунтами.

Абсолютні висоти території м. Рівного знаходяться в межах від 182 до 248 м. Найвищі вершини знаходяться на західних, східних та північних околицях міста, проте більша частина міста і центр характеризуються пониженими відносними висотами. Місто характеризується значним розвитком ерозійних ярів, балок, карстово-суфозійних воронок і западин.

Основою сучасного рельєфу є верхньокрейдові відклади. Рельєф поверхні хвилясто-горбистий, горби плосковершинні, схили їх пологі і поступово переходять у борти долин та балок. Круті схили характеризуються обривистими ділянками, зсувами.

Ґрунти міста. Основними ґрунтоутворюючими породами м. Рівного є леси. Ґрунти тераси р. Устя розвивались на алювіально-делювіальних та флювіогляціальних відкладах. Тому існує чіткий зв'язок між розміщенням певних типів ґрунтів із рельєфом та геологічними особливостями міста. У межах вододільних ділянок ґрунти представлені чорноземами звичайними карбонатними малогумусними, чорноземами лучними середньосуглинистими глейовими, темно-сірими деградованими, дерново-карбонатними ґрунтами. Територія міста характеризується строкатістю розміщення різновидів ґрунтів, вони мають острівну локалізацію, що зумовлено пересіченим, різноманітним рельєфом міста. Це впливає на характер промивного, повітряного та водного режимів, а отже, на інтенсивність виходу радону з ґрунту.

Правий берег р. Устя характеризується лесовими ґрунтами – сірими та чорноземами опідзоленими, на лівому березі розвинулися вилужені чорноземи. Ґрунти заплавної частини території міста менш потужні та менш різноманітні й представлені в південній частині мулуватоболотними, а в північній – торфовоболотними. Це пояснюється відносною одноманітністю умов їх творення. За довгу історію міста вони неодноразово трансформувались, штучно насипались, осушувались. Як свідчать дослідження в окремих місцях Рівного, природні ґрунти заплави та надзаплавної тераси перекриті шаром штучних насипних ґрунтів потужністю до 4,5 м.

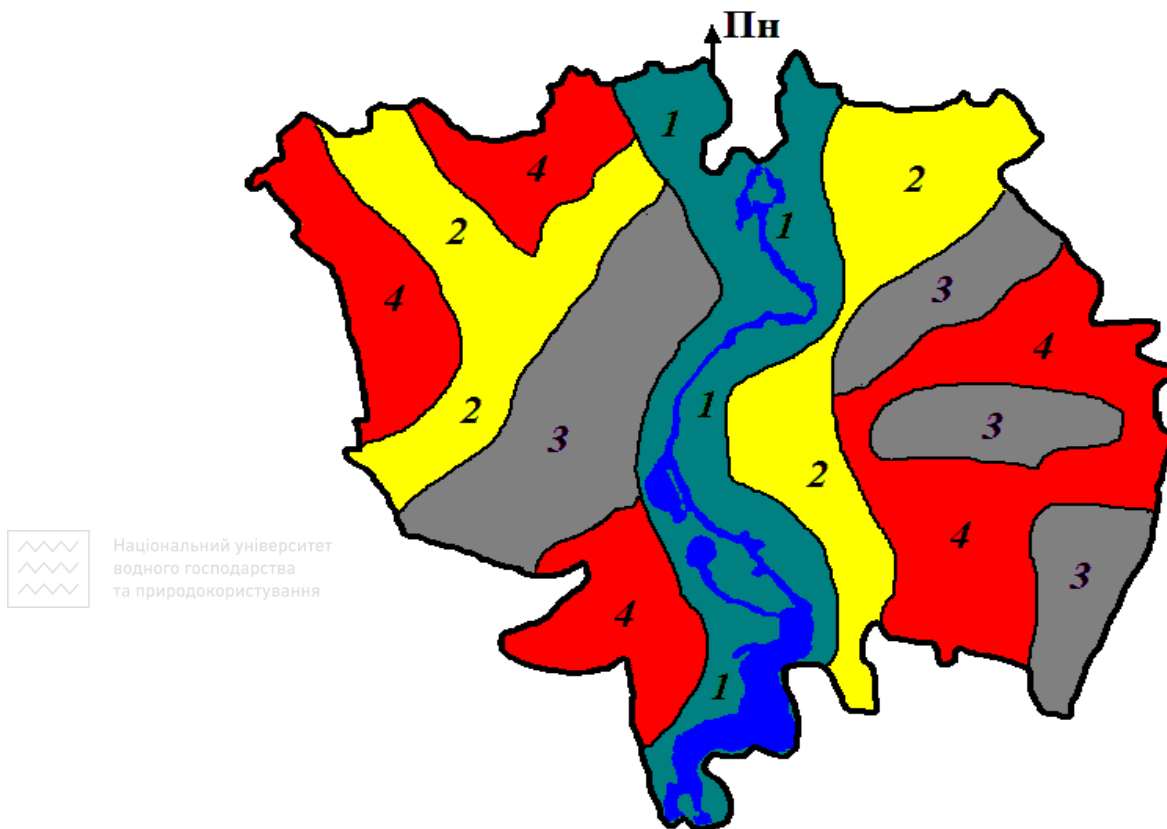


Рис. 3.28. Районування радоннебезпечних зон м. Рівного за ГПП: 1 – до $25 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$,
2 – від 25 до $50 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$, 3 – від 50 до $75 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$, 4 – більше
 $75 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Ґрунти міста мають також потужний культурний шар, який містить значну частку будівельного та побутового сміття.

Ґрунти штучних вуличних посадок і площ містять найменше гумусу. Найбільшу твердість,

Импульсов: 122	
Измерение:	05.03.2016 11:27:32
Режим измерения:	ППР (Способ 2)
Q_{ппр} =	173 ± 69 мБк/с*м²
Температура:	18 °C
Влажность:	37 %
Давление:	738 mmHg

Рис. 3.29. Покази приладу при вимірюванні ГПП в ґрунті вул. Винниченка

щільність, фільтраційну здатність мають масиви новобудов (насичені будівельним сміттям) і місця масового скупчення населення. У таких місцях твердість ґрунту варіює в межах $(35-44) \text{ кг}/\text{см}^2$ і більше, густина – $(1,1-1,9) \text{ г}/\text{см}^3$.

Потік радону з поверхні ґрунтів Рівного.

Було проведено близько 100 вимірювань ГПП з ґрунтів м. Рівного в період весни-осені 2016

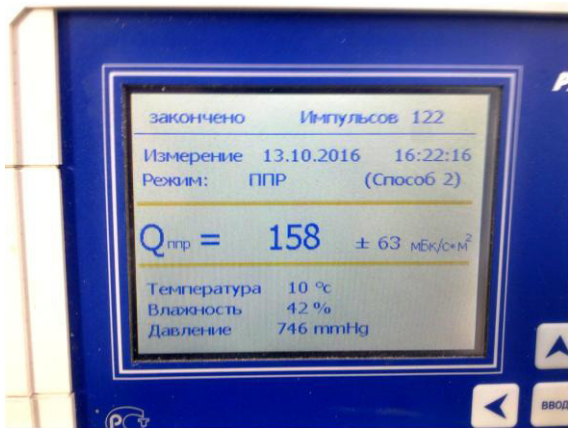


Рис. 3.30. Экран приладу під час вимірювання ГПР в ґрунті вул. Карнаухова

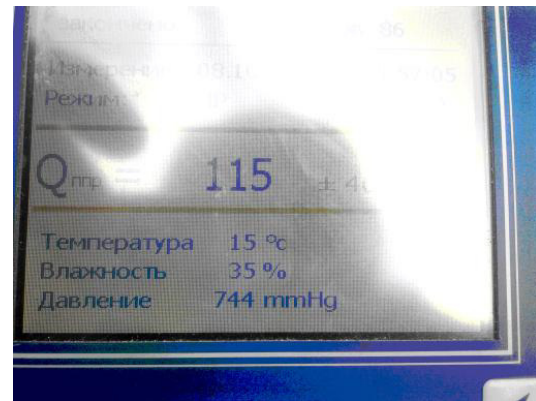


Рис. 3.31. Экран приладу під час вимірювання ГПР в ґрунті парку «Пагорб слави»



Национальный университет

водного хозяйства
и природокористування

року. За даними вимірюваннями встановлені приблизні границі радонебезпеки ґрунтів міста (рис. 3.28).

Близько третини площі міста характеризується густиною потоку радону з ґрунту, яка перевищує будівельні норми ($80 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$). Найбільші значення ГПР зафіксовані в районі вулиці Кобзарської між вулицями Центральної Ради та Бориса Степанишина (рис. 3.29), у районі вулиці Карнаухова (7 корпус НУВГП) (рис. 3.30) та парку «Пагорб слави» (3.31).

Є в місті і місця з дуже низькими значеннями ГПР з ґрунту. Зосереджені вони в основному вздовж р. Устя. Так у районі стадіону «Авангард» на місці руїн палацу Любомирських значення ГПР складають $16 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$ (рис. 3.32).

Проведені дослідження показують значний діапазон зміни ГПР з ґрунтів міста, тому їх кількість очевидно недостатня і вимагає детального

визначення потоку радону по кожній вулиці з кроком не більше 500 метрів, особливо в місцях, де ведеться або планується будівництво житлових будинків.

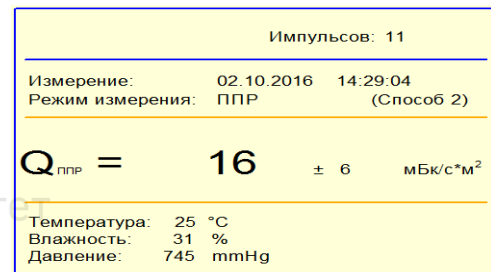


Рис. 3.32. Покази приладу під час вимірювання ГПР в ґрунті біля стадіону «Авангард»

Розділ 4. Вплив радону на підвищення ризику захворюваності (смертності) на рак легенів

4.1. Історична довідка



Рис. 4.1. Пасивна вентиляція шахт Шнеєберга (з гравюри Аґріколи)



Рис. 4.2. Активна вентиляція шахт Шнеєберга (з гравюри Аґріколи)

Історія радону як надзвичайно канцерогенного газу розпочалася задовго до його відкриття. Відомо, що приблизно з 1470 року в районі Шнеєберга, міста в Саксонії, на північному схилі гори Ерцгеберг (Рудні гори, Erzgebirge) і в районі Іоахімсталя (нині Яхимов, Богемія), на південній Богемській стороні Рудних гір був розгорнутий інтенсивний видобуток срібла. «Батько мінералогії» Георг Аґрікола, який працював лікарем в Іоахімсталі з 1527 по 1531 рік, у своїй праці «De Re Metallica» (Agricola, 1556) детально описав умови

видобутку срібла в районі Рудної гори [114].

У той час в Яхимові срібна руда добувалася поверхневим способом, а в Шнеєберзі – з шахт, які подекуди досягали глибини 400 м.

Вентиляція шахт здійснювалася пасивним і активним методами. Пасивна вентиляція шахти забезпечувалася створенням зони пониженого тиску у верхній частині вентиляційного короба за рахунок взаємодії повітряних потоків із хрестоподібними вітровими екранами (див. рис. 4.1). Хрестоподібна конструкція вітрового екрану повинна була забезпечувати працездатність системи за будь-якого напрямку вітру. Активна вентиляція здійснювалася за рахунок напрямлення вентиляційного рукава шахти назустріч вітру

(рис. 4.2). Зрозуміло, що в безвітряну погоду ефективність таких систем вентиляції була вкрай низькою. У цьому випадку вентиляція шахт здійснювалася повітряними нагнітачами або вентиляторами з лопастями.

Вже на початку XVI ст. серед шахтарів Рудних гір була виявлена незвично висока смертність від легеневих захворювань, особливо в молодих робітників. Аґрікола робить висновок, що причиною цього є шкідливий вплив на здоров'я робітників пилу шахт: «...Пил має руйнівні властивості, він роз'їдає легені і поселяє в тіло сухоти. Є жінки, які були одружені із сімома чоловіками, яких ця жахлива хвороба привела до передчасної смерті».

Частота легеневої хвороби збільшилась у XVII і XVIII ст. за зростання інтенсивності видобутку срібла, міді і кобальту. У Шнеєберзі вона фіксувалася значно частіше, ніж у найближчому місті, де не займалися видобутком руди.

Остаточно це захворювання ідентифікували як рак легенів Хертінґ і Гессе в 1879 році [115]. Отримані ними дані залишаються коректними і науково значущими навіть через 145 років після опублікування:

«...*(1) Ендемічні захворювання гірників, що працюють у шахтах Шнеєберга, є переважно захворюваннями на рак легенів, і ними зумовлено близько 75% випадків смерті.*

(2) Захворювання є лімфосаркомою або, в окремих випадках, ендотеліальною карциномою; дві форми співіснують разом і виникають у бронхіальних лімфатичних вузлах.

(3) Усі шахтарі, які не померли від інших причин або від інтеркурентних захворювань, неминуче помруть від раку легенів.

(4) Виникнення захворювання не відбувається принаймні протягом 20 років після початку роботи в шахтах; захворювання зазвичай виникає пізніше... Забійники уражаються захворюванням частіше, ніж інші групи робітників, які постійно працюють у тунелях; мулярі і теслі, які не завжди працюють у шахтах і мають тимчасові відпустки в літній період, найменшим чином схильні до захворювання...»

Хертінґ і Гессе порівняли дані про захворюваність шахтарів Шнеєберга з даними щодо подібних шахт у Швеції, Угорщині, Тіролі та Іоакімсталя. Виявилося, що стан здоров'я шахтарів на таких рудниках набагато кращий, ніж у Шнеєберзі, і захворюваність на рак легенів не спостерігається. Лише в 1926 році було показано, що шахтарі Іоакімсталя (Яхимова) також схильні до підвищеної захворюваності на рак легенів.

Зразу після відкриття явища радіоактивності в 1901 році в шахтах Шнеєберга і Яхимова була відкрита еманція радію.

У 1924 році Людвігом і Лорензером [116] було висловлено припущення, що ці випадки раку легенів можуть бути пов'язані з впливом радону. Отже, знадобилося майже п'ять століть, щоб дослідники зробили висновок, що не тільки «рудний пил, що містить важкі метали», а й невидимий газ радон, міг впливати на виникнення легеневих захворювань шахтарів. ОА радону в більшості шахт Шнеєберга в той час становила (70 - 120) Бк/м³, але в одній із них вона виявилася рівною 500 Бк/м³. Саме в цій «шахті смерті» більшість

робітників отримувало захворювання на рак легенів.

150 років тому рак легенів був надзвичайно рідкісним захворюванням. Поступове збільшення його частоти почало спостерігатись на початку ХХ століття, а в тридцяті роки захворюваність на таку форму раку стала ще різкіше зростати.

За період 1875-1925 рр. за опублікованими неповними даними серед 686 померлих шахтарів Шнеєберга в 289 випадках причиною смерті був рак легенів. У Іоакімсталі за 1929-1943 рр. у 71 з 156 померлих гірників причиною смерті також виявилися злоякісні пухлини органів дихання. Стандартний частотний показник смертності від раку легенів серед шахтарів цих копалень досягав 90-180 випадків на рік у розрахунку на 10000 гірників, тоді як в аналогічних сегментах населення він становив 2-4 випадки на рік.

Рівні опромінення населення на той період були співмірні з теперішніми, оскільки житловий фонд планети складався переважно з одноповерхових житлових будинків. Навіть у такій розвиненій країні, як США, підвальні приміщення житлових будинків були, в основному, із земляною підлогою і поганою вентиляцією.

Крім того, з моменту відкриття радіоактивності й до середини 50-их років ХХ ст. з'явилася велика кількість штучних джерел радіоактивності (виготовлених людиною) для використання в економіці. Це призвело до додаткового, понад природне, опромінення людей, часто з досить високими рівнями, що стало джерелом досліджень негативного впливу його на здоров'я людей.

Особливості конструкції будинків населення планети, а також поява великої кількості індустриальних джерел іонізаційного випромінювання зумовила високий вміст у повітрі радону і його ДПР, і звідси, рак легенів став найпоширенішим видом раку у світі. Варто зазначити, що всі спроби пояснити виникнення раку легень інгаляцією тільки газоподібного радону були безуспішними, доки Вільям Ф. Бейл не висунув ідею, що основною причиною можуть бути продукти розпаду радону [117]. Він писав у своєму меморандумі: «У цих та інших минулих оцінках шкоди, пов'язаної з радоном, повністю нехтували найважливішим фактом, а саме тим, що дози опромінення від продуктів розпаду радону, в більшості випадків присутніх в повітрі разом з самим радоном, мабуть, значно перевищують дози опромінення самим радоном і продуктами його розпаду, що утворилися в бронхах».

У той час уважалося, що негативні для здоров'я ефекти опромінення мають пороговий (детермінований) характер. З метою визначення порогів впливу опромінення на здоров'я і вироблення засобів і методів протирадіаційного захисту в 1928 році було створено Міжнародну комісію з захисту від рентгену (Х-променів) і радію (МКРР). Ця комісія й розробила перші рекомендації з обмеження опромінення людини. Було введено ліміт «толерантної дози», тобто такої поглиненої дози, яка б для здоров'я людини становила

нульову загрозу. У 1934 році вперше були рекомендовані межі опромінення в рентгенах ($0,2 R/доба$ і $1,2 R/тиждень$).

У 1927 р. відомий генетик Герман Мюллер в одній зі своїх робіт висловив думку, що між виникненням генетичних мутацій у мухи дрозофіли і дозою радіаційного впливу існує лінійна залежність [118]. Хоча аргументація Мюллера і була непереконаливою (зокрема, вона не була підкріплена належними експериментальними підтвердженнями лінійності в області малих доз), ця публікація стала широко відомою і поряд із деякими іншими роботами американських радіологів над тваринами й епідеміологічними дослідженнями захворювань мешканців Хіросіми і Нагасакі сприяла приблизно з середини 50-их років ХХ ст. утвердженню «лінійної та безпорогової концепції (ЛБК)» впливів радіаційного опромінення на виникнення канцерогенних і генетичних ефектів у біологічних об'єктах. Концепція ЛБК полягає в тому, що будь-який ненульовий рівень опромінення (наприклад, фонове опромінення) призводить до ненульової ймовірності виникнення канцерогенних і генетичних ефектів. Проте в Публікаціях 1 і 2 МКРЗ (перейменована МКРР) 1959 року зазначалося, що нормуванню підлягають тільки джерела радіоактивного випромінювання, виготовлені людиною. Нормування впливів природних джерел не передбачалося. Не зважаючи на це, опромінення радоном в уранових шахтах уже тоді було віднесене до джерел, які підлягають нормуванню.

У Публікації 9 МКРЗ 1966 року вперше було визначено необхідність обмеження доз опромінення, які додатково до фонових створюються джерелами природного походження в результаті діяльності людини. До них було віднесено опромінення в копальнях, під час польотів на великих висотах, використання природних радіонуклідів у виробництві тощо.

У Публікації 24 МКРЗ, яка вийшла в 1977 році, уперше було розглянуто вплив радіологічного випромінювання природного походження на шахтарів уранових та інших копалень.

Вагомою можна назвати Публікацію 26 МКРЗ, у якій вперше була доведена необхідність обмеження опромінення робітників і населення від впливу радіації від джерел природного походження, які є результатом діяльності людини. Уперше в цій Публікації було сказано про підвищене опромінення людини в будинках за рахунок накопичення в них «газоподібних радіонуклідів та їхніх продуктів розпаду», тобто – радону. Недоліком цієї Публікації був її дещо загальний характер, через що практична реалізація її була досить ускладнена.

У Публікації 37 МКРЗ «Оптимізація радіаційного захисту на основі аналізу співвідношення «витрати – користь» 1984 року [119] було вперше введено поняття «**рівень втручання**» замість поняття «ліміт дози опромінення». Було визначено практичний зміст «рівнів втручання» як таких, які визначають наміри початку дії, на відміну від змісту «ліміт

дозі», перевищення якої неприпустиме, а дії під час перевищення обов'язкові. У 1984 році в Публікації 39 МКРЗ «Принципи обмеження опромінення населення природними джерелами опромінення» [120] були сформульовані більш конкретні принципи обмеження опромінення природними джерелами і, перш за все, *принцип контрольованості* джерела опромінення як основи можливості зменшення дози опромінення від джерела природного походження, аналогічно до індустриальних джерел. У цій же Публікації 39 МКРЗ *вперше* визнано, що *радон є основним джерелом опромінення*.

Публікація 50 МКРЗ [121] уся була присвячена проблемі захворюваності на рак легенів від опромінення дочірніми продуктами розпаду радону. У ній було підтверджено пріоритет радону в проблемі опромінення людини в різних ситуаціях. Наведені кількісні оцінки ризику захворювань на рак легенів, унаслідок опромінення дочірніми продуктами радону, *вперше* показали, що значну кількість захворювань на рак легенів серед населення можна віднести за рахунок цього джерела.

У Публікації 60 МКРЗ [122] підкреслюється, що опромінення від радону в житловому приміщенні може бути зменшене *тільки* в результаті певних втручань, тобто в результаті або перебудови будинку, покращення вентиляції або зміни поведінки його мешканців (менше знаходитись у будинку). На робочих місцях опромінення від радону пропонується розглядати як ситуацію втручань, або як ситуацію, яка є частиною практичної діяльності.

У Публікації 65 МКРЗ [18] було уточнено багато нечітких позицій у раніше виданих рекомендаціях. Так, не рекомендовано використання дозиметричної моделі респіраторного тракту людини для оцінки дози опромінення радоном (запропоновано в Публікації 50).

У цій же Публікації було введено поняття радононебезпечних зон країни. Рекомендовано визначати радононебезпечні зони як пріоритетні у плануванні практичних дій зі зменшення опромінення в масштабах країни. При цьому найбільш надійним способом оконтурювання радононебезпечних зон є вимірювання активності радону в представницькій виборці існуючих житлових будинків, а не вимірювання швидкості ексхаляції ґрунтового радону.

Наведено рекомендовані значення рівнів втручання (за річною ефективною дозою в діапазоні (3-10) mSv , за OA радону (200 - 600) Bq/m^3 для часу перебування в житловому приміщенні 7000 годин на рік).

Одним із найбільш проблемних моментів Публікації 65 було те, що основу оцінки ризиків від впливу на населення радону, який міститься в житлі, становили епідеміологічні дослідження, отримані на когортах шахтарів уранових рудників, які через кілька відомих причин не можуть бути перенесені на все населення. Як відомо, шахтарі опромінюються як у великих дозах, так і за великих потужностей дози. Крім того, екстраполяція на основі цих даних є проблематичною, оскільки, як відомо також, шахтарі палять в середньому набагато

більше, ніж інші представники відповідних популяцій.

У всіх вивчених групах шахтарів переважна більшість чоловіків були людьми, які палять. Наприклад, частка їх серед шахтарів, які працювали на уранових шахтах Шнееберга в так звані «дикі роки» (1946-1954 рр.) становила близько 90%, у той час як у загальній популяції вона була істотно нижчою. Зрозуміло, що в більшості випадків паління мало значно більший вплив на ризик виникнення раку легенів, ніж вплив радону.

Крім того, у Публікації 65 були нечітко показані умови застосування заходів зі зниження вмісту радону в будинках. Так, було рекомендовано застосовувати заходи щодо зниження радону в приміщеннях тільки у випадку перевищення рівнів втручання. Це створювало хибне уявлення, що вплив радону на здоров'я населення нижчий цього рівня, є безпечним.

У Рекомендаціях 1990 року [123] більш конкретно визначена стратегія захисту від опромінення радоном, яка базується на

- наданні населенню об'єктивної інформації про рівні та наслідки опромінення, яка б не викликала стану тривоги (коректність у формулюванні) та відомості про прості та ефективні заходи захисту;
- широкомасштабних дослідженнях, які передбачають вимірювання радону переважно інтегральними методами;
- обов'язкових процедурах оптимізації в ході обґрунтування захисних заходів;
- уведенні нижчих значень рівнів втручання для будівель, які проектуються, оскільки профілактичні дії в таких випадках є більш рентабельними;
- неприпустимості введення (застосування) індивідуальних лімітів доз, тому що будь-які значення радону в повітрі приміщень повинні бути зведені до мінімуму.

Із 80-х рр. минулого століття в Європі, Північній Америці та Китаї були проведені епідеміологічні дослідження в житлових будинках, які виконувалися за методом «випадок-контроль». Результати цих досліджень дозволили вперше провести пряму оцінку ризику для населення без необхідності екстраполяції параметрів ризику, отриманих у дослідженнях серед шахтарів, тобто уточнити рекомендації Публікації 65. Ці результати розвитку «радонової проблеми» були проаналізовані в межах Міжнародного радонового проекту, який був ініційований ВООЗ. У 2005 році НКДАР ООН опублікував наукову доповідь із оцінки результатів проведених епідеміологічних досліджень, у якому вказується, що «на сьогодні є обґрунтованим прийняття оцінки надлишкового відносного ризику, на рівні 0,16 на 100 Бк/м³, як відповідної, можливо, консервативної, оцінки (довічного) ризику від радону в житлових будинках».

З огляду на результати Міжнародного радонового проекту ВООЗ, наукові оцінки НКДАР ООН МКРЗ випустила Публікацію 115 «Ризик виникнення раку легенів під час опромінення

радоном і продуктами його розпаду» [124]. Спираючись на отримані дані, у Публікації 115 вперше висловили думку, що більшість випадків захворювання на рак легенів, зумовлених радоном, викликані швидше низькими і середніми концентраціями радону, ніж високими.

У Публікації 103 МКРЗ [125] уперше була застосована концепція референтного рівня. На противагу концепції рівнів втручань референтний рівень є рівнем дози, ризику або концентрації радіонуклідів, допущення перевищення якого під час планування вважається неприйнятним, а нижче якого повинна здійснюватися оптимізація захисту. Наслідком застосування підходу до регулювання на основі референтного рівня є те, що оптимізація повинна застосовуватися як виправданий захід вище і нижче референтного рівня, а не тільки за його перевищення. Це є наріжним каменем сучасної методології регулювання радонової проблеми, викладеної в новій Публікації 126 МКРЗ «Радіологічний захист від опромінення радоном» [116]. Особливе значення в Публікації 126 надається принципу оптимізації захисту. У наданих рекомендаціях розрізняється три ситуації опромінення: **планованого**, **аварійного** та **існуючого**. Опромінення радоном в основному відноситься до ситуації існуючого опромінення, оскільки джерело опромінення існує, коли приймається рішення про контроль. Захист забезпечується на основі застосування референтного рівня та оптимізації.

4.2. Експериментальні дослідження впливу експозиції радону на підвищення кількості онкологічних захворювань легенів

Оскільки вплив радіаційних факторів опромінення на здоров'я населення, за нашими переконаннями, досліджені недостатньо, то залишається проблематичним для кожної радононебезпечної території, з точки зору радіоактивного забруднення, застосувати прогнозно-аналітичні технології. Наприклад, провести аналіз існуючого ризику, що охоплює три компоненти: оцінка ризику, управління ризиком та поширення отриманої інформації.

Особливістю радіаційного фактора (особливо від радонового опромінення) перед іншими типами ризиків захворюваності населення є безпороговість віддалених, перш за все, канцерогенних стохастичних ефектів. Це робить неможливим звичайний шлях нормування опромінення, що передбачає визначення порогових доз і коефіцієнтів безпеки. Саме тому необхідно в кожному випадку конкретної території визначати радіаційний ризик, збиток, прийнятний ризик і здійснювати оптимізацію заходів із радіаційного захисту.

Виділяють три підходи до проведення комплексних епідеміологічних досліджень впливу радону на захворюваність раком легенів [102]:

1. **Когортні дослідження.** Вони базуються на зіставленні кількості випадків смертності від раку легенів для різних груп професійних працівників або населення за відомих

індивідуальних доз опромінення або середніх доз опромінення для кожної групи. Такі дослідження переважно використовувалися під час оцінки радіаційного ризику для шахтарів уранових копалень.

2. Випадок-контроль. Дослідження базуються на визначенні рівнів опромінення радоном у когорті осіб з ідентифікованими випадками раку легенів і зіставленні цих рівнів із рівнями опромінення радону для контрольної групи, що збігається за своїми параметрами з основною групою. Такий вид досліджень визнаний найбільш коректним для епідеміологічних оцінок за побутового опромінення радоном.

3. Екологічні (географічно корельовані) дослідження. Вони базуються на зіставленні смертності від раку легенів для різних територій із різними середніми *ОА* радону в приміщеннях (в основному в житлових будинках). Через відносну простоту дослідження такого типу досить поширені. Однак вплив великої кількості додаткових факторів, як правило, не дозволяє коректно оцінювати їх результати.

Перші кількісні аналізи епідеміологічних досліджень захворюваності на рак легенів шахтарів уранових шахт США і Чехословаччини були опубліковані тільки на початку 70-х років минулого століття [126].

У дослідженнях 70-их років були зроблені висновки, що ризик виникнення раку легенів монотонно зростає з кумулятивною експозицією *ДПР* радону. Найбільш детальний об'єднаний епідеміологічний аналіз зв'язку захворюваності на рак легенів з експозицією *ДПР* радону в уранових і неуранових шахтах був зроблений у роботах Любіна [127], у IV Доповіді Комісії з біологічних ефектів іонізуючої радіації (BEIR IV) та в VI Доповіді Комісії з біологічних ефектів іонізуючої радіації (BEIR VI) [128]. Результати, подані в BEIR IV, базувались на дослідженнях над 4 когортами шахтарів, а в BEIR VI – уже над 11 (таблиця 4.1).

Результати аналізу об'єднаних епідеміологічних досліджень у житлових будинках, проведених у рамках радонового проекту ВООЗ, переконливо продемонстрували наступне:

- ризик раку легенів збільшується лінійно з довгостроковою радоною експозицією (30 років);
- немає свідчень наявності порогу;
- ризик зростає статистично значуще навіть за помірних середніх вмістах радону в житлових приміщеннях, $(25 - 100) \text{ Бк/м}^3$.

Смертність від раку легенів у шахтарських когортах [128]

Розміщення шахти	Тип шахти	Кількість робітників	Кількість людино-років	Кількість смертей від раку легенів
Юньнань (Китай)	Олово	13649	134842	936
Чехословаччина	Уран	4320	102650	701
Плато Колорадо* (США)	Уран	3347	79536	334
Онтаріо	Уран	21346	300608	285
Ньюфаундленд	Плавиковий шпат	1751	33795	112
Мальмбергет (Швеція)	Залізо	1294	32452	79
Нью-Мексіко	Уран	3457	46800	68
Биверлодж (Канада)	Уран	6895	67080	56
Порт Радіум (Канада)	Уран	1420	31454	39
Радіум Хілл (Австралія)	Уран	1457	24138	31
СЕА-COГЕМА (Франція)	Уран	1769	39172	45
Усього**		60606	88890	2674

* – вплив лімітовано рівнем $< 3200 \text{ WLM}$;

** – випадки вилікування хвороби, ураховані в результатах Колорадо і Нью-Мексіко.

Сучасні дослідження показали, що навіть за середньої концентрації радону в будинках 25 Бк/м^3 захворюваність на рак легенів за рахунок ДПР радону становить 3-4 людини на 1000. За концентрації радону 200 Бк/м^3 на рак захворіє 3-4 людини зі 100. Докладніше залежність кількості захворювань на рак легенів від концентрації радону в житлових приміщеннях подана в таблиці 4.2, а ризик смертності – у таблиці 4.3.

Таблиця 4.2

Захворюваність на рак легенів, викликана побутовим радоном [29]

ОА, Бк/м^3	Захворюваність на рак легенів у рік на млн осіб
15	17
50	55
75	82
100	110
200	220
400	430

Ступінь радонового ризику (за даними Агентства навколишнього середовища США) [94]

ОА радону			Очікувана кількість смертей від раку легенів, викликаного радоном у перерахунку на 100 тисяч населення
$\frac{пкКі}{л}$	$\frac{Бк}{м^3}$	$\frac{MeB}{л}$	
1	37	0,01	3 - 13
2	74	0,02	7 - 30
4	148	0,04	13 - 50
10	370	0,1	30 - 120
20	740	0,2	60 - 200
40	1480	0,4	120 - 380
100	3700	1	270 - 630
200	7400	2	440 - 770
<i>ОА,</i>	Еквівалентний ризик		
$\frac{пкКі}{л}$	Порівнюваний рівень впливу	Зовнішнє опромінення, $\frac{бер}{рік}$	Порівнюваний ризик
1	Позабудинковий рівень ОА (ПР)	0,14	20 рентгеноскопій на рік
2	Рівень ОА в будинку (БР)	0,28	Ризик людини, що не палить
4	У 10 разів > ПР	0,56	Паління 10 цигарок на день
10	У 10 разів > БР	1,4	500 рентгеноскопій на рік
20	У 100 разів > ПР	2,8	Паління 20 цигарок на день
40	У 100 разів > БР	5,6	Паління 40 цигарок на день
100	У 1000 разів > ПР	14	2000 рентгеноскопій на рік
200	В 1000 разів > БР	28	Паління 2400 цигарок на день

Згідно з розрахунками Британського бюро захисту від радіації у Великобританії щорічно гине близько 2500 чоловік від онкологічних захворювань, викликаних радоном та його ДПР. За даними Агентства з охорони навколишнього середовища США, ці ж причини приводять до захворювання на рак легенів у близько 20000 жителів країни [21].

Рак легенів зустрічається переважно в літньому віці. У країнах, де середній термін життя

складає 50 років, це захворювання не є важливою суспільною проблемою. Перша п'ятірка країн із захворюваності на цей вид раку – це Шотландія (109,6 на 100000 населення), Голландія (103,2 на 100000 населення), Великобританія (92,5 на 100000 населення), Люксембург (89,7 на 100000 населення) та Фінляндія (86,9 на 100000 населення) [129]. В останній країні з цього списку з населенням близько 5 млн осіб радон щорічно викликає 200-600 випадків смерті від раку легенів. 7% випадків фатального раку легенів у західній частині Німеччини зумовлено радоною радіацією (1600 чоловіків і 400 жінок щорічно) [18].

Масштабні дослідження з визначення впливу внутрішньобудинкового радону на захворювання раком легенів були проведені в Швеції [130]. Усього було досліджено 1360 випадків такого захворювання з 2847 хворих країни і проаналізовано радонову обстановку будинків, у яких проживають хворі (таблиця 4.4). Дослідження показали помірний, але істотний вплив радону за досліджуваній проміжок часу з OA радону від 140 до 400 Bk/m^3 у приміщеннях на захворювання раком легенів з відносним ризиком 1,3 та 1,8 на рівнях вище 400 Bk/m^3 .

Було підраховано, що від 9 до 16% щорічних випадків раку легенів у Швеції відносяться до радон-індукованих.

Ці дослідження показали також кореляційну залежність між захворюванням на рак легенів і емісією радону з ґрунту.

Була визначена залежність кількості хворих на онкологію легенів у районах Швеції, де залягає граніт із високою еманациєю радону, і районах, де відсутні граніти з високою радіоактивністю. Отримані висококореляційні залежності.

Національний університет
водно-енергетичного господарства
та природокористування

Результати досліджень у Швеції [130]

Таблиця 4.4

Рік	Кількість контрольованих випадків / загальна кількість хворих	Відносний ризик, RR
1979	37/178	1,8
1982	50/50	2,1
1984	23/303	4,3
1987	604/1071	2,0
1987	27/49	11,9
1987	292/584	2,2
1988	177/673	2,0
1989	210/400	1,8

Продовження таблиці 4.4		
1989	433/402	1,7
1990	308/356	7,2
1991	238/434	1,9
1992	210/400	1,7

Великий фактичний матеріал із захворюваності на рак легенів у Російській Федерації зібрано Кормановською Т. А. в [43]. Згідно з її даними (додаток Н) захворюваність та смертність населення від злоякісних новоутворень (особливо раку легенів) добре корелює з радононебезпечністю його території проживання (таблиці 4.5, 4.6 та 4.7).

Таблиця 4.5



Национальный университет
экологии и природопользования
Території-рекордсмени Росії за найбільшою та найменшою смертністю населення від
злоякісних новоутворень

Суб'єкт РФ	Усе населення (на 100 тис.)	Чоловіки (на 100 тис.)	Жінки (на 100 тис.)
РОСІЙСЬКА ФЕДЕРАЦІЯ	201,14	235,41	171,42
Псковська область	230,68	281,94	187,73
м. Санкт-Петербург	271,62	284,09	261,46
Володимирська область	231,43	285,36	187,16
Калузька область	237,62	284,34	198,52
Костромська область	229,22	283,62	183,64
Курська область	217,68	283,51	162,58
Московська область	250,91	284,22	222,65
Орловська область	223,59	284,61	172,72
Рязанська область	243,62	305,24	192,16
Тамбовська область	237,53	288,81	194,50
Тульська область	255,06	309,44	210,79
Республіка Дагестан	69,37	83,62	56,12
Республіка Інгусетія	44,71	52,31	38,05
Чукотський АО	117,51	126,83	107,21
Республіка Саха (Якутія)	126,97	145,54	109,30
Кабардино-Балкарська республіка	111,48	132,02	93,39
Республіка Калмикія	145,05	176,68	116,10

Території-рекордсмени Росії за найбільшою та найменшою захворюваністю населення зляжкісними новоутвореннями органів дихання (легені, трахея, бронхи)

Суб'єкт РФ	Усе населення (на 100 тис.)	Чоловіки (на 100 тис.)	Жінки (на 100 тис.)
РОСІЙСЬКА ФЕДЕРАЦІЯ	41,39	73,94	13,16
Омська область	49,40	91,47	13,07
Новосибірська область	56,72	100,71	18,84
Алтайський край	63,12	115,47	17,64
Челябінська область	51,76	91,44	17,81
Курганська область	61,02	109,78	19,48
Нижегородська область	48,23	90,84	12,98
Волгоградська область	49,28	90,42	13,66
Івановська область	48,38	92,75	12,56
Калужська область	48,38	91,00	12,72
Костромська область	51,00	95,45	13,75
Ліпецька область	53,54	98,48	15,71
Рязанська область	52,27	98,03	14,05
Тверська область	45,24	91,05	7,96
Новгородська область	52,63	104,62	10,42
Республіка Дагестан	17,31	30,02	5,47
Республіка Інгушетія	14,42	28,61	1,96
Республіка Тива	16,94	26,15	8,66
Республіка Північна Осетія - Аланія	25,37	43,21	9,40
Кабардино-Балкарська респ.	27,95	50,43	8,17

Таблиця 4.7

Території-рекордсмени Росії за найбільшою та найменшою смертністю населення від злякисних новоутворень органів дихання (легені, трахея, бронхи)

Суб'єкт РФ	Усе населення (на 100 тис.)	Чоловіки (на 100 тис.)	Жінки (на 100 тис.)
РОСІЙСЬКА ФЕДЕРАЦІЯ	37,60	68,20	11,06
Єврейська АО	46,50	80,78	14,34
Іркутська область	45,75	84,53	12,29
Кемеровська область	45,75	84,53	12,29
Новосибірська область	48,47	88,15	14,30
Омська область	45,02	82,22	12,89
Республіка Алтай	45,69	80,61	14,05
Алтайський край	53,60	99,10	14,08
Курганська область	55,11	101,07	15,96
Саратовська область	42,17	80,34	9,76
Оренбурзька область	44,10	82,07	10,72
Астраханська область	44,61	82,28	11,31
Новгородська область	42,16	83,24	8,81
Псковська область	44,74	86,59	9,66
Івановська область	40,81	80,19	9,02
Володимирська область	42,93	82,02	10,84
Костромська область	41,71	80,86	8,91
Рязанська область	45,11	86,69	10,39
Тамбовська область	52,18	96,08	15,33
Тульська область	44,82	82,68	13,99
Республіка Дагестан	13,67	24,06	3,99
Республіка Інгушетія	6,27	10,28	2,75
Кабардино-Балкарська республіка	23,61	43,53	6,07

Дослідження [131] показали, що з 1829 випадків смерті від раку легенів у м. Санкт-Петербург в 2009 р (із них 1377 – серед чоловіків і 452 – серед жінок) 316 випадків (17,28%) можуть бути випадками смерті від радон-індукованого раку легенів (із них 246 (17,86%) – серед чоловіків та 70 (15,49%) – серед жінок).

У цих результатах було враховано синергічну взаємодію факторів паління й опромінення радоном та його ДПП. Відповідно до прийнятих в ході розрахунків припущень, розподіл випадків смерті від радон-індукованого раку легенів між курцями і тими, хто не палить, має наступний вигляд: 283 випадки серед курців (із них 225 – серед чоловіків і 58 – серед жінок) і 33 випадки серед тих, хто не палить, (із них 21 – серед чоловіків і 12 – серед жінок).

Показник очікуваної додаткової смертності від радон-індукованого раку легенів становить (на 100 000 населення) 6,9 для всього населення Санкт-Петербурга, 12,11 – для чоловіків і 2,68 – для жінок. Показник фонові смертності від раку легенів при цьому становить 32,94 для всього населення, 54,86 – для чоловіків і 15,15 – для жінок.

Пожиттєвий атрибутивний популяційний ризик під час опромінення радоном і його ДПП у житлових будинках (ситуація рівномірного пожиттєвого опромінення за ЕРОА радону, рівній $20,6 \text{ Бк/м}^3$ – середнє геометричне значення ЕРОА для Санкт-Петербурга) становить 8,4% для всього населення, 11,1% – для чоловіків, 3,8% – для жінок.

У роботі [132] досліджувався зв'язок між кількістю злякисних новоутворень і середньорічною ЕРОА в будинках жителів Алтайського краю. Як видно з таблиць 4.5 та 4.6, Алтайський край є абсолютним рекордсменом серед територій Росії за найбільшою захворюваністю та смертністю населення від злякисних новоутворень органів дихання. У 5% будівель низки районів краю перевищено значення ОА радону 400 Бк/м^3 в теплий період року, що дозволяє віднести території зазначених районів до одних із найбільш радононебезпечних зон у краї. На жаль, дослідники шукали залежність не за методиками МКРЗ, а за власною методикою. Усе ж вони встановили, що з імовірністю 95% можна стверджувати про існування слабо вираженого, але статистично достовірного зв'язку між розвитком злякисних новоутворень і проживанням в умовах радононебезпечних зон Алтайського краю. Ступінь вираженості зв'язку може залежати від поширеності інших можливих причин захворювання.

У роботі [103] проаналізовано зв'язок між ЕРОА в будинках сільського типу Жамбильського району Алматинської області Казахстану та захворюваності населення на рак. Установлено, що пожиттєвий ризик проживання в таких приміщеннях становить 1%, випадки раку легенів на рік на 10 млн осіб із виявленим значенням індивідуальної річної ефективної дози внутрішнього опромінення можуть досягти 173. Максимальні значення ЕРОА в досліджуваних приміщеннях становили 400 Бк/м^3 за потужності ефективної дози внутрішнього опромінення населення за рахунок інгаляції короткоживучих ДПП радону 10 мЗв/рік .

Згідно з даними вчених та МОЗ України [133, 134], у 80-х роках показник захворюваності

населення на зляжисні новоутворення зріс у 3 рази порівняно з 50-ми роками. У 2003 році смертність на 100 тисяч населення від захворювань органів дихання склала – 63,3 випадка, а від новоутворень – 194,2 випадка (для порівняння: у Голландії ця цифра складає 24,2 випадка на 100 тисяч населення). Кількість смертей від новоутворень за даними Держкомстату України в 2007-2008 рр. подана в таблиці 4.8.

Таблиця 4.8

Кількість смертей від новоутворень за даними Держкомстату України в 2007-2008 рр. [135]

Причини смерті	Кількість людей		На 100 тис. населення	
	2007	2008	2007	2008
Новоутворення	90030	89042	193,6	192,5

Кількість новоутворень у населення різних областей України відрізняється (додаток І та табл. 4.9). У 1990-2006 роках у м. Києві, м. Севастополі та Дніпропетровській області високої поширеності набули всі види новоутворень; збільшення кількості зляжисних новоутворень спостерігалось у м. Севастополі, Полтавській, Одеській та Кіровоградській областях [136].

Таблиця 4.9

Кількість новоутворень, зареєстрованих на 100000 населення України* (до 2001 року)

[134]

Області	Кількість зареєстрованих випадків	Області	Кількість зареєстрованих випадків
АР Крим	7466	Одеська	8366
Вінницька	6018	Полтавська	6064
Волинська	2586	Рівненська	2966
Дніпропетровська	11600	Сумська	4493
Донецька	16088	Тернопільська	3266
Житомирська	4163	Харківська	8098
Закарпатська	2784	Херсонська	4104
Запорізька	6798	Хмельницька	4966
Івано-Франківська	3671	Черкаська	4367
Київська	6287	Чернівецька	2441
Кіровоградська	4010	Чернігівська	4073
Луганська	8232	м. Київ	8774
Львівська	7190	м. Севастополь	1654
Миколаївська	4479		
Україна	155004		

* – Медстат, база даних «Здоров'я для всіх», 2002 р.

У ході вивчення поширеності раку легенів серед жителів Харківської області та м. Харків виявлено збільшення кількості цього захворювання в XXI столітті. Так, у 2001 році показник захворюваності становив $44,4 \pm 1,4$ на 100000 населення, у 2006 році – $46,2 \pm 1,4$ на 100000 населення, у 2011 році – $48,3 \pm 1,2$ на 100000 населення. Також виявлено, що захворювання частіше виникає у чоловіків, ніж у жінок. У 2001 році захворюваність складала для чоловіків 81,8 на 100000 і для жінок – 14,3 на 100000, у 2006 році захворюваність складала 81,6 і 17,3 на 100000 відповідно, у 2011 році – 84,1 і 19,1 на 100000 відповідно. [137].

У чоловіків найбільша поширеність цього захворювання спостерігається у віці 71-80 років. Частота первинного виявлення захворювання залежно від стадії для жителів Харківської області показана в таблиці 4.10.

Таблиця 4.10



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Частота первинного виявлення на 100 тис. населення

Рік	Стадія захворювання			
	I	II	III	IV
2001	5,64	3,59	21,62	13,54
2006	7,61	6,10	25,50	6,97
2011	10,62	4,67	22,83	10,20

Епідеміологічні дослідження в смт Маньківка Черкаської області, багатому на радонові джерела, виявили прямий зв'язок між опроміненням радоном у житлі й виникненням раку легенів [138]. У селищі, як і на території всієї України, за розповсюдженістю рак легенів знаходиться на другому місці. Протягом семи останніх років серед жителів смт Маньківки Черкаської області спостерігається стійка тенденція до стабільно високого рівня захворюваності на злоякісні новоутворення. У середньому по смт Маньківка реєструється 13–15 випадків онкозахворювань дихальної системи щорічно.

Аналіз статистичної звітності медичних закладів селища та вивчення структури онкологічної захворюваності населення цього регіону показує значний відсоток хворих із злоякісними новоутвореннями, серед яких переважають пухлини, локалізовані в трахеях, бронхах та легенях (15 %).

За розрахунками сумарна доза опромінення радоном з води селища становить $6,15$ мЗв/рік, що збільшує ризик захворювання на рак зі смертельним результатом на $4,6 \cdot 10^{-4}$ осіб/рік, а для всього населення смт Маньківки колективний ризик становить 37 випадків на рік.

У роботах [63, 139] було оцінено радіаційні ризики захворюваності на злоякісні

новоутворення легенів унаслідок опромінення радоном у повітрі приміщень м. Кривий Ріг. Для цього було визначено потужність колективної ефективної дози опромінення населення міста, яка склала 285 люд.Зв/рік . За міжнародними методиками визначення радіаційних ризиків було проведено оцінку кількості летальних випадків від раку легенів індукованих радоном у повітрі приміщень. Ця величина склала від 14 випадків на 100 тис. населення на рік.

Для порівняння з прогнозними оцінками захворюваності на злоякісні новоутворення легенів було проведено вивчення захворюваності населення м. Кривого Рогу та гірників залізорудних шахт. У ході дослідження встановлено, що в м. Кривому Розі рівень загальної захворюваності на всі форми злоякісних новоутворень достовірно зріс за 1993–2007 рр. і є достовірно вищим порівняно з показниками по Україні. Оцінка ризику захворіти на злоякісні новоутворення за 1999–2008 рр. показала, що серед населення м. Кривого Рогу існує підвищений відносний ризик (RR) захворіти на ці хвороби порівняно з Україною загалом (RR = 1,14 при довірчому інтервалі (ДІ) 1,10–1,19).

Середній за 10 років (1997–2006 рр.) рівень захворюваності на злоякісні новоутворення легенів у м. Кривому Розі є достовірно вищим порівняно з показниками по м. Дніпро, Дніпровській обл. та Україні. Установлено, що середній за 10 років (1997–2006 рр.) рівень смертності від злоякісних новоутворень легенів у м. Кривому Розі є достовірно вищим порівняно з показниками по м. Дніпро та Україні. Якщо порівнювати фактичну смертність від раку легенів із прогнозованими випадками, то «радонові раки» в м. Кривому Розі будуть складати від 25 % до 35 % від загальної кількості випадків.

У роботі [63] проаналізовано дані за 1970–2007 рр. і встановлено, що захворюваність на рак легенів серед чоловічого контингенту м. Кривого Рогу достовірно збільшилася. Якщо порівняти ці дані з даними по Україні в цілому, то ця величина складає RR = 1,24 при ДІ 1,11–1,37.

Зафіксовано підвищений відносний ризик захворюваності на рак легенів (табл. 4.11) та смерті від нього (табл. 4.12) серед чоловічого та жіночого населення м. Кривого Рогу порівняно з Україною загалом.

Таблиця 4.11

Відносний ризик захворювання на злоякісні новоутворення легенів населення м. Кривого Рогу за 2002–2007 рр.

Стать	RR	ДІ, 95%
Чоловіки	1,32	1,18–1,48
Жінки	1,25	0,96–1,63

Таблиця 4.12

Відносний ризик смерті від раку легенів населення м. Кривого Рогу за 2002–2007 рр.

Стать	RR	ДІ, 95%
Чоловіки	1,24	1,09–1,41
Жінки	1,46	1,08–1,98

Таблиця 4.13

Смертність від усіх хвороб та новоутворень (на 10 000 чоловік) Рівненщини

№ з/п	Назва районів (міст)	Усі хвороби		Новоутворення	
		2014	2015	2014	2015
1.	Березнівський	116,1	119,4	11,3	13,9
2.	Володимирецький	122,0	121,9	13,0	12,9
3.	Гошанський	202,4	199,0	19,4	15,5
4.	Демидівський	195,3	185,7	17,8	23,4
5.	Дубенський	159,1	155,7	24,0	19,0
6.	Дубровицький	153,3	151,3	18,7	15,4
7.	Зарічненський	140,2	132,0	12,4	13,2
8.	Здолбунівський	155,8	160,9	14,1	12,9
9.	Корецький	177,1	177,0	20,9	18,1
10.	Костопільський	135,6	132,6	12,0	11,7
11.	Млинівський	171,6	171,9	20,8	25,3
12.	Острозький	144,6	141,6	11,8	8,4
13.	Радивилівський	149,7	160,4	17,3	20,3
14.	Рівненський	147,3	139,0	23,3	21,6
15.	Рокитнівський	108,8	108,5	7,6	7,7
16.	Сарненський	113,2	112,7	13,9	15,6
17.	м. Рівне	67,8	55,9	15,3	13,0
18.	м. Дубно	134,3	132,3	18,3	18,9
19.	м. Вараш	56,4	60,7	10,1	10,6
Усього:		122,8	119,5	15,6	14,9

Демографічні дані про смертність та захворюваність жителів Рівненської області ми отримали з [140]. За цими даними на 01.01.2015 в Рівненській області нараховувалось наявного населення 1160091 чоловік (в т. ч., в м. Рівне – 246217 чоловік), на 01.01.2016 року

– наявного населення 1161800 осіб (у т. ч. у м. Рівне – 248300 осіб). Смертність від усіх хвороб та новоутворень в районах та містах області в 2014 та 2015 роках представлено в додатку J (гістограма J1) та таблиці 4.13.

За структурою смертності смертність від новоутворень займає стійке друге місце серед інших причин (22-24%).

Кількість хворих на злоякісні новоутворення в трахеї, бронхах, легенях у 2011-2015 роках у Рівненській області подано в додатку J (гістограма J2) та в таблиці 4.14.

Якщо порівняти дані таблиць 4.6 та 4.14, то можна зробити висновок, що за відносною кількістю хворих на злоякісні новоутворення в трахеї, бронхах, легенях Рівненська область співмірна з такими територіями-рекордсменами Росії за цим показником, як Алтайський край та Курганська область.

Нам не вдалося знайти посилань на дослідження залежності гістологічних типів раку легенів від величини інгаляційного надходження ДДПР Радону. Проте в роботі [130] звертається увага на більшу кількість плоскоклітинних та дрібноклітинних карцином у жителів цегляних будинків, які, імовірно, мали більш високі експозиції радону, ніж жителі дерев'яних будинків.

Таблиця 4.14

Кількість хворих на злоякісні новоутворення в трахеї, бронхах, легенях у 2011-2015 роках у Рівненській області

Роки	Взято на облік у звітному році	З кількості хворих з вперше встановленим діагнозом (гр. 1) мали стадію захворювання			Перебуває на обліку на кінець року	З них перебувають на обліку з часу встановлення діагнозу 5 та більше років
		I-II	III	IV		
2011	267	52	132	70	600	278
2012	238	37	121	72	596	287
2013	276	90	81	81	645	290
2014	233	71	82	70	628	294
2015	218	60	71	70	633	299

Кількість померлих від злоякісних новоутворень у трахеї, бронхах, легенях у 2011-2015 роках у Рівненській області подана в таблиці 4.15.

Кількість померлих від злоякісних новоутворень у трахеї, бронхах, легенях у 2011-2015 роках у Рівненській області

Роки	Кількість померлих у звітному році		Роки	Кількість померлих у звітному році	
	Чол.	Жін.		Чол.	Жін.
2011	198	24	2014	159	36
2012	192	26	2015	185	23
2013	198	31			

В останні роки було проведено кілька узагальнювальних досліджень впливу радону на здоров'я населення, наприклад, [141, 142]. Із них найбільш дискусійними є висновки двох робіт [143, 144], які встановили залежність між рівнями радону й захворюваністю на лейкемію у дітей. Цей факт викликав особливе занепокоєння гігієністів, оскільки добре відомо, що дитячий організм має багато біологічних особливостей, у результаті яких його реакція на дію іонізуючого випромінювання виражена сильніше, ніж у дорослих [145].

4.3. Моделі ризиків захворюваності на рак легенів, спричинені радоном

У сучасному науковому співтоваристві прийнято розрізняти наступні категорії радіологічного ризику захворювання на рак легенів:

- **абсолютний ризик (AR, англ.: absolute risk)** – імовірність виникнення раку легенів протягом життя або протягом заданого інтервалу часу;
- **відносний ризик (RR, англ.: relative risk)** – відношення абсолютного ризику виникнення онкологічного захворювання (рак легенів) в опроміненій популяції до ризику для подібної неопроміненої популяції;
- **додатковий відносний ризик (R, англ.: excess relative risk)** – відносний ризик мінус одиниця.

Існують дві основні моделі екстраполяції ризику:

- **модель абсолютного ризику (адитивна);**
- **модель відносного ризику (мультиплікативна).**

Згідно з першою моделлю, додаткова частота виникнення радіаційно-індукованого раку не залежить від базової (спонтанної) частоти захворювання. У простій адитивній моделі величина $h(t, t_0, H)$ з рівняння (1.30) постійна для $t > t_0 + \tau$ і має вигляд:

$$h(t, t_0, H) = \begin{cases} 0, & t \leq t_0 + \tau \\ K_{t_0, H}, & t \geq t_0 + \tau, \end{cases} \quad (4.1)$$

де τ – латентний період.

Відповідно до другої моделі, опромінення викликає збільшення ймовірності захворювання, пропорційне частоті спонтанного виникнення онкологічних захворювань того чи іншого органу або тканини:

$$h(t, t_0, H) = \begin{cases} 0, & t \leq t_0 + \tau \\ C_{t_0, H} \cdot \lambda_0, & t \geq t_0 + \tau, \end{cases} \quad (4.2)$$

Уважається, що для раку легенів найбільш прийнятною є мультиплікативна модель екстраполяції радіаційних ризиків.

Також сьогодні вважається доведеним, що:

- виникнення раку легенів є основним і на цей момент єдиним достовірно доведеним ефектом впливу інгаляційного надходження ДПР радону в організм людини;
- Імовірність виникнення радіаційно-індукованого раку легенів пропорційна вік-специфічній частоті спонтанного виникнення раку, тобто для опису ймовірності виникнення цього захворювання найкраще підходить мультиплікативна модель ризику, згідно з якою опромінення викликає збільшення ймовірності захворювання, і це збільшення пропорційне базовій частоті;
- коефіцієнт додаткового відносного ризику виникнення раку легенів пропорційний кумулятивній експозиції, отриманій гірниками в процесі роботи (рис. 4.3);
- загальну оцінку ризиків захворювання на рак легенів можна проводити за однаковими методиками як для шахтарів, так і для випадків виникнення захворювання в житлових приміщеннях за рахунок побутового радону, дещо змінюючи лише коефіцієнти.

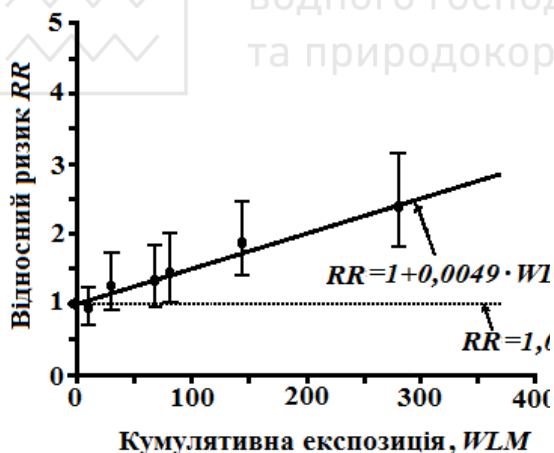



Рис. 4.3. Залежність відносного ризику виникнення раку легенів від кумулятивної експозиції, отримана на підставі комбінованих даних по одинадцяти когортах шахтарів [128]

Метою наших досліджень було визначення ризиків онкологічних захворювань населення міста Рівного від опромінення радоном та його ДПР за рахунок інгаляційного надходження в легені в житлових будинках, офісах, місцях роботи, дитсадках, школах тощо, оскільки Міжнародним агентством із дослідження раку радон віднесено до канцерогенів I класу [146].

На сьогодні для розрахунку ризиків онкологічних захворювань населення від

опромінення радоном та його ДПП застосовуються різноманітні моделі. Історично першою була модель «Вісмут», розроблена за результатами експериментальних досліджень, проведених з 1946 по 1990 роки на когорті з 59 001 осіб. Всі досліджувані робітники були робітниками уранових копалень компанії «Вісмут» у НДР. Серед них було зареєстровано 2388 випадків смерті від раку легенів.

Однією з особливостей застосування діючих сьогодні моделей оцінки радіаційного ризику за опромінення радоном і його ДПП є те, що коефіцієнти ризику моделей нормовані на експозицію в одиницях WLM . Потужність експозиції P за рахунок впливу радону та його ДПП (в одиницях WLM/pik) відповідно для населення ($P^{(n)}$) і гірників ($P^{(g)}$) розраховується за формулами:



Национальний університет водного господарства та природокористування

$$\begin{cases} P^{(n)} = k \cdot OA, \\ P^{(g)} = 1,59 \cdot 10^{-6} \cdot N_{pc} \cdot N_{pm} \cdot OA, \end{cases} \quad (4.3)$$

де $k = 0,014 \cdot F \cdot \sigma$, σ – відносний час перебування людини в будинку (нормативні документи МКРЗ пропонують $\sigma_{CША} = 0,7$), F – коефіцієнт рівноваги між радоном і продуктами його розпаду (нормативні документи МКРЗ пропонують $F_{CША} = 0,4$), N_{pc} – кількість робочих днів у місяці, N_{pm} – кількість робочих місяців для гірників у конкретному регіоні країни або в країні в цілому, OA – об’ємна активність радону в приміщенні або шахті в Bk/m^3 .

Модель постійного відносного ризику. Для такої моделі основним є припущення про те, що коефіцієнт додаткового відносного ризику R у віці t – $K_{ERR}(t)$ з рівняння 1.40 залежить тільки від потужності експозиції за ДПП радону, отриманої у віці t_e , $P_{WLM}(t_e)$, і не залежить від інших факторів:

$$K_{ERR}(t) = 0,0083 \cdot P_{WLM}(t_e), \text{ для } t \geq t_e + \tau, \quad (4.4)$$

де τ – латентний період, що становить 5 років.

Коефіцієнт додаткового відносного ризику, зумовлений кумулятивною експозицією ДПП радону за весь період життя або за певний період (виробнича діяльність), розраховується за формулою:

$$K_{ERR}(t) = 0,0083 \cdot \sum_{t_e=0}^{t-\tau} P_{WLM}(t_e). \quad (4.5)$$

Модель GSF (модель Якобі). На відміну від моделі постійного відносного ризику, у моделі GSF ураховується, що коефіцієнт K_{ERR} залежить від часу, що пройшов із моменту впливу ДПП радону $\varphi(t-t_e)$ і віку на момент опромінення $s(t_e)$. Для одноразової дії ДПП

радону у віці t_e з потужністю експозиції $P_{WLM}(t_e)$:

$$K_{ERR}(t, t_e) = P_{WLM}(t_e) \cdot s(t_e) \cdot \varphi(t - t_e), \quad (4.6)$$

де $s(t_e)$ – коефіцієнт пропорційності, що враховує канцерогенну сприйнятливість легенів, яка зменшується зі збільшенням віку людини, що опромінюється, функція $\varphi(t - t_e)$ характеризує розподіл відносної латентності і нормована на одиницю в максимумі. Наступним за цим максимумом передбачається зменшення додаткової відносної частоти захворювань із періодом дворазового зменшення, що дорівнює 10 років.

Для коефіцієнта $s(t_e)$ пропонуються наступні значення, подані в таблиці 4.16.

Таблиця 4.16

Значення коефіцієнта $s(t_e)$ для моделі GSF (Якобі)

t_e , вік в роках	$s(t_e)$	t_e , вік в роках	$s(t_e)$
$t_e < 25$	0,036	$40 \leq t_e < 45$	0,027
$25 \leq t_e < 30$	0,032	$45 \leq t_e < 50$	0,0255
$30 \leq t_e < 35$	0,030	$50 \leq t_e < 55$	0,024
$35 \leq t_e < 40$	0,0285	$t_e \geq 55$	0,018

Для функції $\varphi(t - t_e)$ пропонуються наступні залежності, подані в таблиці 4.17.

Таблиця 4.17

Вид функції $\varphi(t - t_e)$ для моделі GSF (Якобі)

$t - t_e$, роки	$\varphi(t - t_e)$	$t - t_e$, роки	$\varphi(t - t_e)$
≤ 4	0	> 8 , але ≤ 12	1
> 4 , але ≤ 8	$0,25 \cdot (t - t_e - 4)$	> 12	$\exp\left(-\frac{\ln 2 \cdot (t - t_e - 4)}{10}\right)$

Коефіцієнт додаткового відносного ризику, зумовлений кумулятивною експозицією ДПР радону за весь період, починаючи з початку життя, розраховується за формулою:

$$K_{ERR}(t) = \int_0^{t-\tau} K_{ERR}(t, t_e) \cdot dt_e \approx \sum_{t_e=0}^{t-\tau} K_{ERR}(t, t_e). \quad (4.7)$$

Моделі BEIR. У 1988 році була запропонована методика використання моделі ризику **BEIR-IV** на основі статистичного аналізу результатів епідеміологічних досліджень впливу радону на чотири когорти шахтарів. У цій моделі коефіцієнт додаткового відносного ризику

раку легенів K_{ERR} у віці t залежить від опромінення *ДПП* радону в минулому:

$$K_{ERR}(t) = 0,025 \cdot \gamma(t) \cdot \left(P_{WLM,1} + \frac{1}{2} P_{WLM,2} \right), \quad (4.8)$$

де $\gamma(t)$ є віковим індивідуальним коефіцієнтом підгонки до коефіцієнту додаткового відносного ризику, а саме:

$$\begin{cases} \gamma(t) = 1,2 \text{ при } t \leq 55 \text{ років;} \\ \gamma(t) = 1,0 \text{ при } 55 \leq t \leq 65 \text{ років;} \\ \gamma(t) = 0,4 \text{ при } t \geq 65 \text{ років,} \end{cases} \quad (4.9)$$

$P_{WLM,1}$ – експозиція, отримана людиною за час від $(t-15)$ років до часу $(t-5)$ років, $P_{WLM,2}$ – експозиція, отримана людиною до часу $(t-15)$ років. Отже, модель BEIR - IV враховує

зменшення K_{ERR} з віком людини і не залежить від останніх 5 років.

В екстраполяції оцінок ризику від експозицій *ДПП*, отриманих у шахтах, до експозицій, отриманих у будинках, розробники моделі припустили, що ризик пропорційний дозі, отриманій клітинами-мішенями, що вистилають дихальні шляхи легенів. Отже, для того, щоб оцінити ризик від експозицій, отриманих у житлі, праву частину рівняння (4.8) треба помножити на деякий коефіцієнт K , який залежить від багатьох параметрів, що можуть відрізнятися для шахт і будинків. До них відносяться частота дихання людини, розташування клітин-мішеней у легенях, товщина слизової, розподіл частинок аерозолів, на які осідають *ДПП* радону за розмірами, відносні концентрації *ДПП* радону тощо. Комітет BEIR дійшов висновку, що K має бути досить близьким до 1, і рекомендував рівняння (4.8) застосовувати для випадку експозиції радону в житлових приміщеннях. У 1991 році після глибшого дослідження цього питання було прийнято рішення, що найкращою оцінкою для K буде значення 0,7. Тому було прийнято наступну формулу для визначення коефіцієнту додаткового відносного ризику раку легенів K_{ERR} від експозиції радону в житлі (EPA, 1992):

$$K_{ERR}(t) = 0,00175 \cdot \gamma(t) \cdot \left(P_{WLM,1} + \frac{1}{2} P_{WLM,2} \right). \quad (4.10)$$

У 1999 році Національною Академією наук США було запропоновано модель ризику **BEIR-VI** [147] після дослідження 11 когорт шахтарів у загальній кількості 60606 осіб. Ця модель є однією з найсучасніших і враховує максимальну кількість факторів, які впливають на процеси виникнення радіаційно-індукованого раку легенів. До таких факторів належать:

- час, що минув із моменту опромінення *ДПП* радону;
- вік на момент оцінки ризику;
- факт паління тютюну;
- рівень *ЕРОА* радону, за якої була сформована отримана експозиція за *ДПП* радону.

Можна виділити дві основні відмінності моделі BEIR-VI від розглянутих раніше моделей:

- 1). модель BEIR-VI використовує різні значення додаткового відносного ризику для курців і тих, хто не палить, (так звану субмультиплікативну взаємодію факторів куріння і опромінення ДПП радону);
- 2). модель BEIR-VI прогнозує зменшення відносного ризику на одиницю експозиції зі збільшенням потужності еквівалентної дози на легеневу тканину (збільшенні EPOA радону в процесі опромінення).

У розрахунках ризику для населення США за моделлю BEIR - VI використовувалися наступні значення F і σ : $F = 0,4$; $\sigma = 0,7$.

Залежно від вихідних параметрів, ця модель має два варіанти:

- **Варіант 1** – відносний ризик залежить від часу, що пройшов із моменту опромінення, експозиції, досягнутого віку і тривалості опромінення.
- **Варіант 2** – відносний ризик залежить від часу, що пройшов із моменту опромінення, експозиції, досягнутого віку й рівня EPOA радону в приміщенні в процесі опромінення.

Загальний вигляд функції $K_{ERR}(t)$ в цій моделі пропонується у вигляді:

$$K_{ERR}(t) = \beta(P_{5-14} + \theta_{15-24} \cdot P_{15-24} + \theta_{25+} \cdot P_{25+}) \cdot \varphi_{age} \gamma_Z, \quad (4.11)$$

де β – основний параметр залежності «експозиція – відповідь» («ризик-коефіцієнт»), P_{5-14} , P_{15-24} , P_{25+} – вікна експозиції, які визначають кумулятивну експозицію радону і його ДПП, отриману в інтервалах часу від (5 – 14) років до часу t , від (15 – 24) років до часу t і від 25 років і більше до часу t , для якого проводиться оцінка ризику; θ_{15-24} , θ_{25+} – коефіцієнти, що визначають відносний внесок у ризик виникнення раку легенів від експозицій, отриманих у зазначені інтервали часу до віку t ; параметр φ_{age} визначає залежність канцерогенної сприйнятливості тканини легенів від досягнутого віку; параметр γ_Z залежить або від тривалості опромінення (в роках) або від рівня EPOA радону, за якого формувалася отримана експозиція (таблиця 4.18).

У модель BEIR-VI також закладено наявність п'ятирічного латентного періоду в розвитку раку легенів, тому експозиція, отримана за останні 5 років до віку t , у виразі (4.11) не враховується.

Деяким недоліком цієї моделі можна вважати врахування фіксованої частки курців незалежно від країни (58% – чоловіків і 42% – жінок).

Значення параметрів для моделі BEIR VI [147]

Варіант 1		Варіант 2	
$\beta \times 100 (WLM)^{-1}$	0,50* ; 1,1; (0,55)	$\beta \times 100 (WLM)^{-1}$	6,9* ; 15,3 (7,68)
θ_{15-24}	0,72	θ_{15-24}	0,78
θ_{25+}	0,44	θ_{25+}	0,51
$\varphi_{\leq 55}$	1,00	$\varphi_{\leq 55}$	1,00
φ_{55-64}	0,52	φ_{55-64}	0,57
φ_{65-74}	0,28	φ_{65-74}	0,29
φ_{75+}	0,13	φ_{75+}	0,09
$\gamma_{\leq 5}$	1,00	$\gamma_{\leq 0,5}$	1,00
γ_{5-14}	2,78	$\gamma_{0,5-1}$	0,49
γ_{15-24}	4,42	γ_{1-3}	0,37
γ_{25-34}	6,62	γ_{3-5}	0,32
γ_{35+}	10,2	γ_{5-15}	0,17
		γ_{15+}	0,11

* – перше значення наведено для когорти курців, друге – для тих, хто не палить; у дужках дані значення для комбінованої когорти.

EPA-2003. У 2003 р. Агентство з охорони навколишнього середовища США (Environmental Protection Agency) випустило вже другий за числом документ із практичного розрахунку коефіцієнту додаткового відносного ризику раку легенів від опромінення населення радоном і його ДПР у житлових будинках [148, 149], який базується на моделі BEIR-VI.

Модель EPA-2003 визначає $K_{ERR}(t)$ як лінійну функцію від експозиції радону і його ДПР. Ризик визначається як мультиплікативний та безпороговий. У цій моделі K_{ERR} залежить від рівня EPOA радону в повітрі, за якого формувалася отримана експозиція; часу, що пройшов із моменту опромінення; досягнутого віку, для якого проводиться оцінка ризику. Крім того, у моделі враховується так звана субмультиплікативна взаємодія факторів куріння та опромінення радоном і його ДПР.

Загальний вигляд функції $K_{ERR}(t)$ в цій моделі пропонується у вигляді (4.12).

Важливим доповненням у моделі EPA-2003 є перехід від фіксованої частки курців,

прийнятої в BEIR VI, до більш детального вікового розподілу. При цьому модель ЕРА-2003 використовує коефіцієнти, що відповідають за субмультиплікативну взаємодію факторів паління і опромінення радоном і його ДПП:

$$\begin{cases} K_{ERR}^{ns} = 2 \cdot K_{ERR}, \text{ для людей, що не палять,} \\ K_{ERR}^{es} = 0,9 \cdot K_{ERR}, \text{ для курців.} \end{cases} \quad (4.12)$$

Із (4.12) можна зробити парадоксальний висновок, що коефіцієнт додаткового відносного ризику для людей, що не палять, більш ніж у 2 рази вищий, ніж для курців. Але абсолютний ризик усе ж набагато вищий для курців, оскільки рівні спонтанної захворюваності на рак легенів серед них приблизно в 14 (для чоловіків) і 12 (для жінок) разів вищі, ніж серед людей, що не палять.

Радон-2013. Методика розроблена в Російській Федерації [150]. Автори визначають її як нову поліпшену версію моделі «залежність – доза-ефект (ЗДЕ)» з урахуванням нових даних, що стосуються оцінки впливу радону на здоров'я людини і нових методичних розробок.

Вона охоплює:

- метод оцінки експозиційних доз впливу радону;
- удосконалену модель ЗДЕ;
- власне методу оцінки ризику.

Для Росії в цій моделі з урахуванням відмінностей у кліматичних умовах, конструкції і експлуатації житлових будинків, а також у способі життя рекомендується використовувати наступні значення: $F_{p\phi} = 0,5$; $\sigma_{p\phi} = 0,8$. За середньорічної OA радону в житловому приміщенні 100 Бк/м^3 (норматив для будинків, які споруджуються), потужність експозиційної дози для людини, яка постійно в ньому проживає, становить $P^{(h)} = 0,56 \text{ WLM/рік}$.

Формули розрахунку потужності експозиції для населення (h) і гірників (z) у цій моделі автори пропонують визначати за допомогою одиниць $POD/рік$:

$$\begin{cases} P^{(h)} = k \cdot OA, \\ P^{(z)} = 3,6 \cdot 10^{-6} \cdot N_{pч} \cdot N_{pм} \cdot OA, \end{cases} \quad (4.13)$$

де $k = 0,0316 \cdot F \cdot \sigma$.

Згідно з (4.5) та (4.13) можна визначити значення коефіцієнтів $k_1 = 0,014 \cdot F_{CША} \cdot \sigma_{CША}$ і $k_2 = 0,014 \cdot F_{p\phi} \cdot \sigma_{p\phi}$ в одиницях $WLM/рік$ та значення коефіцієнтів $k_3 = 0,0316 \cdot F_{CША} \cdot \sigma_{CША}$ і

$k_4 = 0,0316 \cdot F_{p\phi} \cdot \sigma_{p\phi}$ в одиницях $POD/рік$:

$$k_1 = 0,014 \cdot F_{CША} \cdot \sigma_{CША} = 0,014 \cdot 0,4 \cdot 0,7 = 0,00392,$$

$$k_2 = 0,014 \cdot F_{P\Phi} \cdot \sigma_{P\Phi} = 0,014 \cdot 0,5 \cdot 0,8 = 0,0056,$$

$$k_3 = 0,0316 \cdot F_{CIII} \cdot \sigma_{CIII} = 0,0316 \cdot 0,4 \cdot 0,7 = 0,008848,$$

$$k_4 = 0,0316 \cdot F_{P\Phi} \cdot \sigma_{P\Phi} = 0,0316 \cdot 0,5 \cdot 0,8 = 0,01264.$$

В основі моделі **Радон-2013** лежить формула (1.40) для ЗДЕ, що встановлює зв'язок ефекту впливу радону і разової (короткочасної) експозиції P :

$$\lambda_r(s, e, t, P) = \lambda_0(s, t) \cdot K_{ERR}(e, t, P), \quad (4.14)$$

де $\lambda_r(s, e, t, P)$ – частота виникнення радіаційно-індукованого раку легенів, $\lambda_0(s, t)$ – коефіцієнт базової вік-специфічної захворюваності, $K_{ERR}(e, t, P)$ – коефіцієнт додаткового відносного ризику, s – параметр, що визначає стать, e – час експозиції, t – час виявлення ефекту від опромінення дозою P .

Тут

$$K_{ERR}(e, t, P) = \alpha(e, t) \cdot P. \quad (4.15)$$

Значення функції $\alpha(e, t)$ визначається трьома параметрами, як і в моделях BEIR VI та «Вісмут»:

$$\alpha(e, t) = \beta \cdot \theta(t - e) \cdot \varphi(t). \quad (4.16)$$

Автори пропонують у моделі **Радон-2013** уважати коефіцієнти ризику K_{ERR} однаковими для чоловіків і жінок.

Для тривалої в часі експозиції залежність K_{ERR} від P стає нелінійною, і в моделі пропонується визначення K_{ERR} проводити за формулою:

$$K_{ERR}(e, t, P) = e^{\beta \cdot \varphi(t) \cdot \int_e^t \theta(t-e') \cdot P(e') de'} - 1. \quad (4.17)$$

За відносно малих рівнів впливу, коли значення функції K_{ERR} стає значно меншим одиниці, експонентну функцію у формулі (4.17) можна розкласти до нульового і першого члена, отримавши наближений вираз для K_{ERR} :

$$K_{ERR}(e, t, P) \approx \beta \cdot \varphi(t) \cdot \int_e^t \theta(t-e') \cdot P(e') de'. \quad (4.18)$$

У моделі BEIR-VI фактично використовується це наближення. Однак за відносно високих експозицій і (або) накопичених доз це наближення може давати суттєву помилку.

На відміну від моделі BEIR-VI, де параметри $\theta(x)$ і $\varphi(x)$ задаються таблично (таблиця 4.18), у моделі **Радон-2013** для них запропоновано використовувати згладжувальну функцію

$$F(x) = \frac{A}{1 + B \cdot e^{Cx}} + D, \quad (4.19)$$

де параметри A, B, C і D беруться з таблиці 4.19.

Таблиця 4.19

Коефіцієнти згладженої залежності (4.19)

Параметри моделі	Область визначення	A	B	C	D
$\theta(x)$, ($x \equiv a - e - 20$, роки)	$x \leq 0$	1,5	0,0021	-0,53	0
	$x > 0$	0,82	0,000041	1,43	0,71
$\varphi(x)$, ($x \equiv a$, роки)	$x > 0$	0,74	0,00654	0,077	0,35

Згладжені залежності

$\theta(x)$ і $\varphi(x)$ подані на рис.

4.4. Національний університет водного господарства та природокористування

Із рис. 4.4б видно, що параметр θ не має обривного мінімального латентного періоду (МЛП) 5 років, як у моделі BEIR-VI. В околиці точки $t = 5$ параметр θ плавно, але швидко зменшується до нуля.

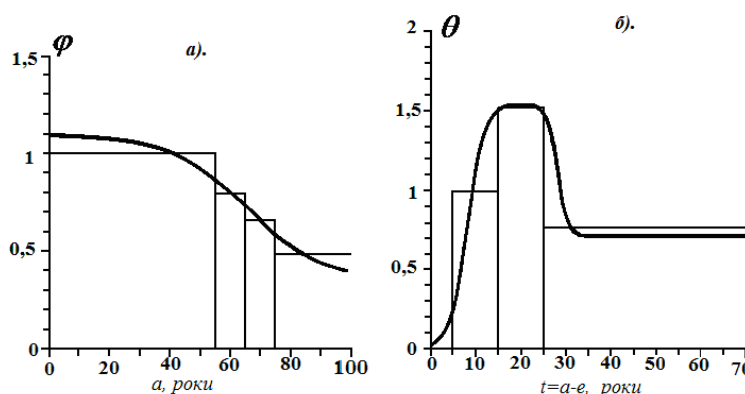


Рис. 4.4. Згладжені залежності $\varphi(x)$ і $\theta(x)$ (стовпцями показані залежності, які використовуються в інших моделях)

Для узгодження з іншими моделями у цій моделі запропоновано використовувати коефіцієнт $\beta = 0,01/WLM$ з надійністю 0,95 і довірчим інтервалом (0,005 – 0,015).

Розрахунки ризиків, які базуються на отриманих у роботі експериментальних даних ми будемо проводити, користуючись моделями **постійного відносного ризику, Якобі, BEIR-IV та BEIR-VI** у двох варіантах.

4.4. Розрахунок параметрів ризику захворюваності на рак легенів за рахунок радону та його ДПР в м. Рівне

Розрахунок потужності експозиції P . Згідно з [150, 151], середньорічну потужність експозиції P можна визначити за відомими середньорічними значеннями $EPOA_{cp}$ та OA_{cp} за формулою:

$$P^{(H)} \left(\frac{WLM}{\text{рік}} \right) = \frac{EPOA_{cp} \left(\frac{Bк}{M^3} \right) \cdot T(zod)}{170 \cdot 3700}. \quad (4.20)$$

Тоді для річної експозиції

$$P^{(n)}\left(\frac{WLM}{рік}\right) = \frac{EPOA_{cp}\left(\frac{Бк}{м^3}\right) \cdot 24 \cdot 365}{170 \cdot 3700} =$$

$$= 0,0139 \cdot F_{PФ} \cdot OA_{cp}\left(\frac{Бк}{м^3}\right) = 0,00696 \cdot OA_{cp}\left(\frac{Бк}{м^3}\right). \quad (4.21)$$

Ми скористалися в (4.21) значенням $F_{PФ}$, оскільки вважаємо, що кліматичні умови Рівненщини близькі до кліматичних умов південних та центральних областей Росії.

Розрахуємо потужність експозиції ДПП радону, яку отримує населення м. Рівне в одиницях $WLM/рік$ та $РОД/рік$ за допомогою (4.13) та (4.21). Скористаємось значеннями

F та σ , прийнятими в США та РФ.

Таблиця 4.20

Значення потужності експозиції $P^{(n)}$ для реперних значень OA в $(Бк/м^3)$ у досліджуваних приміщеннях м. Рівне

	$OA_{em} = 200$	$OA_{cp} = 262,5$	$OA_{вим} = 1000$	$OA_{max} = 1420$
$P_{США}\left(\frac{WLM}{рік}\right)$	0,784	1,029	3,92	5,566
$P_{РФ}\left(\frac{WLM}{рік}\right)$	1,12	1,47	5,6	7,952
$P_{РФ}\left(\frac{WLM}{рік}\right)^*$	1,392	1,827	6,96	9,88
$P_{США}\left(\frac{РОД}{рік}\right)$	1,772	2,326	8,86	12,58
$P_{РФ}\left(\frac{РОД}{рік}\right)$	2,528	3,318	12,64	17,95

* – розраховано за формулою (4.21)

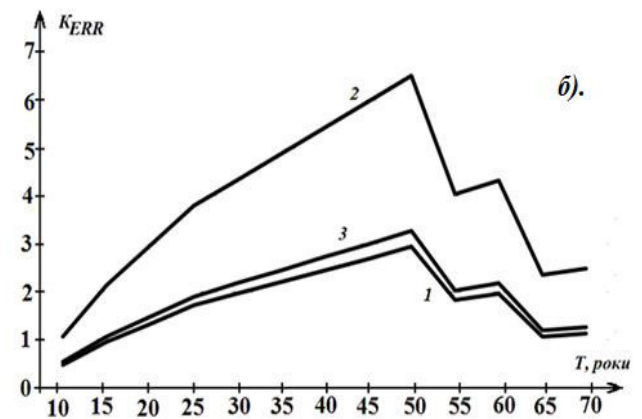
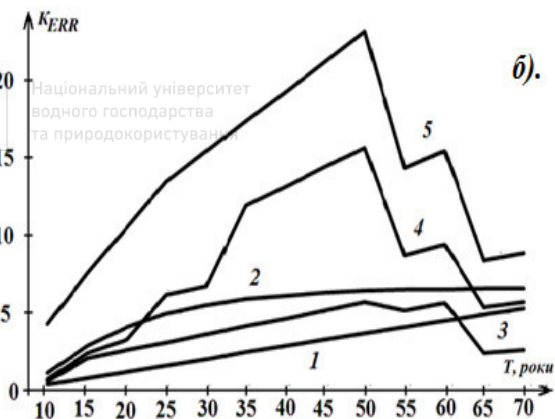
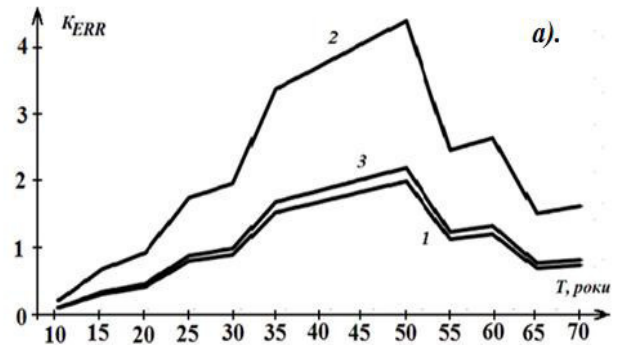
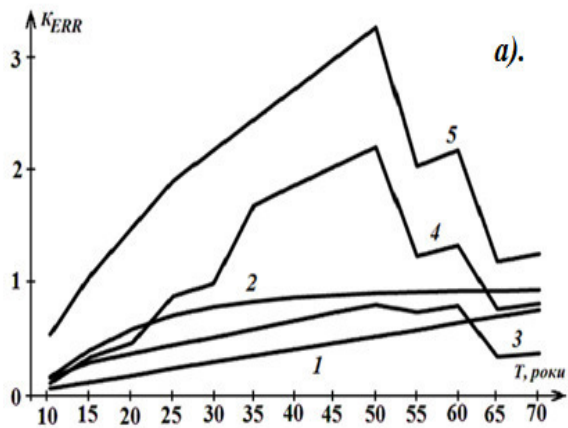
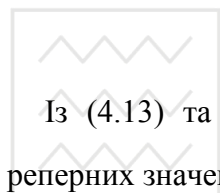


Рис. 4.5. Залежність коефіцієнта додаткового відносного ризику K_{ERR} від віку мешканця м. Рівного, який проживає на першому поверсі будинку з OA радону рівною: а) $200 \text{ Бк}/\text{м}^3$; б) $1420 \text{ Бк}/\text{м}^3$; і експозиції, обчислені за

Рис. 4.6. Залежність коефіцієнта додаткового відносного ризику K_{ERR} від віку мешканця м. Рівного, який проживає на першому поверсі будинку з OA радону рівною $200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ і експозиції, обчислені за формулою 4.21 моделі: а) BEIR-VI-I; і б) BEIR-VI-II для: 1 – курців, 2 – тих, хто не палить, 3 – усього населення



Національний університет

водного господарства та природокористування

Із (4.13) та (4.21), враховуючи, що $k_{\text{США}} = 0,00392$ та $k_{\text{РФ}} = 0,02215$, отримаємо для реперних значень OA наступні значення (таблиця 4.20):

Розрахунок коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$. Будемо вважати, що людина проживає в досліджуваних приміщеннях м. Рівне t років. Тоді, скориставшись формулами для моделей ризику, можна визначити значення коефіцієнту додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ захворюваності на рак легенів. Зокрема, для **моделі постійного відносного ризику** за формулою (4.5) і значеннями таблиці 4.20, отримаємо значення $K_{ERR}(t)$ захворюваності на рак легенів (таблиця К1 додатка К).

Скориставшись формулами (4.6) та (4.7) **моделі Якобі**, таблицями 4.16 та 4.17 і значеннями таблиці 4.20, отримаємо значення коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ для жителів Рівного (таблиця К2 додатка К).

Подібним чином, скориставшись формулами (4.8) та (4.9) моделі **BEIR-IV** і значеннями таблиці 4.20, отримаємо значення коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ для жителів Рівного (таблиця К3 додатка К).

Скориставшись формулою 4.11 моделі **BEIR-VI** і значеннями таблиць 4.18 та 4.20, отримаємо значення коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ для жителів Рівного у двох варіантах (таблиці К4-К9 додатка К).

На рисунках 4.5 та 4.6 подані залежності коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ від віку мешканця м. Рівного, який проживає на першому поверсі будинку, з OA радону рівною 200 та 1420 $Bк/м^3$ і експозиції, обчисленої за формулою 4.21, залежно від вибраних моделей. Зрозуміло, що для значень інших реперних точок OA значення $K_{ERR}(t)$ знаходяться в діапазоні між $K_{ERR}^{200}(t)$ і $K_{ERR}^{1420}(t)$. Розрахунок коефіцієнта $K_{ERR}(t)$ за моделлю **Радон-2013** уносить лише декілька відсотків відмінності в порівнянні з моделлю **BEIR-VI-I**, тому ці значення не подаємо у відповідних таблицях.

Порівняємо значення $K_{ERR}(64)$, отримані в [151] за $OA_{cp} = 37,5 Bк/м^3$ і в наших дослідженнях за $OA_{зем} = 200 Bк/м^3$ (таблиця 4.21).

Якщо дані таблиці 4.21 привести у відповідній пропорції до однакових значень OA , то й тоді значення K_{ERR} для Рівненської області в середньому будуть більші від значень K_{ERR} для Могильовської області приблизно на 20%.

Таблиця 4.21

Значення K_{ERR} розраховані за [151] і за даними наших досліджень для віку 64 роки

Джерело	Постійний ризик	Модель Якобі	BEIR VI-I	BEIR VI-II
[151]	0,084	0,093	Курці – 0,34	Курці – 0,55
			Не курці – 0,15	Не курці – 0,24
			Загальна – 0,17	Загальна – 0,28
Наші досл.	0,6932	0,9238	Курці – 1,064	Курці – 1,064
			Не курці – 1,52	Не курці – 2,36
			Загальна – 0,79	Загальна – 1,18

Розрахунок функції дожиття $p_0(t)$. Скористаємося даними Головного управління статистики у Рівненській області [152] (таблиці 4.22 для 2014 року та 4.23 для 2015 року). Значення $p_0(t)$ розрахуємо за формулою (1.35). У цих таблицях імовірність смерті в певному

віці $q(t)$ розраховувалась як частка кількості померлих у певній віковій групі до загальної кількості померлих за рік. Імовірність того, що людина в віці від t до $t+1$ залишиться живою протягом певного року, розраховувалась як $1 - q(t)$.

Розрахунок функції дожиття окремо для чоловіків і жінок $p_{0m}(t)$ та $p_{0f}(t)$ провести складно, оскільки в Рівненській області Управлінням статистики не визначається розподіл померлих окремо за статтю.

Таблиця 4.22

Розподіл померлих Рівненської області за віковими групами в 2014 році

Вікова група, роки	Кількість померлих	Імовірність смерті $q(t)$	Імовірність того, що людина в віці від t до $t+1$ залишиться живою протягом певного року	Імовірність дожиття від народження до віку t , $(p_0(t))$
0-4	176	0,01196	0,98804	0,98804
5-9	18	0,00122	0,99878	0,98683
10-14	20	0,00136	0,99864	0,98549
15-19	50	0,00340	0,99660	0,98210
20-24	93	0,00632	0,99368	0,97593
25-29	161	0,01094	0,98906	0,96526
30-34	237	0,01611	0,98389	0,94971
35-39	276	0,01876	0,98124	0,93189
40-44	341	0,02318	0,97682	0,91030
45-49	477	0,03242	0,96758	0,88078
50-54	743	0,05050	0,94950	0,83630
55-59	1048	0,07122	0,92878	0,77674
60-64	1131	0,07687	0,92313	0,71703
65-69	1119	0,07605	0,92395	0,66250
70 і старші	8822	0,59957	0,40043	0,26528
Усього	14714	1	0	0

Розподіл померлих Рівненської області за віковими групами в 2015 році

Вікова група, роки	Кількість померлих	Імовірність смерті $q(t)$	Імовірність того, що людина в віці від t до $t+1$ залишиться живою протягом певного року	Імовірність дожиття від народження до віку t , $(p_0(t))$
0-4	162	0,01102	0,98898	0,98898
5-9	21	0,00143	0,99857	0,98757
10-14	19	0,00129	0,99871	0,98629
15-19	53	0,00361	0,99639	0,98273
20-24	89	0,00606	0,99394	0,97678
25-29	138	0,00939	0,99061	0,96760
30-34	192	0,01307	0,98693	0,95496
35-39	250	0,01701	0,98299	0,93871
40-44	361	0,02457	0,97543	0,91565
45-49	503	0,03423	0,96577	0,88431
50-54	702	0,04777	0,95223	0,84206
55-59	1003	0,06825	0,93175	0,78459
60-64	1142	0,07771	0,92229	0,72362
65-69	1327	0,09030	0,90970	0,65829
70 і старші	8732	0,59422	0,40578	0,26712
Усього	14695	0	0	0

Будемо вважати, що розподіл померлих у Рівному збігається з тим же розподілом Рівненської області. Тоді отримаємо повну очікувану тривалість життя L_0 (з народження) для значень $p_0(t)$, узявши дані з таблиць 4.22 та 4.23 для 2014 та 2015 років за допомогою рівняння (1.46):

$$L_{0,2014} = 71 \text{ рік}, L_{0,2015} = 71 \text{ рік}.$$


Розрахунок вік-специфічної частоти $\lambda_0(t)$. Розрахуємо вік-специфічну частоту спонтанного виникнення раку легенів $\lambda_0(t)$, характерну для досліджуваної території. На жаль, у медичних статистичних звітах Рівненської області на приводиться статистика

смертності від раку легенів у залежності від віку, можна знайти лише дані про середню смертність за рік $\bar{\lambda}_0(t)$ (таблиця 4.15).

Як робочу гіпотезу можна припустити, що вік-специфічна захворюваність на рак легенів для будь-якого конкретного регіону відповідає вік-специфічній захворюваності $\lambda_0^{ref}(t)$ для так званої «зразкової популяції», наведеної в Публікації 50 МКРЗ [121] (таблиця 4.24), відрізняючись від неї лише постійним множником k :

$$\lambda_0(t) = k\lambda_0^{ref}(t). \quad (4.22)$$

У таблиці 4.24 ми вивели середнє арифметичне значення $\bar{\lambda}_0^{ref}(t)$ з $\lambda_0^{ref}(t)$ для чоловіків і жінок. Числове значення k може бути визначене з наступного виразу [153]:



Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$k = \frac{\bar{\lambda}_{0m,f} \int_0^{\infty} p_{0m,f}(t) dt}{\int_0^{\infty} \bar{\lambda}_{0,m,f}^{ref}(t) p_{0m,f}(t) dt}, \quad (4.23)$$

де $p_{0m,f}(t)$ – імовірність дожиття для чоловіків і жінок Рівненської області.

Таблиця 4.24

Вік-специфічна частота спонтанного виникнення раку легенів $\lambda_0^{ref}(t)$
«зразкової популяції» без впливу радону [121]

Вік, роки	$\lambda_0^{ref}(t) \cdot 10^{-5}$ для чоловіків	$\lambda_0^{ref}(t) \cdot 10^{-5}$ для жінок	$\bar{\lambda}_0^{ref}(t) \cdot 10^{-5}$
30	< 0,1	< 0,1	< 0,1
35	1,2	0,5	0,85
40	4	1,5	2,75
45	12	3,0	7,5
50	30	7,0	18,5
55	60	13	36,5
60	120	20	70
65	200	30	115
70	280	40	160
75	360	50	205
80	400	60	230
85	350	64	207
90	320	67	193,5
95	300	70	185
Різного віку	60	12	36

Якщо не існує достовірних значень $p_{0m,f}(t)$, тоді рівняння (4.23) можна переписати для спільної вибірки чоловіків і жінок у вигляді:

$$k = \frac{(\bar{\lambda}_{0m} + \bar{\lambda}_{0f}) \int_0^{\infty} p_0(t) dt}{\int_0^{\infty} \bar{\lambda}_0^{ref}(t) p_0(t) dt}. \quad (4.24)$$

Розраховуючи за формулою (4.24) та за значеннями таблиць (4.15), (4.22), (4.23), (4.24) знайдемо значення коефіцієнта k : $k_{2014} = 4,83$; $k_{2015} = 5,15$. Слід зазначити, що отримані нами значення k в декілька разів перевищують аналогічні значення, представлені іншими джерелами. Так, наприклад, у [153] розраховано коефіцієнта k для Свердловської області Росії. Для чоловіків цієї області $k = 2,15$ і для жінок – $k = 1,29$. Середнє арифметичне значення $k = 1,72$ приблизно в 3 рази менше від значення k для Рівненської області, що опосередковано говорить про відповідну меншу кількість разів захворювань на рак легенів.

Розрахунок додаткового відносного індивідуального пожиттєвого ризику R .

Розрахунок додаткового відносного ризику (ймовірності) виникнення радіаційно-індукованого опроміненням ДПП раку легенів (R) за внутрішньобудинкової $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ та $1420 \text{ Бк}/\text{м}^3$ залежно від віку і вибраної моделі розраховано за формулою (1.42) за даними 2014 року й представлено в додатку L, таблицях L1 та L2, а для 2015 року – в таблицях L3 та L4. Для досліджуваних років залежність

$R(t)$ має подібний характер (рис. 4.7 для $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ та 4.8 для $OA = 1420 \text{ Бк}/\text{м}^3$). Отримані результати узгоджуються з даними [102], для м. Володимир (Росія), де для $OA = 232,5 \text{ Бк}/\text{м}^3$ в приміщеннях отримано значення R для експозиції 70 років $6,2 \cdot 10^{-2}$ (наші значення для $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ складають для різних моделей від $4,7 \cdot 10^{-2}$ до $11,0 \cdot 10^{-2}$).

Відповідно до міжнародної практики **ризик** вважається дуже малим, якщо ймовірність смерті менша 10^{-6} рік^{-1} .

Ризик прийнятний для персоналу виробництв, пов'язаних із використанням радіаційних матеріалів, якщо ймовірність смерті не вища 10^{-4} рік^{-1} , для населення – 10^{-5} рік^{-1} . **Верхній рівень прийнятного індивідуального ризику** (межа індивідуального ризику) за техногенного опромінення осіб із

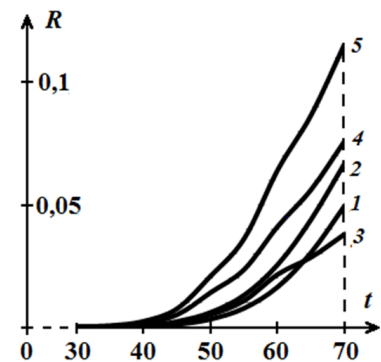


Рис. 4.7. Залежність відносного індивідуального пожиттєвого додаткового ризику R від часу експозиції t при пожиттєвій експозиції радону в будівлі з $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ для моделей: 1 – постійного відносного ризику; 2 – Якобі; 3 – BEIR-IV; 4 – BEIR-VI-I; 5 – BEIR-VI-II

числа відповідного персоналу відповідає ймовірності смерті 10^{-3} рік^{-1} , за опромінення населення – $5 \cdot 10^{-5} \text{ рік}^{-1}$ [153].

Відношення кількості померлих від раку легенів до загальної кількості хворих на цю хворобу, які були на обліку на кінець року, в Рівненській області склало для 2011 року – 0,37; 2012 – 0,37; 2013 – 0,36; 2014 – 0,32; 2015 – 0,33. У середньому за даний період – 0,35. Якщо відповідні дані для ризику смерті поділити на цей коефіцієнт, то отримані результати можна вважати граничними для рівнів прийнятного ризику захворюваності на рак легенів. Із таблиць L1 та L3 додатку L видно, що за постійної експозиції радону в житлі з $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ верхній рівень прийнятного індивідуального ризику (межа індивідуального ризику) для жителів Рівного настає приблизно в 35 років.

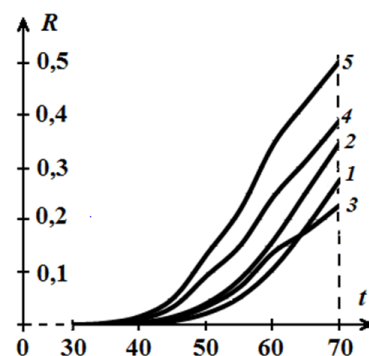


Рис. 4.8. Залежність відносного індивідуального пожиттєвого додаткового ризику R від часу експозиції t при позитивній експозиції радону в будівлі з $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ для моделей: 1 – постійного відносного ризику; 2 – Якобі; 3 – BEIR-IV; 4 – BEIR - VI-I; 5 – BEIR-VI-II

Якщо вважати, що деяка кількість населення м. Рівне проживає все життя в будинках, де $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$, то верхній рівень прийнятного індивідуального ризику настає вже в 20 років (таблиці L2 та L4 додатку L).

Розрахунок очікуваного скорочення тривалості життя. Розрахуємо очікуване скорочення тривалості життя досліджуваної популяції населення м. Рівне, скориставшись значеннями $p_0(t)$ таблиць 4.23 та 4.24 та коефіцієнта $K_{ERR}(t)$ із додатка К за формулою (1.48) для статистичних даних регіону в 2014 та 2015 роках (таблиці 4.25 та 4.26).

Таблиця 4.25

Очікуване скорочення тривалості життя ΔL , населення м. Рівне (в роках) за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015рр.

Рік	Модель ризику				
	Постійний ризик	Якобі	BEIR-IV	BEIR-VI-I	BEIR-VI-II
2014	1,87	2,34	1,24	2,52	3,74
2015	1,92	2,48	1,32	2,66	3,96

Хоча втрата тривалості життя є дещо абстрактною статистичною величиною, яку можна застосовувати лише на рівні популяції, а не окремого індивідуума, все ж ця величина є однією з найважливіших характеристик, що дозволяють оцінити екологічний і соціальний

добробут того або іншого регіону. Додатковою перевагою оцінки очікуваної втрати тривалості життя є можливість переходу від абстрактних чисельних оцінок (імовірності виникнення онкозахворювань, очікуваної кількості захворювань тощо) до оцінок, що дозволяють за певних умов перейти до економічних оцінок збитку здоров'ю через опромінення населення. Зіставлення очікуваної втрати тривалості життя населення від різних факторів ризику як радіаційної, так і нерадіаційної природи дозволяє раціональніше планувати напрямки реабілітаційних дій щодо поліпшення радіаційної та екологічної ситуації в різних регіонах [153].

Якщо не враховувати значення ΔL_r для моделей **постійного пропорційного ризику** та **BEIR-IV** як дещо застарілих, то тоді для інших моделей значення $(\Delta L_r)_{сер}$ визначимо як середнє арифметичне від ΔL_r для різних моделей для двох досліджуваних років:

$$\Delta L_r(200 \text{ Бк/м}^3) = 2,95 \text{ роки} \text{ і } \Delta L_r(1420 \text{ Бк/м}^3) = 12,44 \text{ роки}.$$

Таблиця 4.26

Очікуване скорочення тривалості життя ΔL_r населення м. Рівне (в роках) за експозиції радону з $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015рр.

Рік	Модель ризику				
	Постійний ризик	Якобі	BEIR-IV	BEIR-VI-I	BEIR-VI-II
2014	8,56	10,34	7,00	11,60	14,74
2015	8,89	10,71	7,34	12,04	15,20

Розрахуємо середній вік смерті від радіогенного раку легенів залежно від вибраної моделі ризику та статистичних даних смертності за 2014-15рр. (таблиці 4.27 та 4.28) за формулою (1.49).

Таблиця 4.27

Очікуваний середній вік смерті \bar{a} населення м. Рівне (в роках) від раку легенів, індукованого радоном за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015рр.

Рік	Модель ризику				
	Постійний ризик	Якобі	BEIR-IV	BEIR-VI-I	BEIR-VI-II
2014	65,0	64,4	63,4	63,0	63,0
2015	65,0	64,4	63,4	63,0	63,0

Вплив тютюнопаління на ризик смерті від радіогенного раку легенів унаслідок впливу радону. Ризик захворювання і смерті від впливу радону та його ДДП значною мірою залежить від ставлення людини до паління. Він набагато більший для курців з урахуванням синергічного впливу тютюнопаління. Коефіцієнти відносного ризику K_{ERR} однакові для курців і людей, які не палять. Велика залежність ризику від статусу паління виявиться через повікові коефіцієнти смертності від спонтанного раку легенів $\lambda_0(t)$. Щоб коректно врахувати цю залежність, необхідно в розрахунку ризику використовувати окремо дані про спонтанну смертність від раку легенів для курців і тих, хто не палить [150].

Таблиця 4.28

Очікуваний середній вік смерті \bar{a} населення м. Рівне (в роках) від раку легенів, індукованого радоном за експозиції радону з $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015рр.

Рік	Модель ризику				
	Постійний ризик	Якобі	BEIR-IV	BEIR-VI-I	BEIR-VI-II
2014	64,6	63,8	63,2	62,4	62,1
2015	64,5	63,7	63,1	62,3	61,9

На підставі результатів досліджень, проведених у США на початку 90-х років минулого століття, зроблено висновок про те, що ймовірність смерті від раку легенів в 14 разів вища

для чоловіків-курців, ніж для тих, хто не палить. Для жінок цей показник дорівнює 12.

Дані про поширеність тютюнопаління серед різних статеві-вікових груп населення на регулярній основі в Україні не збираються. Серед пострадянських країн лише в Росії є подібні дані.

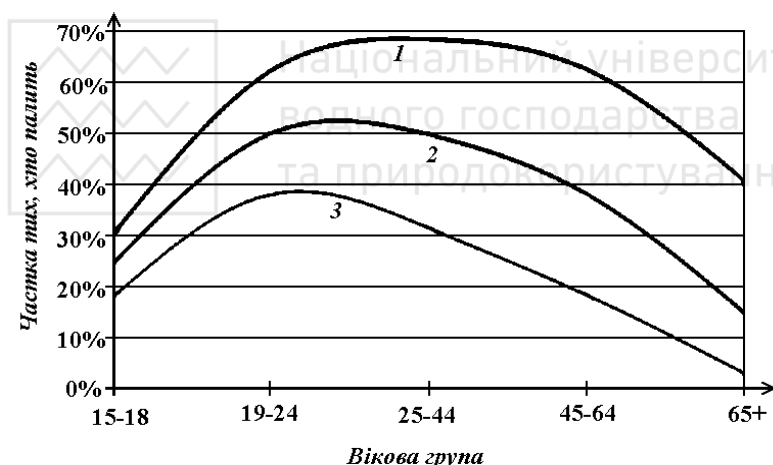


Рис. 4.9. Частка курців в Росії: 1 – чоловіки, 2 – всі курці, 3 – жінки

У 2009 р. Росія провела «Глобальне опитування дорослого населення про вживання тютюну (GATS)» [154], виконавши таким чином вимогу «Рамкової конвенції ВООЗ з боротьби проти тютюну» з метою збору даних для порівняння. За даними опитування GATS, Росія опинилася на першому місці серед країн світу за відсотком населення, яке палить. Поширеність

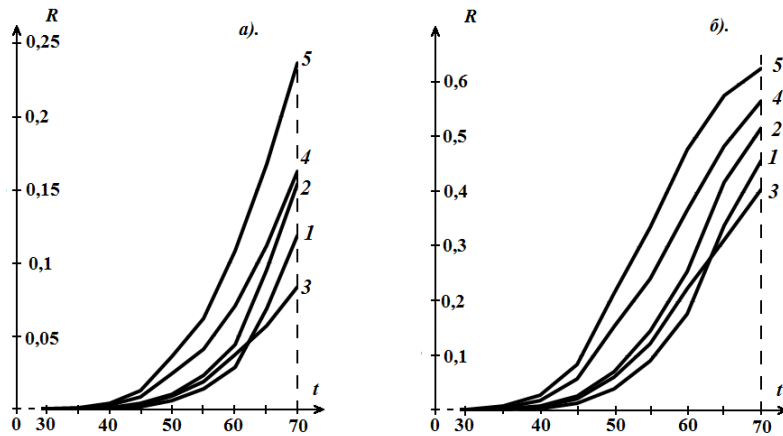


Рис. 4.10. Залежність відносного індивідуального пожиттєвого додаткового ризику R в 2015 році від часу експозиції t для курців за пожиттєвої експозиції радону в будівлі з а) $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ і б) $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ для моделей: 1 –

Постійного відносного ризику; 2 –Якобі; 3 –BEIR-IV; 4 –BEIR-VI-I; 5 –BEIR-VI-II
водного господарства та природокористування

тютюнопаління серед різних статево-вікових груп населення, за даними [131], подана на рис. 4.9.

Фактично на сьогодні результати [154] є єдиним достовірним джерелом інформації з цього питання на пострадянському просторі. Хоча навіть у ньому відсутні відомості про розподіли для конкретних суб'єктів Росії.

Тому для використання в розрахунках даних [131] необхідно зробити наступні припущення:

1. Статевіковий розподіл частки курців м. Рівне збігається з загальноросійським.
2. 100% населення у віці, молодшому 15 років, вважається таким, що не палить.

Визначення вік-специфічної частоти захворюваності на рак легенів курців $\lambda_0^{es}(t)$ проводимо за формулами (1.44) та (1.45) з визначенням значення S із графіка рис. 4.9. Числові значення $\lambda_0^{es}(t)$ подано в таблицях М1 та М2 додатку М.

Значення відносного індивідуального пожиттєвого додаткового ризику R від часу експозиції t для курців за пожиттєвої експозиції радону в будівлі з а) $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ і б) $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ наведені в додатку N та рис. 4.10.

Отримані результати в цілому узгоджуються з [131], де наводяться скоректовані дані з урахуванням випадкових похибок вимірювань OA радону європейським об'єднаним дослідженням «випадок-контроль» у житлі. Отримане в [131] значення додаткового відносного ризику R , склало 17% (довірчий інтервал 95%) на $OA = 100 \text{ Бк/м}^3$ за тривалості життя 70 років. Наші розрахунки R , здійснені за моделлю **BEIR-VI-II** для тривалості життя 70 років і приведені до відповідного значення OA , становлять 12% (додаток N, таблиця N1).

У таблиці 4.29 наведене очікуване скорочення тривалості життя ΔL_r^{es} курців м. Рівне за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015рр.

У таблиці 4.30 наведене **очікуване скорочення тривалості життя ΔL_r^{es} курців м. Рівне** за експозиції радону з $OA = 1420 \text{ Бк}/\text{м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015 рр.

Таблиця 4.29

Очікуване скорочення тривалості життя ΔL_r^{es} курців м. Рівне (в роках) за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015 рр.

Рік	Модель ризику				
	Постійний ризик	Якобі	BEIR-IV	BEIR-VI-I	BEIR-VI-II
2014	3,83	4,79	2,58	4,97	7,03
2015	4,08	5,08	2,76	5,28	7,41

Таблиця 4.30

Очікуване скорочення тривалості життя ΔL_r^{es} курців м. Рівне (в роках) за експозиції радону з $OA = 1420 \text{ Бк}/\text{м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015 рр.

Рік	Модель ризику				
	Постійний ризик	Якобі	BEIR-IV	BEIR-VI-I	BEIR-VI-II
2014	12,87	14,74	11,53	16,46	19,28
2015	13,18	15,05	11,94	16,85	19,65

Наші розрахунки значення $(\Delta L_r^{es})_{сер}$ для моделей **Якобі** та **BEIR-VI** у двох варіантах показують, що середнє арифметичне від ΔL_r^{es} для двох досліджуваних років становлять: $\Delta L_r^{es}(200 \text{ Бк}/\text{м}^3) = 5,76 \text{ років}$ і $\Delta L_r^{es}(1420 \text{ Бк}/\text{м}^3) = 17,01 \text{ ро-ків}$. Ці значення узгоджуються з оцінками Агентства з охорони навколишнього середовища США для населення США (6,1 року для чоловіків, 7 років для жінок, 6,5 року по всій популяції, середній рівень $OA = 57,5 \text{ Бк}/\text{м}^3$) [155]. У роботі [131] не розраховувалося значення ΔL_r^{es} , але за оцінками авторів за такого ж позиттєвого опромінення OA воно становить не менше 6 років.

Розрахунки **очікуваного середнього віку смерті \bar{a}^s курців м. Рівне** від раку легенів, індукованого радоном за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015 рр., дають значення показані в таблиці 4.31.

Очікуваний середній вік смерті \bar{a}^s курців м. Рівне від раку легенів, індукованого радоном за експозиції радону з $OA = 1420 \text{ Бк}/\text{м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015 рр. подано в таблиці 4.32.

Таблиця 4.31

Очікуваний середній вік смерті \bar{a}^s курців м. Рівне (в роках) від раку легенів, індукованого радоном за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015 рр.

Рік	Модель ризику				
	Постійний ризик	Якобі	BEIR-IV	BEIR-VI-I	BEIR-VI-II
2014	65,7	65,1	64,1	63,6	63,5
2015	65,7	65,1	64,1	63,6	63,5

Наші розрахунки **показника очікуваної додаткової смертності (на 100 000 населення) від радон-індукованого раку легенів** для різних моделей ризику залежно від кількості населення в м. Рівне для 2014-2015 рр., уважаючи, що людина живе в середньому 71 рік подані в таблиці 4.33.

Подібним чином ми розраховали цей показник за всіма однаковими параметрами для контингенту курців, які все життя знаходились за експозиції радону $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ (таблиця 4.34).

Таблиця 4.32

Очікуваний середній вік смерті \bar{a}^s населення м. Рівне (в роках) від раку легенів, індукованого радоном за експозиції радону з $OA = 1420 \text{ Бк}/\text{м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015 рр.

Рік	Модель ризику				
	Постійний ризик	Якобі	BEIR-IV	BEIR-VI-I	BEIR-VI-II
2014	64,5	63,5	63,3	62,1	61,3
2015	64,5	63,5	63,3	62,1	61,3

Таблиця 4.33

Показник очікуваної додаткової смертності (у % на 100 000 населення м. Рівне, яке не палить) від радон-індукованого раку легенів за даними 2014-2015 рр. за пожиттєвої експозиції $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$

2014 рік					2015 рік				
Усього населення: 246217					Усього населення: 248300				
ПП	Якобі	BEIR-IV	BEIR-IV-I	BEIR-IV-II	ПП	Якобі	BEIR-IV	BEIR-IV-I	BEIR-IV-II
1,9	2,6	1,5	2,9	4,5	2,0	2,7	1,5	3,1	4,8

Таблиця 4.34



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Показник очікуваної додаткової смертності (у % на 100 000 курців м. Рівне) від радон-індукованого раку легенів за даними 2014-2015 рр. за пожиттєвої експозиції $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$

2014 рік					2015 рік				
Усього населення: 246217					Усього населення: 248300				
ПП	Якобі	BEIR-IV	BEIR-IV-I	BEIR-IV-II	ПП	Якобі	BEIR-IV	BEIR-IV-I	BEIR-IV-II
4,9	6,1	3,4	6,5	9,7	4,8	6,0	3,4	6,4	9,7

Середнє значення цього показника для людей, що не палять, за двома роками за моделями **Якобі**, **BEIR-IV-I** та **BEIR-IV-II** складає – 3,4%, а для курців – 7,4%.

Для порівняння: показник очікуваної додаткової смертності від радон-індукованого раку легенів для жителів м. Санкт-Петербург складає для всього населення 6,9% [131] (розрахунок проводився за моделлю **EPA-2003**). У розрахунках [131] врахована синергічна взаємодія тютюнопаління та інгаляції радону.

Розрахунок загальної кількості померлих у м. Рівному завдяки раку легенів у 2014 та 2015 роках за різними моделями, уважаючи, що померлі все життя знаходилися при експозиції $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ радону і при цьому: а) не палили і б) були курцями з 15 років дають результати подані в таблиці 4.35. Урахуємо, що на 01.01.2015 року в Рівненській області проживало 1160091 чоловік, а в місті Рівному – 246217 осіб [152], що в процентному відношенні становить 21,2%. Будемо вважати таким же відношення померлих від раку легенів жителів Рівного до жителів області. Розрахунки подані в таблиці 4.36.

Таблиця 4.35

Загальна кількість померлих у м. Рівному через рак легенів у 2014 та 2015 роках за розрахунку за різними моделями, вважаючи, що померлі все життя опромінювались при експозиції $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ радону і при цьому не палили

2014 рік					2015 рік				
Всього померлих: 195					Всього померлих: 208				
ПР	Якобі	BEIR-IV	BEIR-IV-I	BEIR-IV-II	ПР	Якобі	BEIR-IV	BEIR-IV-I	BEIR-IV-II
2	2,5	1,5	3	4	2	3	2	3	5

Оцінка популяційного ризику від пожиттєвої інгаляції радону. Це значення розраховано за формулою (1.50) [156] для радон-індукованого раку легенів для різних моделей ризику залежно від середньої тривалості життя населення м. Рівне для 2014-2015 рр., терміну скорочення життя та ризику захворювання на цю хворобу (таблиця 4.37):

Таблиця 4.36

Загальна кількість померлих у м. Рівному через рак легенів у 2014 та 2015 роках за розрахунку за різними моделями, вважаючи, що померлі все життя опромінювались за експозиції $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ радону і при цьому були курцями з 15 років

2014 рік					2015 рік				
Всього померлих: 195					Всього померлих: 208				
ПР	Якобі	BEI R-IV	BEI R-IV-I	BEI R-IV-II	ПР	Якобі	BEIR-IV	BEI R-IV-I	BEI R-IV-II
4,5	5	3	6	8	5	6	3	6	8,5

Таблиця 4.37

Очікуваний популяційний ризик захворювання m_r на рак легенів від пожиттєвої інгаляції радону населення м. Рівне (кількість осіб) на 100000 населення за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015 рр.

Рік	Модель ризику				
	Постійний ризик	Якобі	BEIR-IV	BEIR-VI-I	BEIR-VI-II
2014	64	86	50	98	147
2015	69	92	53	104	160

Середнє значення m_r складає 92 захворювання на 100 тис. населення м. Рівне за розрахунками за різними моделями. Розглянемо дані таблиці 4.14. У середньому в Рівненській області за період із 2011 по 2015 рік уперше виявляли хворих на рак легенів у кількості 264 людини на середню загальну кількість населення за такий період 260030 осіб. Звідси отримаємо середню кількість виявлення щорічних захворювань на 100000 населення області – 102 і міста – 22.

За даними [152], згідно зі структурою житлового фонду м. Рівне на 1 січня 2016 року на перших поверхах будинків проживало близько 57200 чоловік (рахуючи середню кількість жильців одного помешкання – 4). Отже, реальне значення популяційного ризику захворювання m_r на рак легенів від пожиттєвої інгаляції радону населення, що проживає

на перших поверхах будинків м. Рівне, на 100000 населення становить близько 4,5 особи.

Оцінка радіаційного збитку від пожиттєвої інгаляції радону. Ефекти, що вимірюються за допомогою збитку, виражаються кількістю днів гострих захворювань різного типу, кількістю випадків хронічних захворювань і кількістю смертей або втрачених років життя від передчасної смерті. Розрізняють індивідуальний і популяційний збиток здоров'ю.

Індивідуальний радіаційний збиток дорівнює добутку пожиттєвої ймовірності реалізації стохастичного ефекту (радоніндукованого раку легенів) на середню кількість років, які в результаті можуть бути втрачені. Середнє скорочення тривалості періоду повноцінного життя в результаті виникнення стохастичних ефектів опромінення приймається рівним 15 років [102]. Значення індивідуального радіаційного збитку, завданого жителю м. Рівне за пожиттєвої експозиції радону в житлі з $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ і $OA = 1420 \text{ Бк}/\text{м}^3$, наведено в таблицях 4.38 та 4.39.

Таблиця 4.38

Індивідуальний радіаційний збиток населенню м. Рівне (в роках) від раку легенів, індукованого радоном за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015 рр.

Рік	Модель ризику				
	Постійний ризик	Якобі	BEIR-IV	BEIR-VI-I	BEIR-VI-II
2014	0,70	0,95	0,54	1,08	1,65
2015	0,75	1,00	0,57	1,15	1,80

Індивідуальний радіаційний збиток населенню м. Рівне (в роках) від раку легенів, індукованого радоном за експозиції радону з $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику, що базуються на статистичних даних 2014-2015 рр.

Рік	Модель ризику				
	Постійний ризик	Якобі	BEIR-IV	BEIR-VI-I	BEIR-VI-II
2014	3,9	4,95	3,3	5,55	7,35
2015	4,2	5,25	3,45	5,85	7,5

Для стохастичних ефектів **популяційний радіаційний збиток** – очікувана кількість утрачених у результаті опромінення людино-років здорового життя.

Згідно з [102], в області малих доз опроміненню з ефективною колективною дозою 1 люд.-Зв відповідає збиток, рівний втраті 1 люд.-рік повноцінного «колективного» життя опроміненого колективу. Оскільки в місті проживає 57200 осіб на перших поверхах будинків, які в середньому знаходяться під експозицією радону $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$, що відповідає потужності ефективної дози 3,4 мЗв на рік, то цей контингент отримує колективну ефективну дозу 193 люд.-Зв на рік. Таке значення відповідає **популяційному радіаційному збитку 193 люд.-років**.

Кількість будинків, де $EPOA$ перевищує значення НРБУ-97 200 Бк/м^3 , становить 11,56%, що стосовно кількості населення складає 6612 осіб. Сумарно в рік вони отримують колективну ефективну дозу 9,6 люд.-Зв, що еквівалентне **популяційному радіаційному збитку 9,6 люд.-років** одного господарства

Висновки

Результати теоретичної та експериментальної частин дослідження дозволяють сформулювати наступні висновки:

1. Проаналізовано основні фізичні та хімічні властивості ізотопів Радону, способи їх отримання та методики визначення властивостей.

2. На основі наукових даних установлені шляхи надходження радону в атмосферу та повітря приміщень. Визначено, що основними джерелами надходження радону в навколишнє середовище є ґрунт, руда, природний газ, будівельні матеріали та вода, з яких внесок ґрунту формує 90% радонової експозиції.

3. Швидкість надходження радону з ґрунту в будівлі залежить від складу ґрунту та *ОА* радону в ньому, різниці тиску ґрунтового повітря і повітря нижніх приміщень будинку, площі будівлі, що стикається з ґрунтом, герметичності зовнішньої оболонки будівлі.

4. Проаналізовано та оцінено ступінь надходження радону в будівлі різних країн світу. Установлено, що основна потужність ефективної дози за рахунок радонового опромінення припадає на населення наступних країн Європи: Скандинавські країни, Франція, Україна та Росія. Зокрема, у Гельсінках були виявлені приміщення з концентраціями радону, що перевищували 10000 Бк/м^3 . Загальна кількість виявлених квартир у Фінляндії з концентрацією радону 200 і більше Бк/м^3 становить понад 200 тисяч. Близько 0,28% населення Росії, що проживає в Республіці Алтай і Єврейській АО, отримує середні потужності ефективної дози на рівні (8,0 - 9,6) мЗв/рік , у тому числі за рахунок інгаляції радону – (6 - 7,88) мЗв/рік .

5. В Україні середня сумарна індивідуальна ефективна доза опромінення населення від усіх джерел становить близько (6-7) мЗв/рік , 72% якої зумовлені радоном і продуктами його розпаду. За результатами досліджень інституту гігієни та медичної екології ім. А. Н. Марзєєва визначено, що в 19% житлових будинків України концентрації радону перевищують 100 Бк/м^3 , а в 0,3% будинків були зафіксовані концентрації, що перевищують 200 Бк/м^3 . В окремих випадках були зафіксовані концентрації, що перевищують значення 500 Бк/м^3 .

6. У монографії зроблено огляд та проаналізовані методи й прилади визначення *ОА* та густини потоку радону в конкретних середовищах, їх переваги та недоліки. За допомогою приладу «Альфарад Плюс» проведено вимірювання об'ємної активності радону в повітрі приміщень та інших середовищах.

7. За результатами проведених експериментальних досліджень була запропонована математична модель динаміки активності радону в приміщенні. За допомогою цієї моделі вдалось описати добову зміну OA радону в конкретному приміщенні. Доведено, що ця модель може описувати зміну вмісту радону в будь-якому практично ізольованому приміщенні.

8. Отримано нові дані про об'ємну активність та часову динаміку вмісту радону в повітрі 600 підвальних, напівпідвальних приміщень та приміщень перших поверхів будинків м. Рівне.

9. У досліджуваних пробах повітря та води Рівненської області вмісту Радону-220 (Торону) виявлено не було.

10. Установлено, що в приміщеннях других і вище поверхів середнє значення OA радону знаходиться практично на рівні фонові ($6 Bk/m^3$).

11. Оцінені статистичні параметри розподілу значень OA радону в досліджуваних приміщеннях: математичне сподівання; середнє квадратичне відхилення; прогнозоване максимальне значення OA . Показано, що OA радону в повітрі підвальних, напівпідвальних приміщень та перших поверхів будинків описується логнормальним законом розподілу. Середньоарифметичне значення OA по вимірюваних будинках склало $262,5 Bk/m^3$ за стандартного відхилення $194,4 Bk/m^3$, медіанне значення – $200 Bk/m^3$, за геометричного стандартного відхилення – $0,7865$, прогнозоване максимальне значення на основі «правила трьох сигм» становить $1420 Bk/m^3$.

12. Аналіз параметрів розподілу встановив, що рівень $100 Bk/m^3$ за OA в приміщеннях перевищено в 86% випадків, а $200 Bk/m^3$ – 50% випадків, ці ж значення за $EPOA$ (приймаючи за коефіцієнт рівноваги значення $F_{Rn} = 0,4$) перевищено для $100 Bk/m^3$ – в 21%, а для $200 Bk/m^3$ – в 2% приміщень.

13. Отримані статистичні показники дозволили оцінити ймовірність реєстрації значень $EPOA$ понад $200 Bk/m^3$. Для приміщень, розташованих на перших, напівпідвальних і підвальних поверхах будинків м. Рівне, це значення ймовірності становить близько 11,56 %. За питомою вагою виявлених будівель з $EPOA$ радону вище нормативу $100 Bk/m^3$ будинки можна розташувати в наступному порядку: будинки сільського типу, будівлі соціально-побутового призначення, будівлі міського типу (перші поверхи).

14. Середньорічна ефективна доза опромінення, що формується під час вдихання радону і дочірніх продуктів його розпаду населенням, яке проживає на перших поверхах будинків м. Рівного, становить $3,4 мЗв$.

15. У ході проведення комплексного визначення і картографування вмісту радону в природних водних джерелах Здолбунівського району Рівненщини встановлено, що значення OA радону відібраних проб води знаходяться в широких межах порядку величини від 2 Бк/л до $(14 \pm 5) \text{ Бк/л}$.

16. Проведене районування міста Рівного за значеннями густини потоку радону з поверхні ґрунтів. Установлено, що значення $ГПП$ варіюються в широкому діапазоні від $16 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$ до $173 \text{ мБк}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$, яке більш ніж у два рази перевищує будівельні норми.

17. За літературними джерелами визначена історична послідовність фактів, які допомогли пов'язати частоту виникнення захворювань на рак легенів з вмістом радону в повітрі приміщень, де живуть і працюють люди.

18. За літературними даними кількісно оцінено вплив експозиції радону та його $ДПП$ на підвищення ризику захворювань на рак легенів у різних країнах світу, у тому числі й в Україні.

19. Проаналізовані демографічні дані м. Рівного за період з 2011 по 2015 роки: кількість населення, частота виникнення новоутворень, частота захворюваності та смертності від раку трахеї, бронхів, легенів тощо. За структурою смертність від новоутворень в місті займає стійке друге місце серед інших причин (22-24%). Кількість померлих від злоякісних новоутворень у трахеї, бронхах, легенях в 2011-2015 рр. у середньому становить 200 осіб.

20. У роботі розглянуті моделі розрахунку ризику захворюваності на рак легенів, спричиненого радоном. Установлено, що для оцінки такого ризику доцільно використовувати моделі пропорційного відносного ризику, Якобі, BEIR-IV та BEIR-VI (у двох варіантах).

21. Розраховано параметри ризику захворюваності на рак легенів за рахунок радону та його $ДПП$ у м. Рівне: потужність експозиції радону для контрольних значень OA , коефіцієнт додаткового відносного ризику за вибраними моделями, значення функції дожиття та вік-специфічної частоти.

22. Розраховано додатковий відносний індивідуальний пожиттєвий ризик захворюваності на рак легенів, спричинений радоном, за вибраними моделями для контрольних значень OA . Установлено, що залежно від вибраної моделі за пожиттєвої експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ його значення для людини віком 70 років становить від 4 до 11%, а за $OA = 1420 \text{ Бк}/\text{м}^3$ – від 20 до 50%. Верхній рівень прийняттого індивідуального ризику (межа індивідуального ризику) для жителів Рівного настає приблизно в 35 років.

23. Очікуване скорочення тривалості життя населення м. Рівне за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ в середньому становить 2,95 року залежно від вибраної моделі, а за $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ – 12,44 року.

24. Очікуваний середній вік смерті населення м. Рівне від раку легенів, індукованого радоном за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ становить 63,8 року залежно від вибраної моделі, а за $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ – 63,2 року.

25. Установлено, що факт тютюнопаління на фоні експозиції радону суттєво збільшує значення додаткового відносного індивідуального пожиттєвого ризику захворюваності на рак легенів, спричиненого радоном. Залежно від вибраної моделі за пожиттєвої експозиції радону $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ його значення для курців віком 70 років становить від 8 до 24%, а за $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ – від 40 до 61%.

26. Очікуване скорочення тривалості життя курців м. Рівне за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ становить у середньому 5,76 року залежно від вибраної моделі, а за $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ – 17,01 року. Ці значення узгоджуються з оцінками Агентства з охорони навколишнього середовища США для населення США (6,1 року для чоловіків, 7 років для жінок, 6,5 року по всій популяції, середній рівень $OA = 57,5 \text{ Бк/м}^3$).

27. Очікуваний середній вік смерті курців м. Рівне від раку легенів, індукованого радоном, за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ становить у середньому 64,4 року залежно від вибраної моделі, а за $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ – 62,9 року.

28. Показник очікуваної додаткової смертності (у % на 100000 населення м. Рівне) від радон-індукованого раку легенів за даними 2014-2015 рр. за пожиттєвої експозиції $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ становить від 3,4% для людей, що не палять, і 7,4% для курців.

29. Загальна кількість померлих у м. Рівному за рахунок раку легенів у 2014 та 2015 роках під час розрахунку за різними моделями, вважаючи, що померлі все життя знаходились за експозиції $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ радону і при цьому не палили, становить від 2 до 5 осіб на рік і для курців із 15 років – від 4 до 9.

30. Індивідуальний радіаційний збиток населенню м. Рівне від раку легенів, індукованого радоном за експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ протягом життя для різних моделей ризику становить від 0,7 до 1,8 року, а для населення, яке знаходиться при експозиції радону $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$, становить від 3,9 до 7,5 року.

31. Популяційний радіаційний збиток населенню м. Рівного за рахунок середньої пожиттєвої експозиції радону з $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ становить 193 люд. – років за колективної

ефективної дози 193 люд. – Зв на рік. Частина населення, яка проживає в будинках, де ЕРОА перевищує значення НРБУ-97 200 Бк/м^3 , отримує колективну ефективну дозу 9,6 люд. – Зв, що еквівалентне популяційному радіаційному збитку 9,6 люд. – років.



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Бібліографічний опис

1. P. Curie, Mme. Marie Curie (1899). «Sur la radioactivite provoquee par les rayons de Becquerel». Comptes rendus hebdomadaires des séances de l'Académie des sciences 129: 714–716.
2. E. Rutherford, R. B. Owens (1899). «Thorium and uranium radiation». Trans. R. Soc. Can.
3. E. Rutherford (1900). «A radioactive substance emitted from thorium compounds». Phil. Mag. 40: 1–4.
4. Dorn, Friedrich Ernst (1900). «Ueber die von radioaktiven Substanzen ausgesandte Emanation». Abhandlungen der Naturforschenden Gesellschaft zu Halle 22.
5. Химическая энциклопедия: в 5 т. – Москва: Советская энциклопедия, 1995. – Т. 4. – С. 174. – 639 с.
6. Курс общей и неорганической химии / Михайленко Я.И.; под ред. С.В. Нафтанова, А.П. Крешкова, В.И. Семишина. – М. : Высшая школа, 1966. – 664 с.
7. Adloff I. P. Sonderdruck Radiochim. Acta, 1966, v. 6, p. 1.
8. Валь А. Использование радиоактивности при химических исследованиях / А. Валь, Н. Бонер. – М.: ИЛ, 1954. – 127 с.
9. Hofman R. Phys. Z., 1905, V. 6, S. 340.
10. Аврорин В. В. Современное состояние химии радона / В. В. Аврорин, Р. Н. Красикова, В. Д. Нефедов, М. А. Торопова // Успехи химии, 1982. – Т. LI, вып.1. – С. 23–39.
11. Fields P. R., Stein L, Zirin M. H. J. Am. Chem. Soc, 1962, v. 84, p. 4164.
12. Malm I. G., Appelman E. H. Atomic Energy Rev., 1969, v. 7, p. 3.
13. Morrow S. J. Пат. США 3377136 (1968); С. А., 1968, v. 68, 106519.
14. Мурин А. Н., Нефедов В. Д., Аврорин В. В., Гаврилов В. В., Голос С. Д., Зайцев В. М., Тихонов В. И., Торопова М. А. Препринт ЛИЯФ. – Л. : ЛИЯФ, 1978. – № 400.
15. Цапалов А. А. Принцип оценки среднегодовой ЭРОА радона в зданиях по результатам краткосрочных измерений [Текст] / А. А. Цапалов, А. П. Ермилов, Л. А. Галубянец [и др.] // Радиационная гигиена, 2010. – Т. 3, №3 – С. 23–27.
16. Демин В. Ф. Методика оценки риска от воздействия на здоровье человека радона и дочерних продуктов его распада / В. Ф. Демин, М. В. Жуковский, С. М. Киселев // Гигиена и санитария. – 2014. – №5. – С. 64–69.
17. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources, effects and risks of ionizing radiation. – Report of the General Assembly, United Nations, New York, 2000.
18. ICRP, 1993. Protection against Radon-222 at Home and at Work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2). Русский перевод: Защита от радона-222 в жилых зданиях и на рабочих местах. Публикация 65 МКРЗ. М. : Энергоатомиздат. 1995. 78с.
19. Левин М. Н. Радон [Учебное пособие] / М. Н. Левин и др. – Воронеж : Издательско-полиграфический центр ВГУ, 2007. – 41 с.
20. Тихонов, М. Н. Радон: источники, дозы и нерешенные вопросы / М. Н. Тихонов // Санитарный врач. – 2009. – №12. – С. 34–42.
21. Уткин В. И. Радоновая проблема в экологии / В. И. Уткин // Соросовский образовательный журнал. – 2000. – №3. – С. 73–80.
22. Кузин А. М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли / А. М. Кузин. – М. : Наука, 1991. – 116 с.
23. Абдулаева А. В. Радон в окружающей среде и его эффективные дозы на территории

Дагестана / А. В. Абдулаева // Биогеохимия: вчера, сегодня, завтра; Вестник ТГУ. – 2013. – Т. 18, Вып. 3. – С. 933–936.

24. Гродзинский Д. М. Естественная радиоактивность растений и почв / Д. М. Гродзинский. – К. : Наук. Думка, 1965. – 216 с.; Оценка природной радиоактивности объектов окружающей среды: Метод. реком. – К., 1987. – 119 с.

25. Микляев П. С. Влияние природных факторов на плотность потока радона из грунта / П. С. Микляев, Р. С. Зиангиров // Труды III-й Международной конференции «Сергеевские чтения - 2001». – 2001.

26. Шестаков В. М. Гидрогеологические исследования на орошаемых территориях / В. М. Шестаков, И. С. Пашковский, А. М. Соيفер. – М. : Недра, 1982. – 248 с.

27. Костенецкий М. І. Грунт під будинком – основне джерело радону в приміщенні [Текст] / М. І. Костенецкий, А. І. Севальнев, А. В. Куцак. – Запорізьський медичний журнал, 2012. – №1 (70). — С. 89–91.

28. Березина Е. В. Приземные концентрации и потоки радона-222 на территории России и оценки биогенных эмиссий углекислого газа, метана и сухого осаждения озона: дисс. канд. физ.-мат. наук: 25.00.29 «Физика атмосферы и гидросферы» / Е. В. Березина. – М. : Институт физики атмосферы им. А. М. Обухова РАН, 2014. – 136 с.

29. Бекман И. Н. Радон: враг, врач и помощник. Курс лекций / И. Н. Бекман. – М. : Медицина, 2008.

30. Zelensky A. V., Buzinny M. G., Los I. P., (1993). Radon-222 in water: concentrations, doses, standards. – Problems of Radiation Medicine, 5. – P. 71–83.

31. Гудзенко В. В. Радон в підземних водах м. Києва / В. В. Гудзенко та ін. // Вісник Київського університету; Геологія, 2004. – №29-30. – С. 101–104.

32. Тельдеші Ю. Радиация – угроза и надежда / Ю. Тельдеші, М. Кенда. – М. : Мир. – 1979. – 415 с.

33. Akerblom G. and Wilson C., (1981). Radon - Geological aspects of an environmental problem. Geological Survey of Sweden. Rapport och meddelande nr, 30, 1982. – Uppsala, Sweden. – 47 p. - ISBN 91-7158-271-1.

34. Бузинний М. Г. Природна радіоактивність питної води свердловин на території України / М. Г. Бузинний // Гігієнічна наука та практика на рубежі століть: Мат. 14 з'їзду гігієністів України. – Т. II. – Дніпропетровськ: АРТ-ПРЕС, 2004. – С. 308–310.

35. Костенецкий М. И. Радиоактивность питьевой воды подземных источников и дозы облучения населения / М. И. Костенецкий, А. И. Севальнев // Мат. III Междунар. Форума АКВА Украина, 2005. – К., 2005. – С. 229–232.

36. Павленко Т. А. Існуючі дози опромінення населення України / Т. А. Павленко, І. П. Лось // Ядерна та радіаційна безпека, 2009. – Вип. 1, Т.12. – С. 18–22.

37. Диденко П. И. Влияние радона на население Украины / П. И. Диденко // Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист. – 2012. – № 4. – С. 60–67.

38. Hultqvist B. Studies on naturally occurring ionising radiations // K. Svenska Vetensk. Akad. Handl. 1956. № 6(3).

39. Кольтовер В. К. Радоновая радиация: источники, дозы, биологические эффекты [Текст] / В. К. Кольтовер // Вестник Российской Академии наук. – 1996. – Т.66, №2. – С. 114–128.

40. Cohen B. L., Shah R. S. Radon levels in United States homes by states and counties // Ibid. 1991. Vol. 60, № 2. P. 243–259.

41. Cohen B. L. Test of the linear-no threshold theory of radiation carcinogenesis for inhaled radon decay products // *Ibid.* 1995. Vol. 68, № 2. P. 157–174.

42. Диденко П. И. Экологические аспекты воздействия радона на население [Текст] / П. И. Диденко // *Збірник «Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист»*. – №6. – К. – С. 72–81.

43. Кормановская Т. А. Гигиеническая оценка уровней облучения населения Российской Федерации природными источниками ионизирующего излучения: автореф. на соискание науч. степени канд. биол. наук: 14.00.07 «Гигиена» / Т. А. Кормановская. – Санкт-Петербург, 2007. – 24 с.

44. Черняго Б. П. Оценка дозовых нагрузок на население Южного Прибайкалья с учетом природного и техногенного радиационного фона / Б. П. Черняго, А. И. Непомнящих // *Труды Междунар. конф. «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях»*. – Т. 3. – С.-Пб. : «Гидрометеоиздат», 2000. – С. 17–20.

45. Боев В. М. Содержание радона в почве и воздушной среде селитебных зон г. Оренбурга / В. М. Боев, А. П. Воробьев, В. Н. Дунаев // *Вестник ОГУ*. – 2005. – № 5. – С. 65–

67.

водного господарства
та природокористування

46. Салдан И. П. Радон в воздухе помещений в Алтайском крае / И. П. Салдан, В. П. Борисов, А. М. Маренный // *IRPA: Доклад на Региональном Конгрессе*. – Хорватия. – Дубровник, 2001.

47. Абдулаева А. С. Радиоактивность горных пород, почв, природных вод Дагестана и обусловленные ими эффективные дозы / А. С. Абдулаева // *Юг России: экология, развитие*. – 2012. – №3. – С. 89–106.

48. Матвеев А. В. Радон в природных и техногенных комплексах Беларуси / А. В. Матвеев и др. // *Литосфера*. – 1996. – № 5. – С. 27–35.

49. Бобоев Б. Д. Концентрация радона в воздухе некоторых жилых и рабочих помещений гг. Чкаловска и Кайраккума [Текст] / Б. Д. Бобоев и др. // *Доклады Академии наук Республики Таджикистан*. – 2013. – Т. 56, № 8. – С. 639–642.

50. Термечикова Р. Б. Закономерности облучения населения Иссык-Кульской области природными источниками ионизирующего излучения: автореферат на соискание науч. степени канд. физ.-мат. наук: 03.00.16 «Экология» / Р. Б. Термечикова. – Екатеринбург, 2003. – 117 с.

51. Лось И. П. Природна радіоактивність: рівні опромінення, розвиток концептуальних основ її зменшення / И. П. Лось, Т. О. Павленко // *НРБУ – 97: Відповіді на запитання практики: тлумачний та методичний посібник* / Під ред. А. М. Сердюка. – К.: Фірма «Держкул», 2004. – С.76–100.

52. Населення України: 1992 рік // *Демографічний щорічник*. – К.: Техніка, 1993. – 238 с., *Демографічна ситуація в Україні, №174* // www.ukrstat.gov.ua.

53. Pavlenko T., Los I. Exposure doses due to indoor radon-222 in Ukraine and basic directions for the desize // *Radiation measurement*. – 1997. – V. 28, N 1–6. – P. 733–738.

54. Комов И. Л. Основные проблемы радоновой безопасности / И. Л. Комов и др. // – Киев: Логос, 2005. – 351 с.

55. Лось И. П. Гигиеническая оценка дозообразующих источников ионизирующих излучений природного и техногенного происхождения и доз облучения населения Украины: дисс. на соиск. уч. степ. д-ра биол. наук: 14.00.07 / И. П. Лось. – Киев, 1993. – 402 с.

56. Павленко Т. А. Радиационно-гигиенические оценки доз облучения населения Украины

от техногенно–усиленных источников природного происхождения: автореферат дисс. на соискание уч. степ. докт. биол. наук / Павленко Т. А. – Киев, 2010. – 39 с.

57. Komov I.L., Frolov O.S., Didenko P.I. et al. Methods and Facilities for the Assessment of the Radon-Hazard Potential. – Kyiv: Logos. – 2004. – 416 p.

58. Макаренко М. Оцінка радононебезпеки територій міста Жовті Води Дніпропетровської області і Києва / М. Макаренко, П. Діденко, І. Купенко // Геолог України. – 2010. – № 4. – С. 98–103.

59. Звіт Центру моніторингових досліджень і природоохоронних технологій «Виконання робіт згідно з програмами і регламентами радіаційного моніторингу», 2009. Договір №9 з ДП «Бар'єр» від 28.05.2008. – 66 с.

60. Павленко Т. А. Уровни облучения дошкольников за счет радона в воздухе помещений / Т. А. Павленко // Гигиена и санитария. – 2015. – №4. – С.18–20.

61. Куцак А. В. Радіаційно-гігієнічна оцінка доз опромінення населення Запорізької області та обґрунтування шляхів зменшення радіаційних ризиків для здоров'я населення: автореферат дис. на здобуття наук. ступеня канд. мед. наук: 14.02.01. «Гігієна та професійна патологія» / А. В. Куцак. – Київ, 2016. – 22 с.

62. Гродзинский Д. М. Естественная радиоактивность растений и почв / Д.М. Гродзинский // – К.: Наук. Думка. – 1965. – 216с.; Оценка природной радиоактивности объектов окружающей среды: Метод. реком. – К., 1987. – 119 с.

63. Іщенко Л. О. Гігієнічна оцінка особливостей формування рівнів радону та доз опромінення населення Криворізького залізрудного регіону: автореф. на здобуття вченого звання канд. біол. наук: 14.02.01 «Гігієна та професійна патологія» / Л. О. Іщенко. – Київ, 2011. – 23 с.

64. Павленко Т. А. Научное обоснование системы радиационной защиты населения Украины от радона-222: дисс. на соиск. уч. степ. канд. техн. наук: 05.26.05 / Т. А. Павленко. – Киев, 1996. – 119 с.

65. Огородников Б. И. Радон и его дочерние продукты в объекте «Укрытие» в 2000 – 2010 гг. / Б. И. Огородников // Проблемы безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2011 – Вип. 16. – С. 130–136.

66. С. Вижва Радіаційні характеристики радонових вод м. Хмільник / С. Вижва та ін. // Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Серія «Геологія». – 2015. – С. 30–38.

67. Діденко П. І. Радон підземних вод України / П. І. Діденко // Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист. – 2011. – Вип. 3. – С. 123–128.

68. Гудзенко В. В. Радон у підземних водах Києва / В. В. Гудзенко та ін. // – К. : Вісник Київського національного університету ім. Т. Шевченка. Серія «Геологія», 2004. – № 29–30. – С. 56–64.

69. Павленко Т.О. Рівні радону в повітрі будинків України / Т. О. Павленко // Довкілля та здоров'я. – 2007. – № 2. – С. 22–25.

70. Яковлева В. С. Определение объемной активности радона по осаждению на фильтре альфа-активности аэрозолей. Методическое указание по дисциплинам «Дозиметрия и защита от излучений», «Защита от ионизирующих излучений» для студентов Томского Политехнического университета / В. С. Яковлева, С. И. Арышев. – Томск, 2004. – 18 с.

71. Трегуб Н. В. Методические аспекты мониторинга концентрации радона в приземном слое в связи с проявлением геодинамической активности на территории Самарской области /

Н. В. Трегуб, Е. М. Шумакова // – М. : Изд. НИЦ Science Centre. – Наука и образование в современном мире. Сборник научных трудов. – Выпуск 4 [по материалам IV международной научно-практической конференции 30 сентября 2015 г.], 2015. – 24 с.

72. Рекомендация ГСИ. Удельная активность Rn-222 в воде. Методика выполнения измерений с применением радиометра объемной активности Rn-222 AlphaGUARD Mod. PQ2000.

73. Андреев А. И. Радон как индикатор сейсмогеодинамической активности / А. И. Андреев, А. А. Коковкин, М. Б. Медведева // Безопасность в техносфере. – 2011. – №5. – С. 8–13.

74. Хайкович, И. М. Математическое моделирование процессов миграции радона / И. М. Хайкович // Аппаратура и новости радиационных измерений (АНРИ). – 1996/97. – №3(9). – С. 99–107.

75. Рогалис В. С. Исследования влияния временных и погодных условий на потоки радона на строительных площадках г. Москвы / В. С. Рогалис, С. Г. Кузьмич, О. Г. Подольский // Аппаратура и новости радиационных измерений (АНРИ). – 2001. – №4(27). – С. 57–61.

76. Коршунов Г. И. Мониторинг напряженно-деформированного состояния массива горных пород на основе наблюдения за радиогенными газами / Г. И. Коршунов и др. // Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал). – 2012. – №6. – С. 197–200.

77. Новиков Г. Ф. Радиоактивные методы разведки / Г. Ф. Новиков, Ю. Н. Капков. – Л.: Недра, 1965. – 759 с.

78. Климшин А. В. Влияние промерзания поверхностного слоя грунтов на перенос радона / А. В. Климшин и др. // Вестник КРАУНЦ. Науки о Земле. – 2010. – №2(16). – С. 146–151.

79. Климшин А. В. Математическая модель накопления радона в подземных горных выработках / А. В. Климшин // Уральский геофизический вестник. – 2010. – №1(18). – С.31–35.

80. Климшин А. В. Перенос радона в поверхностном слое почвы в условиях свободной тепловой конвекции / А. В. Климшин, М. Г., Миндубаев, А. Э. Колотухин // Уральский геофизический вестник. – 2011. – № 1(18). – С. 23–30.

81. Гулабянц Л. А. Мощность «активного» слоя грунта при диффузионном переносе радона в грунтовом основании здания / Л. А. Гулабянц, Б. Ю. Заболотский // Аппаратура и новости радиационных измерений (АНРИ). – 2001. – №4(27). – С. 38–40.

82. Яковлева В. С. Диффузионно-адвективный перенос радона в многослойных геологических средах / В. С. Яковлева // Известия Томского политехнического университета. – 2009. – Т.315. – №2. – С. 67–72.

83. Паровик Р. И. Модель нестационарной диффузии-адвекции радона в системе грунт-атмосфера / Р. И. Паровик // Вестник КРАУНЦ. Физ.- мат. науки. – 2010. – №1(1). – С. 39–45.

84. Нафикова А. Р. Математическое моделирование процессов переноса радона в кусочно-постоянных анизотропных слоистых средах с включениями: автореферат дисс. на соискание уч. степени канд. физ.-мат. наук: 05.13.18 / А. Р. Нафикова. – Челябинск, 2015. – 16 с.

85. Яковлева В. С. Численное решение уравнения диффузии-адвекции радона в многослойных геологических средах / В. С. Яковлева, Р. И. Паровик // Вестник КРАУНЦ. Физ.-мат. науки. – 2011. – №1(2). – С. 45–55.

86. Паровик Р. И. Алгоритм расчета плотности потока радона (^{222}Rn) с поверхности земли / Р. И. Паровик, П. П. Фирстов // Вестник Томского государственного университета. Математика и механика. – 2008. – №3. – С. 96–101.

87. Яковлева В. С. Моделирование влияния состояния и изменчивости атмосферы и литосферы на плотность потоков радона и торона с поверхности земли / В. С. Яковлева // Известия Томского политехнического университета. – 2010. – Т.317. – №2. – С. 162–166.

88. Goto M. Estimation of global radon exhalation rate distribution / M. Goto et al. // The Natural Radiation Environment – 8th International Symposium. – 2008. – Vol.1034, №.1. – pp. 169-172.

89. Varchegyí A. Radon migration model for covering U mine and ore processing tailings / A. Varchegyí, J. Somlai, and Z. Sas // Romanian Journal of Physics. – 2013. – Vol.58. – pp. 298–310.

90. Antonopoulos-Domis M. Experimental and theoretical study of radon distribution in soil / M. Antonopoulos-Domis et al. // Health Physics. – 2009. – Vol.97, № 4. – pp. 322–331.

91. Savovic S. Explicit finite difference solution of the diffusion equation describing the flow of radon through soil / S. Savovic et al. // Applied Radiation and Isotopes. – 2011. – № 69. – pp. 237-240.

92. Фокин К. Ф. Строительная теплотехника ограждающих частей зданий / К. Ф. Фокин. – М. : Стройиздат, 1973. – 284 с.

93. Andrew L., Douglas P. Indoor Radon Gas: A Potential Health Hazard Resulting from Implementing Energy-Efficiency Measures // Applied Energy. 1997. № 56(2). P. 93-196.

94. Крисюк Э. М. Радиационный фон помещений / Э. М. Крисюк. – М. : Энергоатомиздат, 1989. – 120 с.

95. Крисюк Э. М. Радон в СССР / Э. М. Крисюк // «Химия и жизнь». – 1990. – № 7. – С. 14–15.

96. Крисюк Э. М. Организация и проведение выборочного обследования уровней облучения населения за счет радона в жилых домах / Э. М. Крисюк И. П. Стамат // Аппаратура и новости радиационных измерений (АНРИ). – 1996/97. – №3(9).

97. Гулабянц Л. А. Пособие по проектированию противорадоновой защиты жилых и общественных зданий / Л. А. Гулабянц. – М. : НО «ФЭН-НАУКА», 2013. – 52 с.

98. Жуковский М. В. Модификация метода накопительной камеры для измерения плотности потока радона с поверхности почвы / М. В. Жуковский и др. // Аппаратура и новости радиационных измерений (АНРИ). – 1999. – № 3. – С. 9–20.

99. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации. Доклад НКДАР ООН за 1988 г. М. : Мир, 1992. – Т.1.

100. Васильев А. В. Радоновая безопасность современных многоэтажных зданий: автореферат дисс. на соискание уч. степени канд. техн. наук: 05.23.19 «Экологическая безопасность строительства и городского хозяйства» / А. В. Васильев. Курск, 2014. – 22 с.

101. Жуковский М. В. Радон: измерение, дозы, оценка риска / М. В. Жуковский, И. В. Ярмошенко. – Екатеринбург : УрО РАН, 1997. – 231 с.

102. Трифонова Т. А. Радиационный риск и ущерб здоровью от радонового облучения в помещениях городских зданий [Текст] / Т. А. Трифонова, Л. А. Ширкин // Владимир : Сборник материалов II юбилейной научно-практической конференции «Экология Владимирского региона». – 2008. – С. 6–19.

103. Нуртаева Г. К. Исследование влияния ионизирующего излучения радона на организм человека / Г. К. Нуртаева и др. // Международный журнал фундаментальных и прикладных

исследований. – 2016. – №3. – С. 203–206.

104. Клименко М. О. Оцінювання стану міста Рівне за показниками еколого - соціального моніторингу [Монографія] / М. О. Клименко, А. М. Прищеп, Н. Р. Хомич. – Рівне : НУВГП, 2014. – 253 с.

105. Геренчук К. І. Природно-географічний поділ Львівського та Подільського економічних районів [Текст] / К. І. Геренчук, М. М. Койнов, П. М. Цись. – Львів : Львів. ун-т, 1964. – 221 с.

106. Карпець Ю. М. Роль тектоніки та геологічної будови у фізико-географічному поділі Волинської височини, [www // geopolitika.crimea.edu/arhiv/2013/tom9-v-1/010karp.pdf](http://www.geopolitika.crimea.edu/arhiv/2013/tom9-v-1/010karp.pdf)

107. Геренчук К. І. Природа Ровенської області [Текст] / К. І. Геренчук. – К.: Вища школа, 1976. – 156 с.

108. Коротун І. М. Географія Рівненської області [Текст] / І. М. Коротун, Л. К. Коротун. – Рівне, 1996. – 187 с.

109. Залеський І. І. Особливості географічної оболонки Західного Полісся [Природа Західного Полісся та прилеглих територій] / І. І. Залеський. – Луцьк : Вежа, 2005. – С. 4–9.

110. Легенда к Государственной геологической карте Украины масштабом 1:200 000 Волинско - Подольской серии листов / Отв. исполн.: В. В. Матеюк; Ред. серии В. А. Великанов. Ровно, 1995. – 29 с.

111. Кваша М. Ґрунти Рівненської області [Текст] / М. Кваша. – Львів : Каменяр, 1970. – 100 с.

112. Молчанов О. П. Ровно / О. П. Молчанов. – К. : Будівельник, 1973. – 80 с.

113. Клименко М. О. Довідник екологічного стану м. Рівне: Навч. посібн. / М. О. Клименко, Т. Л. Меліхова. – Рівне : Волинські обереги, 2001. – 144 с.

114. Agricola G. De Re Metallica. Libri VI. Basle, 1556.

115. Haerting F. H., Hesse W. Der Lungenkrebs, die Bergkrankheit in den Schneeberger Gruben // V. gericht. Med. off Gesund Wes. 1879. Vol. 30. P. 296–309; Vol. 31. P. 102–132, 313–337.

116. Радиологическая защита от облучения радоном / под ред. М. В. Жуковского, И. В. Ярмошенко, С. М. Киселева // Перевод публикации 126 МКРЗ. Москва : Изд-во «ФГБУ ГНЦ ФМБЦ им. А. И. Бурназяна ФМБА России», 2015. – 92 с.

117. Bale W. F. (1951). Hazards Associated with Radon and Thoron. Unpublished memorandum to the U. S. Atomic Energy Commission (reprinted in Health Phys. 38, 1061 (1980)).

118. Muller H. J. // Science. 1927. V. 116. P. 84-87.

119. Публикация 37 МКРЗ. Оптимизация радиационной защиты на основе анализа соотношения затраты - выгода. – М.: Энергоатомиздат, 1985.

120. ICRP Publication 39. Principles for Limiting Exposure of the Public to Natural Sources of Radiation. – Vienna: Pergamon, 1986.– 15p. (Annals of the ICRP Vol. 14, №1).

121. ICRP Publication 50. Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Radon Daughters. – Vienna: Pergamon, 1987.– 105p. (Annals of the ICRP Vol. 17, №1).

122. ICRP Publication 60. Recommendation of the International Commission on Radiological Protection. – Oxford: Pergamon Press. – 1990.– 201p. (Annals of the ICRP Vol. 21, №1-3).

123. Recommendation on the Protection of the Public Against Indoor Exposure to Radon (90/143/Euratom) / Commission of the European Communities. – Brussels, 1990. – 76p.

124. ICRP Publication 115. Lung Cancer Risk from Radon end Progeny and Statement on Radon.- New York: Pergamon Press. - 2010. - 64 p. - (Annals of the JCRP. - 2010.v/40/1).

125. Публикация 103 МКРЗ 2007 г. Пер. с англ. / Под общей ред. М. Ф. Киселёва и Н. К.

Шандала. М.: Изд. ООО ПКФ «Алана», 2009 – 312 с.

126. Lundin F. E., Wagoner J. K., Archer V. E. (1971). Radon daughter exposure and respiratory cancer: Quantitative and temporal aspects. Joint Monograph No. 1.

127. Lubin J. H., Boice Jr. J. D., Hornung R. W. et al. Radon and Lung Cancer Risk: A Joint Analysis of 11 Underground Miners Studies. National Institutes of Health. National Cancer Institute. NIH Publication No 94-3644. Washington. D. C., 1994.

128. Health Effects of Exposure to Radon. Committee on Health Risks of Exposure to Radon (BEIR VI). National Academy Press. Washington, 1999.

129. Мерков А. М. Рак легких и курение / А. М. Мерков // Вопросы онкологии. – 2004. – №5. – С. 109–116.

130. Axelson O. Cancer Risks from Exposure to Radon in Homes / Environmental Health Perspectives. – Volume 103. – Supplement 2. – March, 1995. – P. 37-43.

131. Кононенко Д. В. Оценка радиационного риска для населения Санкт-Петербурга при облучении радоном [Текст] / Д. В. Кононенко // Радиационная гигиена. – 2013. – Т.6. – №1. – С. 31–37.

132. Путилова А. А. Злокачественные новообразования среди населения радоноопасных зон Алтайского края [Текст] / А. А. Путилова // Ползуновский вестник. – 2006. – №2. – С. 313–315.

133. Україна в цифрах у 2012 р. // Держкомстат України: Короткий довідник. К.: Консультант, 2013. – 285 с.

134. Україна в цифрах у 2003 р. // Держкомстат України: Короткий довідник. К.: Консультант, 2004. – 270 с.

135. Здоровье и здравоохранение в Украине. Часть 1. Статистические характеристики [Электронный доступ]. – Режим доступа: <http://www.moz.gov.ua/ua/main/?docID=7813>; <http://www.moz.gov.ua/ua/main/docs/?docID=9910>.

136. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2006 році. – Київ, 2006. – 549 с.

137. Зинчук А. Н. Эпидемиология рака легкого среди населения Харьковской области / А. Н. Зинчук // Медицина сьогодні і завтра. – 2013. – №4(61). – С. 117–120.

138. Загоруйко Н. В. Оцінка ризику виникнення онкологічних захворювань для населення, що проживає в місцевості з природним підвищеним радіаційним фоном / Н. В. Загоруйко, О. О. Мислюк, Т. П. Гончаренко // Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. – 2013. – Випуск 1(78). – С. 120–125.

139. Кривошей Л. О. Проблема вмісту радону-222 в житлових приміщеннях Криворізького залізорудного регіону / Л. О. Кривошей, О. М. Беднарик // Современные проблемы медицины труда в Украине: матер. конференции молодых ученых, посвящ. 70-летию института медицины труда, 11 декабря 1998 года. – Киев, 1998. – С. 71–73.

140. Збірник показників здоров'я населення та діяльності медичних закладів Рівненської області за 2014-2015 роки // Комунальний заклад «Обласний інформаційно-аналітичний центр медичної статистики» Рівненської обласної ради. – Рівне, 2016. – 299 с.

141. Wichmann H.E, Rosario A.S, Heid I.M, Kreuzer M, Heinrich J, Kreienbrock L. Increased lung cancer risk due to residential radon in a pooled and extended analysis of studies in Germany Health Phys. -2005. Jan. 88(1).-P. 71-79.

142. Residential Radon and Risk of Lung Cancer A Combined Analysis of 7 North American Case-Control Studies Daniel Krewski, Jay H., Lubin, Jan M., Zielinski, Michael Alavanja, Vanessa

S., Catalan R. William Field, Judith B. Klotz, Ernest G. Le'tourneau, Charles F. Lynch, Joseph I. Lyon, Dale P. Sandler, Janet B. Schoenberg, Daniel J. Steck, Jan A. Stolwijk, Clarice Weinberg, and Homer B. Wilcox. // *Epidemiology* -Volume 16, Number 2, March 2005.-P. 137-145.

143. Domestic radon and childhood cancer in Denmark / Raaschou-Nielsen O, Andersen C. E., Andersen H. P. [et al.] // *Epidemiology*. – 2008 - Vol. 19 – N4 – P. 536-43.

144. Childhood leukemia incidence and exposure to indoor radon/ terrestrial and cosmic gamma radiation. Anne-Sophie Evrard, Denis He'mon, Solenne Billon, Dominique Laurier, Eric Jouglu, Margot Tirmarche, and Jacqueline Clavel. *Health Phys.* -2006. Vol. 90 (6).-P. 71-79.

145. Ярмоненко С. П. Радиобиология человека и животных / С. П. Ярмоненко. – М. : Высшая школа, 1977. – 56 с.

146. Белицкий Г. А. Химический канцерогенез // Профилактика, ранняя диагностика и лечение злокачественных новообразований / Под общей редакцией М. И. Давыдова. – М.: Издательская группа РОНЦ, 2005. – С. 76–82.

147. NAS (National Academy of Sciences). Health Effects of Exposure to Radon (BEIR VI). – Washington, D.C.: National Academy Press, 1999.

148. U.S. Environmental Protection Agency. EPA assessment of risks from radon in homes. EPA 402-R-03-003. – Washington, D.C., 2003; Grosche, B. Lung cancer risk among German male uranium miners: a cohort study, 1946-1998. / B. Grosche [et al.] // *British Journal of Cancer*. – 2009 – V. 95 (9). – P. 1280–1287.

149. Catelinois, O. Lung Cancer Attributable to Indoor Radon Exposure in France: Impact of the Risk Models and Uncertainty Analysis. / O. Catelinois [et al.] // *Environmental Health Perspectives*. – 2006 – V. 115, № 9. – P. 1361–1366.

150. Демин В. Ф. Методика оценки риска от воздействия на здоровье человека радона и дочерных продуктов его распада / В. Ф. Демин, М. В. Жуковский, С. М. Киселев // *Гигиена и санитария*. – 2014. – №5. – С. 64–69.

151. Липницкий Л. В. Оценка медицинских последствий при облучении дочерними продуктами распада радона населения Могилёвской области / Л. В. Липницкий, Е. В. Костицкая. – Горки : Сборник научных трудов, 2004.

152. Головне управління статистики у Рівненській області / [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.rv.ukrstat.gov.ua/>.

153. Жуковский М. В. Медико-биологические основы радиационной безопасности / М. В. Жуковский. – Екатеринбург : ГОУ Уральский ГТУ, 2007. – 127 с.

154. Глобальный опрос взрослого населения о потреблении табака: отчет НИЦ «Статистика России» Росстата и НИИ пульмонологии, 2009. – 171 с.

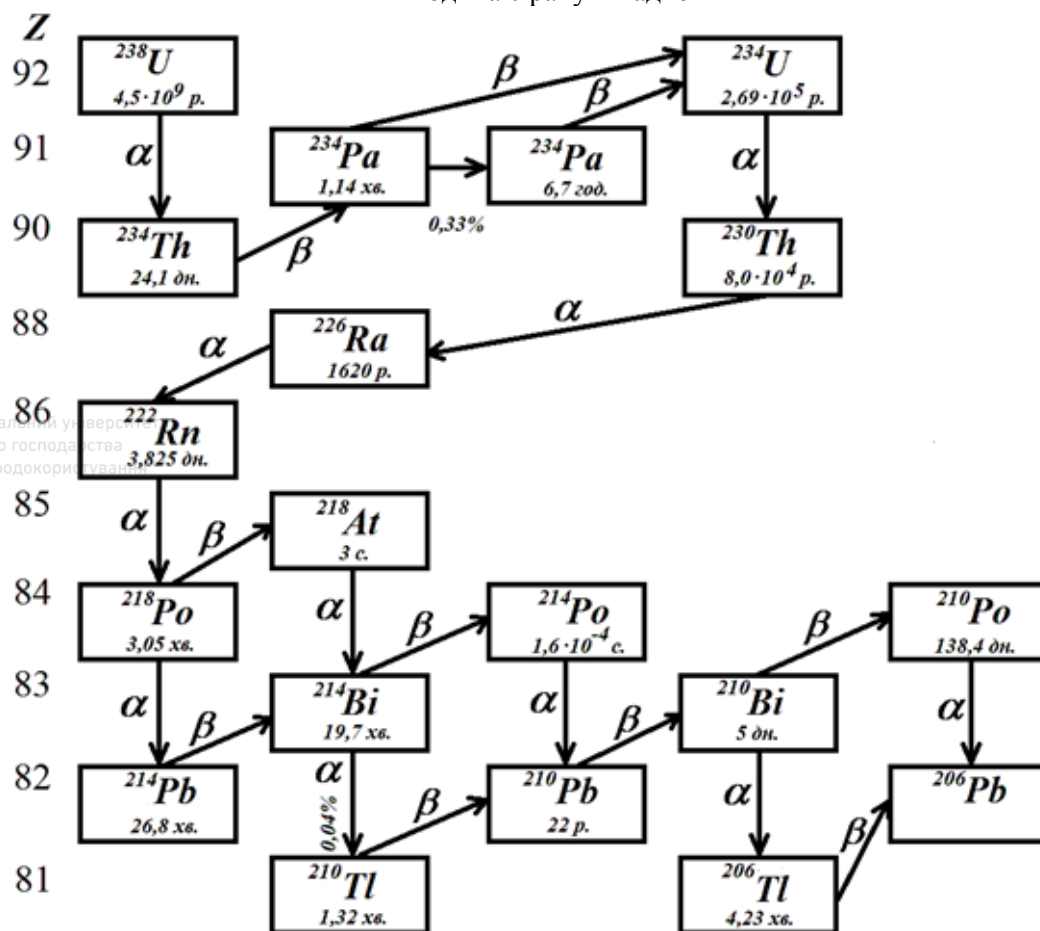
155. U.S. Environmental Protection Agency. EPA assessment of risks from radon in homes. EPA 402-R-03-003. – Washington, D.C., 2003.

156. Демин В. Ф. Разработка национальных и международных стандартов возрастного распределения населения для медицинской статистики, медико- демографического анализа и оценки риска [Текст] / В. Ф. Демин, М. А. Пальцев, Е. А. Чабан // *Гигиена и санитария*. – 2013. – №6. – С. 14–21.

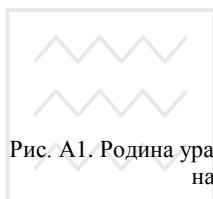
ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

Родина Урану – Радію



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Національний університет
водного господарства

Рис. А1. Родина урану - радію. Указані: хімічний символ, масове і зарядове числа, період напіврозпаду. Стрілками показані напрям і вид розпаду. Позначення: роки, доби, год. – години, хв. – хвилини, с. – секунди

Родина Торію

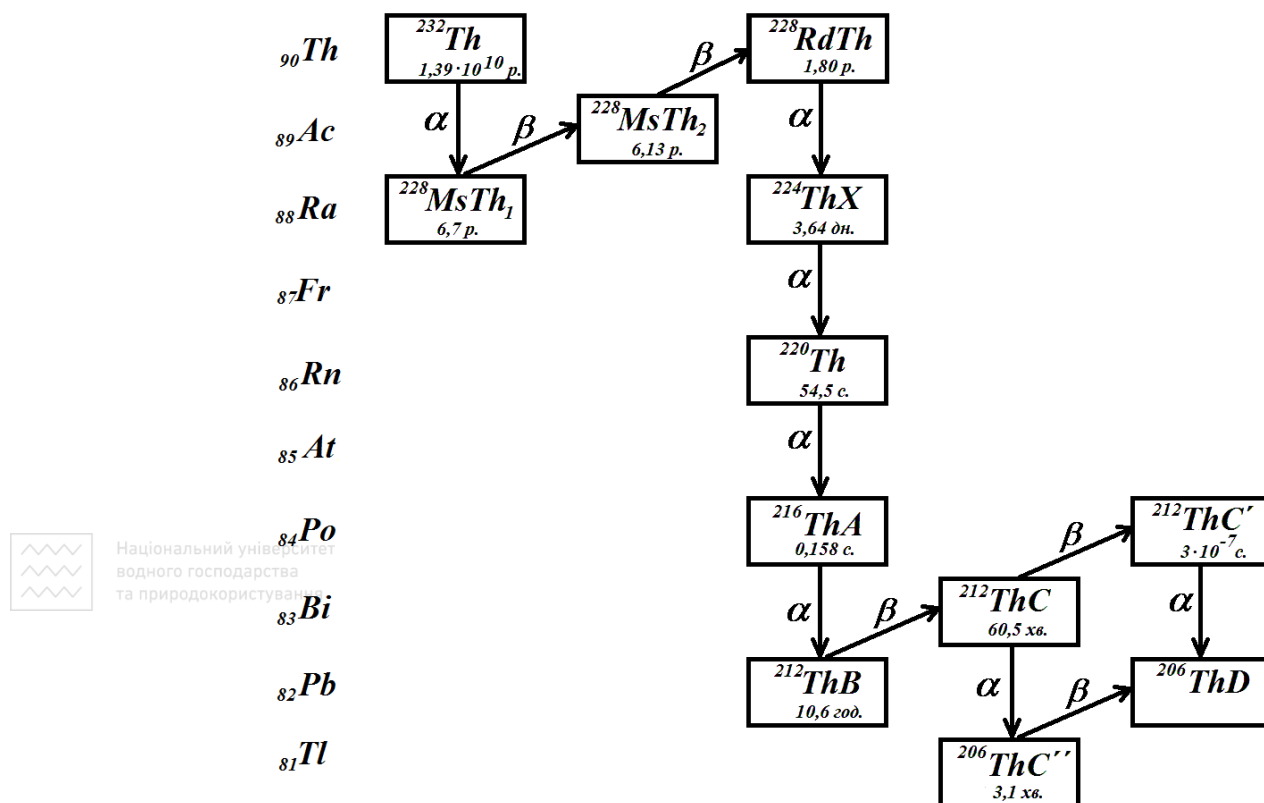


Рис. А2. Родина торію. Указані: хімічний символ, масове і зарядове числа, період напіврозпаду. Стрілками показані напрям і вид розпаду. Позначення: роки, доби, год. – години, хв. – хвилини, с. – секунди



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Родина Актиноурану

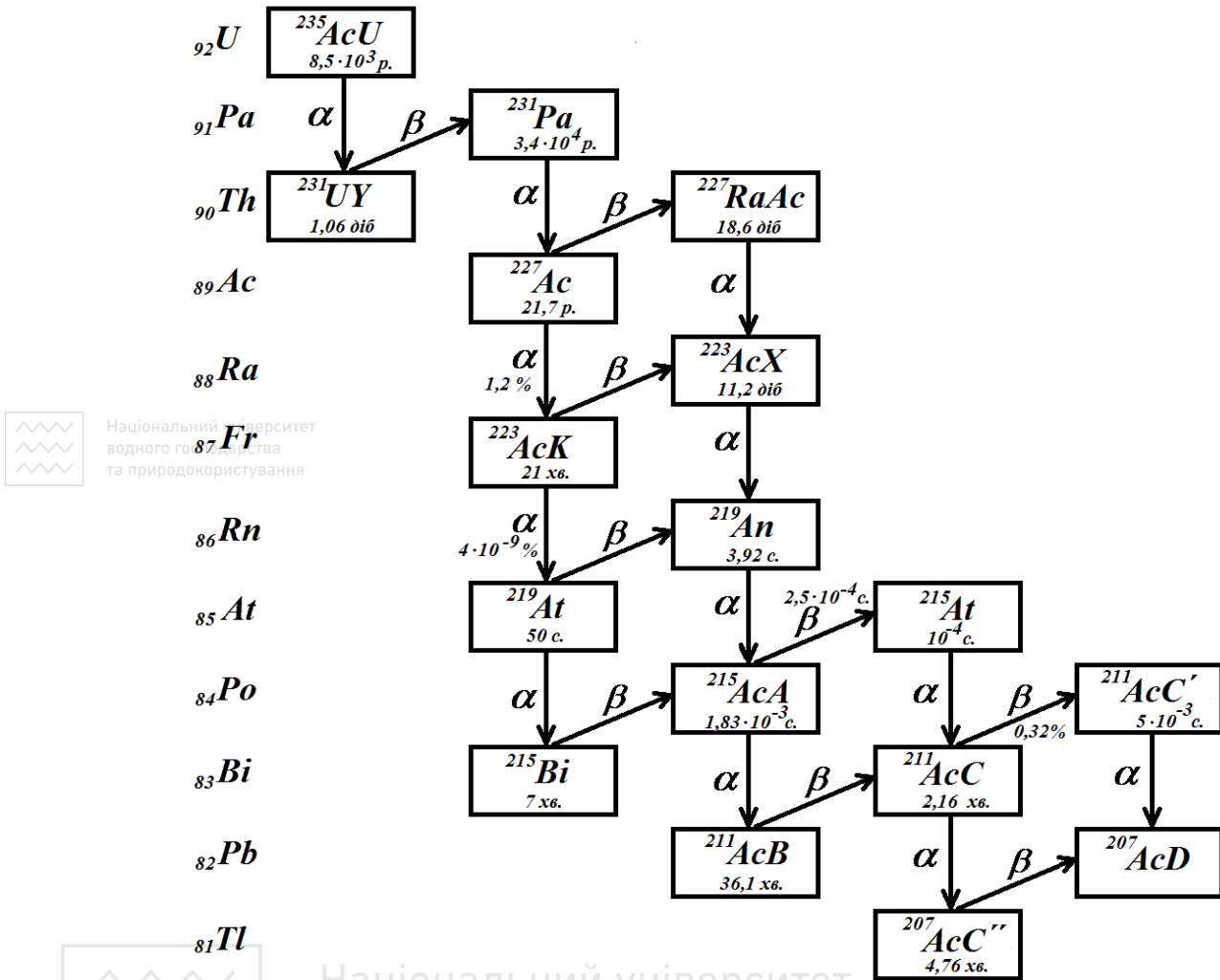


Рис. А3. Родина актиноурану. Указані: хімічний символ, масове і зарядове числа, період напіврозпаду, вихід у відсотках. Стрілками показані напрям і вид розпаду. Позначення: роки, доби, год. – години, хв. – хвилини, с. – секунди

ДОДАТОК В

Таблиця В1

Середні річні ефективні дози опромінення населення РФ за рахунок природних джерел за даними вимірювань 2001-2005 рр. [41]

Суб'єкт РФ	Середня індивідуальна доза, мЗв/рік				
	К-40	Зовні- шне	Радон	Їжа+ Вода	Зага- льна
Республіка Адигея	0,17	1,45	1,59	0,16	3,37
Республіка Башкортостан	0,17	1,10	1,78	0,12	3,17
Республіка Бурятія	0,17	1,25	4,63	0,12	6,17
Республіка Дагестан	0,17	1,15	1,74	0,12	3,18
Республіка Інгушетія	0,17	1,29	3,48	0,12	5,06
Кабардино-Балкарська Республіка	0,17	1,29	3,48	0,12	5,06
Республіка Калмикія	0,17	1,41	2,56	0,12	4,26
Карачаєво-Черкеська Республіка	0,17	1,38	3,34	0,12	5,01
Республіка Карелія	0,17	1,22	1,87	0,40	3,66
Республіка Комі	0,17	1,42	1,10	0,14	2,83
Республіка Марій Ел	0,17	1,30	2,00	0,12	3,59
Республіка Мордовія	0,17	1,27	1,29	0,12	2,85
Республіка Саха (Якутія)	0,17	1,41	2,10	0,12	3,80
Республіка Північна Осетія	0,17	1,13	2,33	0,29	3,92
Республіка Татарстан	0,17	1,20	1,84	0,12	3,33
Республіка Тива	0,17	1,29	3,51	0,12	5,09
Удмуртська Республіка	0,17	0,92	1,27	0,12	2,48
Республіка Хакасія	0,17	1,28	1,44	0,22	3,11
Чеченська Республіка	0,17	1,35	3,30	0,12	4,94
Чуваська Республіка	0,17	1,39	2,29	0,33	4,18
Алтайський край	0,17	1,25	3,19	0,12	4,73
Краснодарський край	0,17	1,34	2,21	0,21	3,93
Красноярський край	0,17	1,38	2,71	0,12	4,38
Приморський край	0,17	1,31	2,44	0,12	4,04
Ставропольський край	0,17	1,43	4,53	0,33	6,46
Хабаровський край	0,17	1,77	2,65	0,30	4,89
Амурська область	0,17	1,72	1,87	0,31	4,07
Архангельська область	0,17	1,23	1,34	0,12	2,86
Астраханська область	0,17	0,64	1,44	0,19	2,44
Белгородська область	0,17	1,30	1,25	0,16	2,88
Брянська область	0,17	1,31	1,31	0,21	3,00
Володимирська область	0,17	1,28	1,55	0,12	3,12
Волгоградська область	0,17	1,32	2,75	0,12	4,36
Вологодська область	0,17	1,38	2,13	0,12	3,80
Воронезька область	0,17	1,30	1,18	0,12	2,77
Івановська область	0,17	1,32	3,18	0,12	4,79
Іркутська область	0,17	1,74	4,07	0,12	6,10
Калінінградська область	0,17	1,49	2,64	0,14	4,44
Калужька область	0,17	1,32	2,55	0,20	4,24
Камчатська область	0,17	1,36	0,87	0,21	2,61
Кемеровська область	0,17	1,09	2,51	0,12	3,89
Кіровська область	0,17	1,08	1,79	0,31	3,35
Костромська область	0,17	0,98	0,96	0,12	2,23
Курганська область	0,17	1,37	2,37	0,12	4,03

Курська область	0,17	1,63	2,25	0,12	4,17
Ленінградська область	0,17	1,46	1,16	0,12	2,91
Ліпецька область	0,17	1,26	3,99	0,12	5,54
Магаданська область	0,17	1,41	2,60	0,12	4,30
Московська область	0,17	1,22	1,51	0,12	3,02
Мурманська область	0,17	1,07	1,61	0,12	2,97
Нижегородська область	0,17	1,47	1,82	0,22	3,68
Новгородська область	0,17	1,45	2,33	0,24	4,19
Новосибірська область	0,17	1,09	2,90	0,12	4,28
Омська область	0,17	1,15	2,93	0,12	4,37
Оренбурзька область	0,17	1,05	2,76	0,12	4,10
Орловська область	0,17	1,19	2,14	0,12	3,62
Пензенська область	0,17	1,09	1,44	0,12	2,82
Пермська область	0,17	1,12	2,16	0,10	3,55
Псковська область	0,17	1,42	1,47	0,12	3,18
Ростовська область	0,17	1,39	3,98	0,12	5,66
Рязанська область	0,17	1,38	1,13	0,12	2,80
Самарська область	0,17	1,18	2,08	0,12	3,55
Саратовська область	0,17	1,37	1,59	0,12	3,05
Сахалінська область	0,17	1,43	1,63	0,12	3,35
Свердловська область	0,17	1,30	2,63	0,12	4,22
Смоленська область	0,17	1,43	1,46	0,40	3,46
Тамбовська область	0,17	0,97	1,20	0,40	2,74
Тверська область	0,17	1,38	1,19	0,17	2,91
Томська область	0,17	1,07	2,05	0,18	3,47
Тульська область	0,17	1,37	1,36	0,20	3,10
Тюменська область	0,17	0,98	0,92	0,12	2,19
Ульяновська область	0,17	1,10	1,83	0,13	3,23
Челябінська область	0,17	1,50	1,92	0,12	3,71
Читинська область	0,17	1,56	4,79	0,12	6,64
Ярославська область	0,17	0,95	1,82	0,12	3,06
м. Москва	0,17	1,45	1,52	0,12	3,26
м. Санкт-Петербург	0,17	1,47	1,86	0,12	3,62
Єврейська АО	0,17	1,54	7,88	0,12	9,60
Агинський Бурятський АО	0,17	1,16	2,95	0,16	4,44
Комі-Пермяцький АО	0,17	1,24	1,66	0,12	3,19
Корякський АО	0,17	1,04	1,10	0,12	2,43
Ненецький АО	0,17	1,15	1,35	0,12	2,79
Таймирський АО	0,17	0,95	0,77	0,23	2,12
Усть-Ординський Бурятський АО	0,17	1,25	4,63	0,12	6,17
Ханти-Мансійський АО	0,17	1,31	1,42	0,12	3,02
Чукотський АО	0,17	1,10	1,51	0,12	2,90
Евенкійський АО	0,17	1,25	3,18	0,12	4,72
Ямало-Ненецький АО	0,17	1,35	1,58	0,12	3,22
У цілому по РФ	0,17	1,30	2,19	0,24	3,90

ДОДАТОК С

Таблиця С1

ЕРОА в житлових будинках та ОА Радону-222 на подвір'ях мешканців м. Дніпро в 2009 році

№ з/п	Місця розташування радонометрів (м. Дніпро)	Усередині будинку	Ззовні будинку
		ЕРОА радону-222, Бк/м ³	ОА радону-222, Бк/м ³
Вимірювання 09.08.2009 – 18.09.2009 рр.			
1.	Пров. Залізничний, 10	45	40
2.	Пров. Залізничний, 12	68	48
3.	Пров. Залізничний, 14	34	55
4.	Пров. Залізничний, 50	24	63
5.	Вул. Залізнична, 37	197	25
6.	Вул. Залізнична, 50	278	63
7.	Вул. Залізнична, 56	96	88
8.	Вул. Залізнична, 62	125	38
9.	Вул. Залізнична, 71	120	33
10.	Вул. Сніжна, 6	131	35
Вимірювання 23.11.2009 – 23.12.2009 рр.			
11.	Пров. Залізничний, 10 (будинок)	116	58
12.	Пров. Залізничний, 12 (будинок)	149	35
13.	Пров. Залізничний, 14 (будинок)	176	80
14.	Вул. Залізнична, 31 (будинок)	176	63
15.	Вул. Залізнична, 50 (будинок)	39	60
16.	Вул. Залізнична, 50-А (будинок)	615	63
17.	Вул. Залізнична, 56 (будинок)	195	85
18.	Вул. Залізнична, 62 (будинок)	210	53
19.	Вул. Сніжна, 6 (будинок)	253	90
20.	Вул. Сніжна, 15 (будинок)	297	60



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Національний університет
водного господарства
та природокористування

ЕРОА в житлових будинках та ОА Радону-222 на подвір'ях мешканців м. Кам'янське в 2009 році

№ з/п	Місця розміщення радонометрів	ЕРОА радону-222, Бк/м ³	ОА радону-222, Бк/м ³
Вимірювання 26.03.2009 – 12.05.2009 рр.			
1.	Вул. Менделєєва, буд. № 3, кв.1	128	320
2.	Вул. Київська, буд. №10, кв.2	113	283
3.	Вул. Войкова, буд. №9-В	1190	2968
4.	Вул. Москворецька, буд. №48, кв.14	52	130
Вимірювання 07.08.2009 – 08.09.2009 рр.			
5.	Пров. Ангарський 7, підвал	463	1157
6.	2-й Невський пров. 36, підвал	210	524
7.	Вул. Долматова, 14, підвал	202	506
8.	Вул. Шевченківська, 18	202	506
Вимірювання 17.11.2009 – 24.12.2009 рр.			
9.	Пров. Ангарський, 7	315	785
10.	2-й Невський пров., 36	187	468
11.	Вул. Долматова, 14	75	188
12.	вул. Шевченківська, 18	46	115



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Національний університет
водного господарства
та природокористування

ДОДАТОК D

Таблиця D1

Типові значення OA радону в приміщенні трикімнатної квартири на першому поверсі цегляного будинку («хрущівка») м. Рівне (вул. Полуботка 8, кв. 85)

n	Час вимірювання	$T, ^\circ C$	$B, \%$	$P, мм.рт.ст.$	$OA, Бк/м^3$	$\Delta OA, Бк/м^3$
8.02.2016						
1	22-13	21	45	744	20	14
2	22-49	22	41	743	20	14
3	23-13	23	40	743	25	15
4	23-35	23	39	743	40	20
5	23-59	24	38	743	41	20
9.02.2016						
6	0-23	24	38	743	10	9
7	0-46	24	37	742	35	18
8	1-08	24	37	742	41	20
9	1-31	24	37	742	5	6
10	1-55	24	38	742	31	17
11	2-18	24	38	742	10	9
12	2-41	24	38	742	51	23
13	3-05	24	38	742	36	19
14	3-28	24	38	741	41	20
15	3-51	24	38	741	25	16
16	4-15	25	38	741	56	24
17	4-38	25	38	741	42	21
18	5-01	25	38	741	52	23
19	5-25	25	38	741	47	22
20	5-48	25	37	741	67	27
21	6-14	25	37	741	36	19
22	6-38	24	37	741	15	12
23	7-01	24	37	741	30	17
24	7-24	24	37	741	30	17
25	7-48	24	37	741	20	14
26	8-01	24	37	741	30	17
27	8-24	24	37	741	20	14
28	8-48	24	36	741	25	15
29	9-11	24	36	741	15	12
30	9-35	24	36	741	35	18
31	9-58	24	36	741	45	21
32	10-21	25	37	741	26	16
33	10-45	25	36	741	51	23
34	11-07	25	36	741	36	19
35	11-30	24	36	741	20	13
36	11-54	24	36	741	35	18
37	12-17	24	36	741	30	17
38	12-40	24	36	740	35	18
39	13-04	24	36	740	55	24
40	13-27	24	36	740	45	21
41	13-50	24	36	740	25	15
42	14-14	24	36	740	45	21
43	14-37	24	37	740	20	14
44	15-02	24	37	740	30	17
45	15-26	24	37	740	25	15



Национальний університет
водного господарства
та природокористування



Национальный университет
водного хозяйства
и природопользования

46	15-49	24	37	739	20	14
47	16-12	24	37	739	20	14
48	16-36	24	38	739	25	16
49	16-59	24	38	739	31	17
50	17-23	24	37	739	51	23
51	17-46	24	37	739	25	15
52	18-09	24	37	739	30	17
53	18-33	24	37	739	35	18
54	18-56	24	37	739	30	17
55	19-19	24	37	739	46	21
56	19-43	24	37	739	30	17
57	20-06	24	37	739	41	20
58	20-29	24	37	739	35	18
59	20-53	24	37	739	25	15
60	21-16	24	37	739	46	21
61	21-39	24	37	739	20	14
62	22-03	24	37	739	15	12
63	22-26	25	37	739	36	19



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця D2

Розраховані значення динаміки надходження радону в приміщення згідно з даними таблиці 1

n	$\lambda_v(t),$ $(20 \text{ хв})^{-1}$	$dOA/dt,$ $\text{Бк}/(\text{м}^3 \cdot 20 \text{ хв})$	$S_c,$ $\text{Бк}/(\text{м}^3 \cdot 20 \text{ хв})$
1	1,29	4,58	-4,78
2	1,33	2,95	-3,45
3	1,23	-2,00	-10,41
4	1,08	3,00	-2,40
5	1,31	3,20	1,01
6	1,50	-7,00	-16,21
7	1,55	-2,00	-13,22
8	1,39	0	-11,22
9	1,38	3,20	-4,81
10	1,08	-1,00	-10,01
11	1,10	7,20	5,41
12	0,78	-1,20	-4,19
13	0,88	9,20	15,43
14	0,79	-1,80	2,62
15	0,77	3,20	10,83
16	0,57	1,20	10,04
17	0,73	8,40	25,66
18	0,82	-4,00	9,25
19	0,91	-5,40	2,43
20	1,00	-4,40	-0,98
21	1,30	-3,40	-3,39
22	1,48	-9,40	-18,81
23	1,46	-1,20	-11,81
24	1,49	1,00	-8,61
25	1,65	-1,00	-11,61
26	1,59	-3,00	-16,62
27	1,36	3,00	-7,61
28	1,27	3,00	-4,61

29	1,05	1,20	-5,20
30	0,90	5,20	4,01
31	1,00	4,20	7,22
32	1,06	-3,00	-2,99
33	1,04	-2,00	-3,99
34	1,14	0,80	-0,39
35	1,02	-3,20	-7,60
36	0,86	3,80	3,21
37	0,94	5,00	9,42
38	0,84	-2,00	0,42
39	0,93	3,00	8,43
40	1,08	-3,00	-0,58
41	1,23	-5,00	-7,59
42	1,30	-4,00	-10,60
43	1,53	-1,00	-8,61
44	1,61	-5,00	-17,62
45	1,57	1,00	-10,62
46	1,31	0,20	-11,22
47	1,21	5,20	-1,00
48	1,12	1,00	-4,20
49	1,04	2,00	-1,20
50	1,05	2,00	0,81
51	1,08	-0,20	-1,59
52	1,05	-1,00	-3,39
53	0,97	1,00	-0,39
54	0,97	2,20	3,01
55	1,01	0	0,81
56	1,01	-1,00	-1,19
57	1,07	0	-0,19
58	1,25	-2,00	-4,19
59	1,30	-5,20	-12,61
60	1,34	0,20	-7,01
61	1,55	-1,00	-9,21




Національний університет
водного господарства
та природокористування

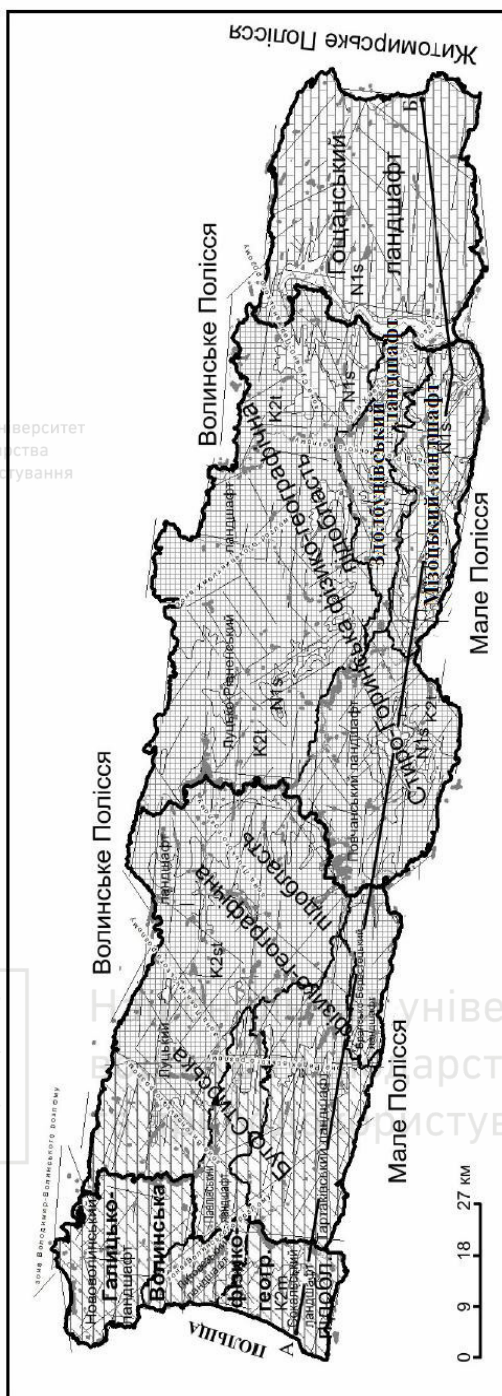


Національний університет
водного господарства
та природокористування



ДОДАТОК Е


Карта фізико-географічного районування Волинської височини


 Національний університет
 водного господарства
 та природокористування




Умовні позначення:

 — межі ландшафтів
 — межі фізико-географічних підобластей

 лінаменти тектонічних зон розломів, виділені при аналізі морфології ландшафтів

Літологія порід, які карстуються

 мергелі крейдоподібні
 крейда писальна
 вапняки

A — B

лінія гіпсометричного профілю

ДОДАТОК F

Таблиця F1

Результати експериментальних даних вимірювання ОА радону в воді природних джерел Здолбунівського р-ну*

№ з/п	Назва джерела (народна), витоку річки	Час відбору	ОА води, Бк/л	Місце розташування, куди впадає
5	Мізочок	16-34 26.06.14	7 ± 2	С. Мізочок
6	Кам'янка	10-22 26.06.14	8 ± 3	Хутір Кам'янка, у притоку р. Стубелка
8а	Клопіт 1	10-47 26.06.14	6 ± 2	Хутір Клопіт, у притоку р. Устя
8б	Клопіт 2 (ліс)	11-07 26.06.14	9 ± 3	Хутір Клопіт, у притоку р. Устя
16	Джерело	16-15 26.06.14	7 ± 2	с. Петриківщина
17	Джерело «Біля кузні»	12-30 26.06.14	8 ± 3	с. Борщівка I
18	Млинове джерело	12-50 26.06.14	6 ± 2	с. Буща
24	Джерело	14-33 12.06.14	6 ± 2	ур. Шинкарове
25	Джерело	14-41 12.06.14	10 ± 4	Придорожне, с. Дермань II
26	Батіївка	13-52 12.06.14	12 ± 4	с. Дермань II
27	Каменяки	14-16 12.06.14	6 ± 2	ур. Кампанка
28	Джерело	14-06 12.06.14	3 ± 1	ур. «Біля бані»
29	Джерело	13-40 12.06.14	2 ± 0	ур. «Біля Биски»
36	Джерело Св. Миколая	10-58 12.06.14	5 ± 2	с. Гільча I (р. Устя)
65	Витік р. Піщанка	13-01 26.06.14	11 ± 4	с. Кунин
67	Джерело	11-55 12.06.14	4 ± 1	с. Кунин, ур. Підгірне
68	Джерело Кринька	12-01 12.06.14	11 ± 4	с. Коршів
71	Джерело	11-31 12.06.14	5 ± 2	с. Лідаво
72	Зінків камінь	13-30 26.06.14	7 ± 2	Кв.63, Мостівське лісництво с. Мости
73	Пекло	14-36 26.06.14	10 ± 4	Кв.76, Мостівське лісництво с. Мости
79	Джерело	12-02 26.06.14	9 ± 3	Обхід №7, ур. «Звіринець» Півчанська с/р
80	Джерело	16-12 26.06.14	6 ± 2	Обхід №7 ур. Городне Будеражська с/р
82	Джерело	13-52 26.06.14	8 ± 3	Обхід №9 ур. Будки Будеражська с/р
83	Джерело	15-15 26.06.14	10 ± 4	Обхід №10, ур. Вільхава Будеражська с/р
86	Джерело	14-15 26.06.14	10 ± 4	Обхід №14, ур. Кудрин Будеражська с/р
88	Криниця «Журавель»	12-19 26.06.14	14 ± 5	Біля с. Борщівка
89	Водопровідна вода с. Мізоч	9-34 26.06.14	11 ± 4	с. Мізоч

*) Нумерація джерел за розпорядженням голови Здолбунівської РДА про закріплення підприємств за природними джерелами води району.

ДОДАТОК G

Карта радоновмісності природних водних джерел Здолбунівського району Рівненщини

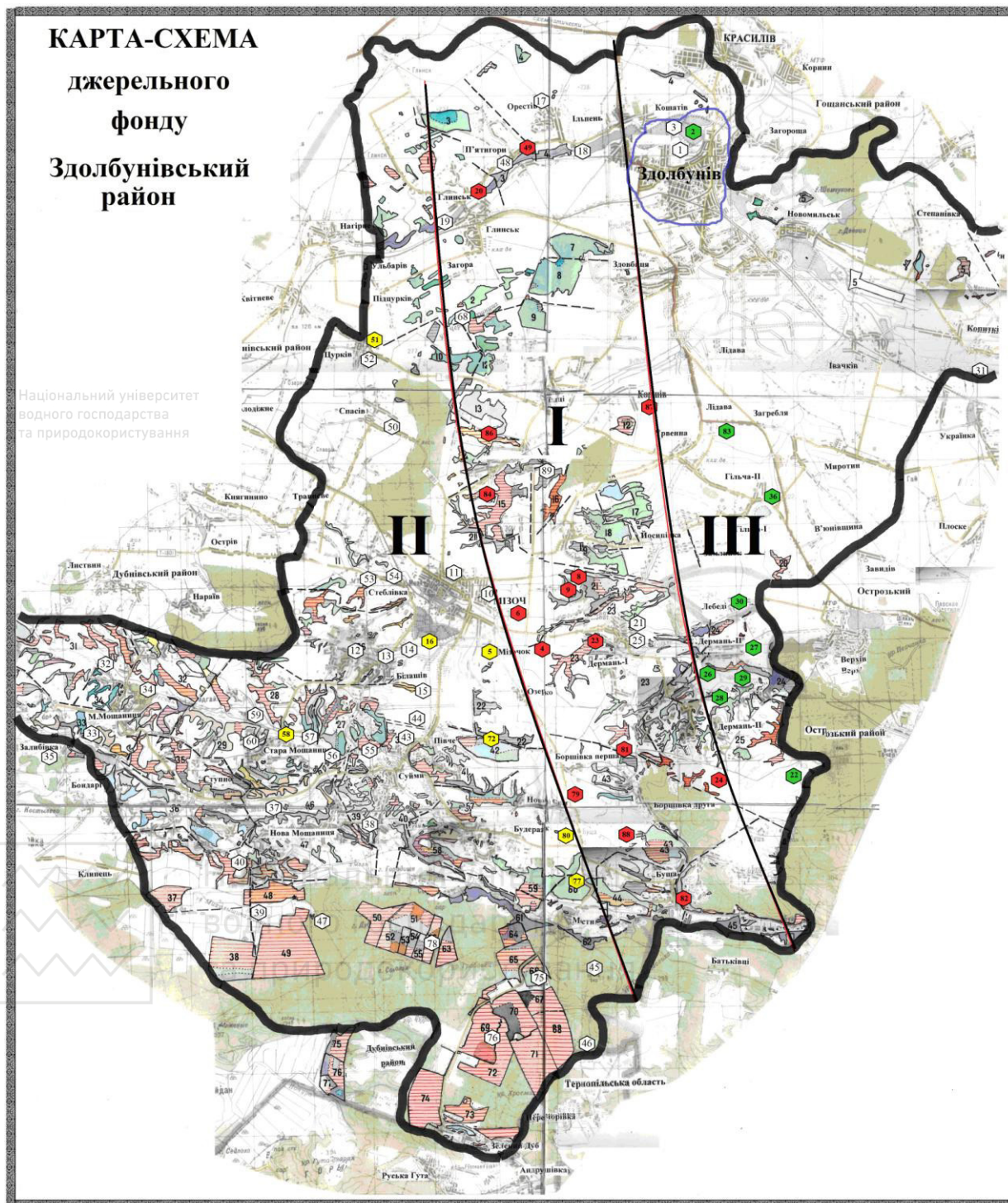
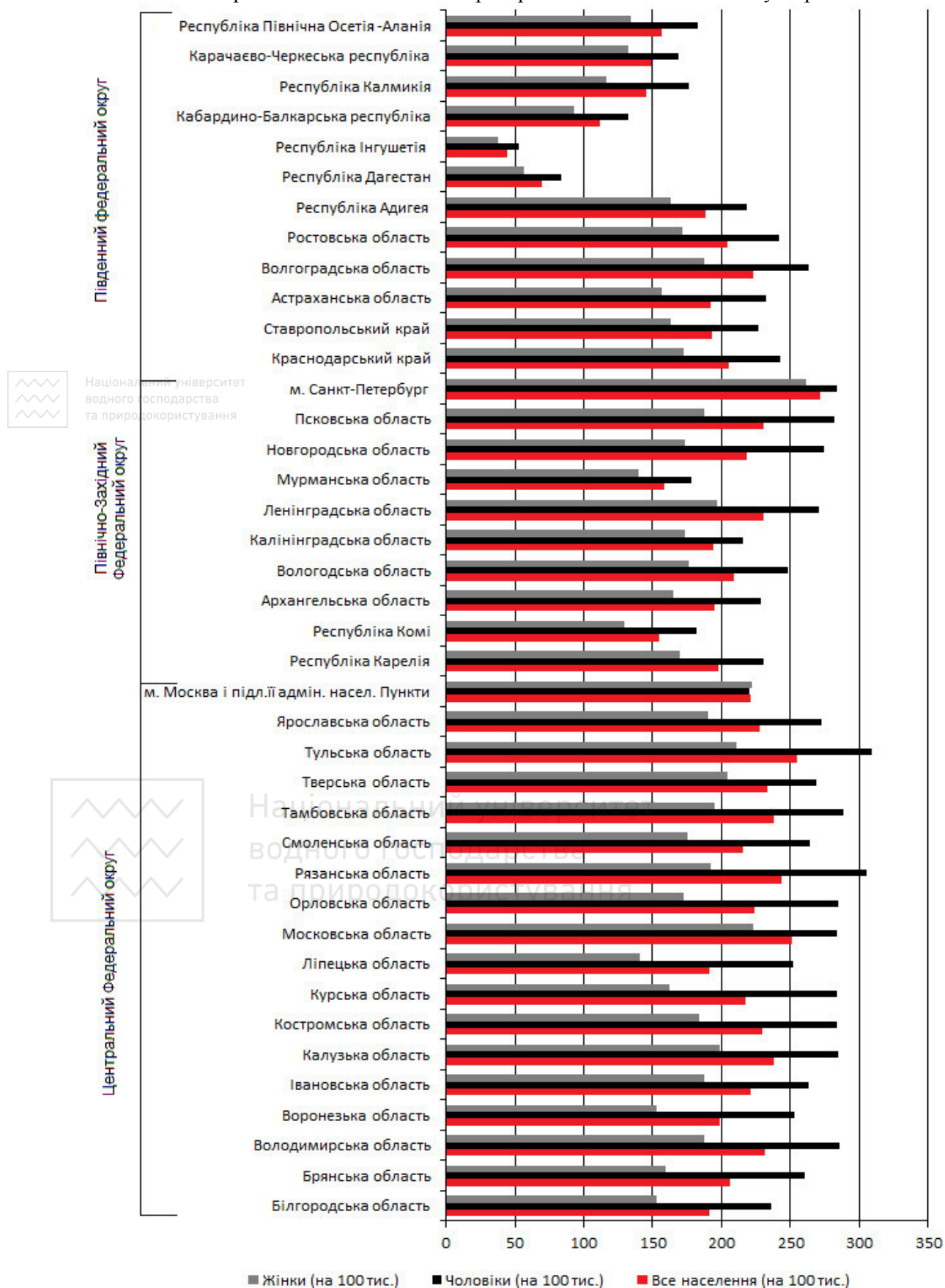


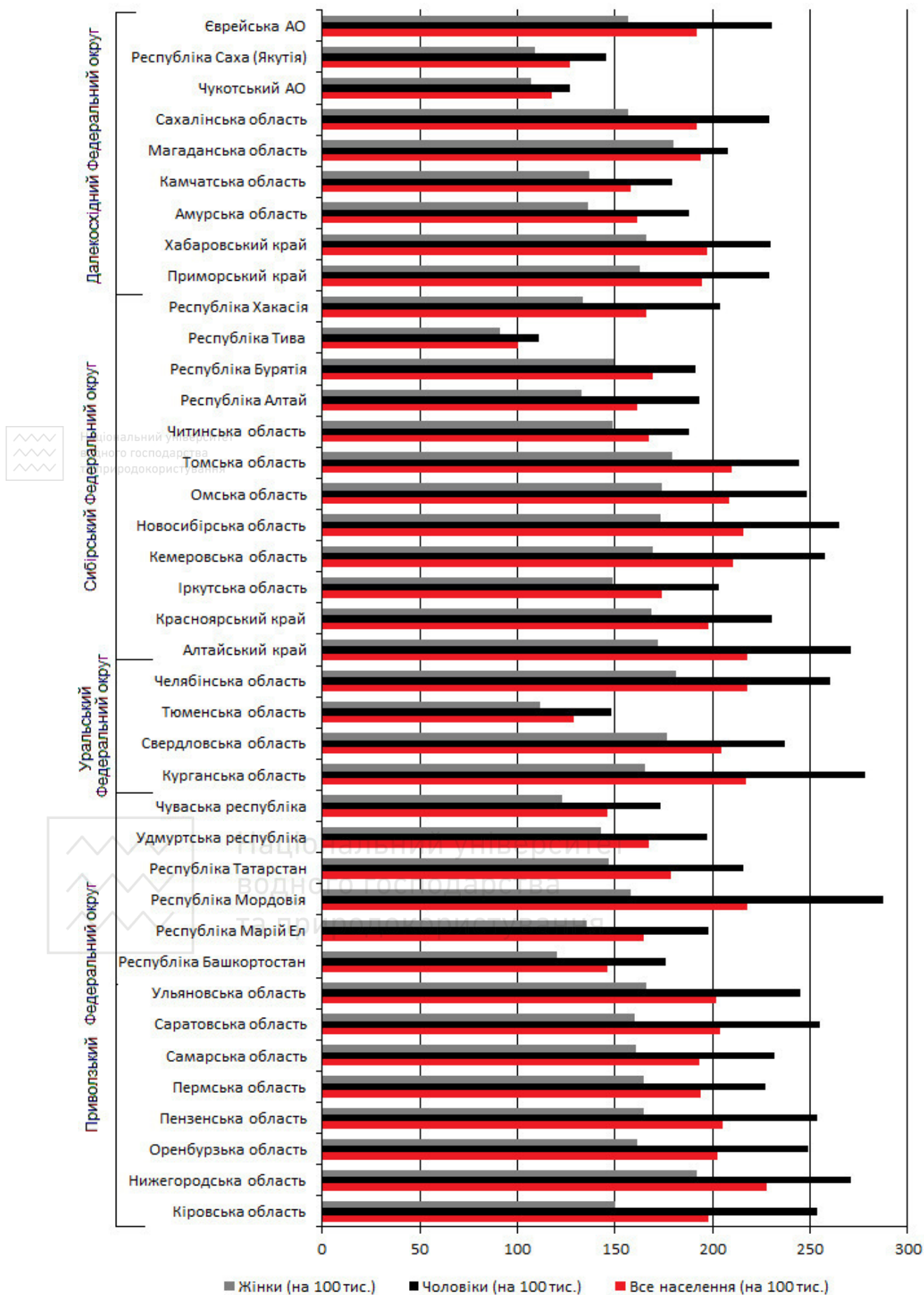
Рис. F1. Карта радоновмісності природних водних джерел Здолбунівського району Рівненщини

ДОДАТОК Н

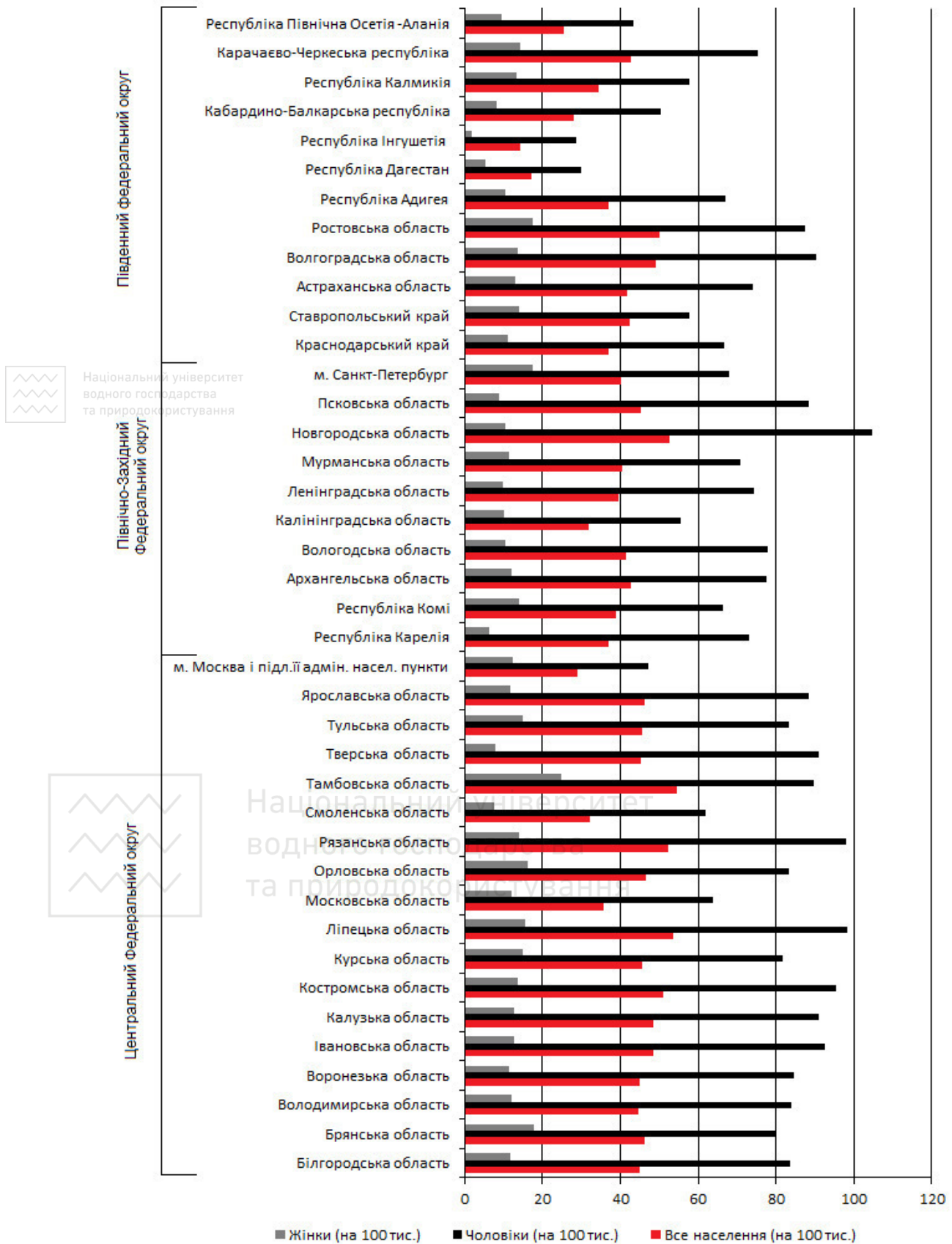
Гістограма Н1

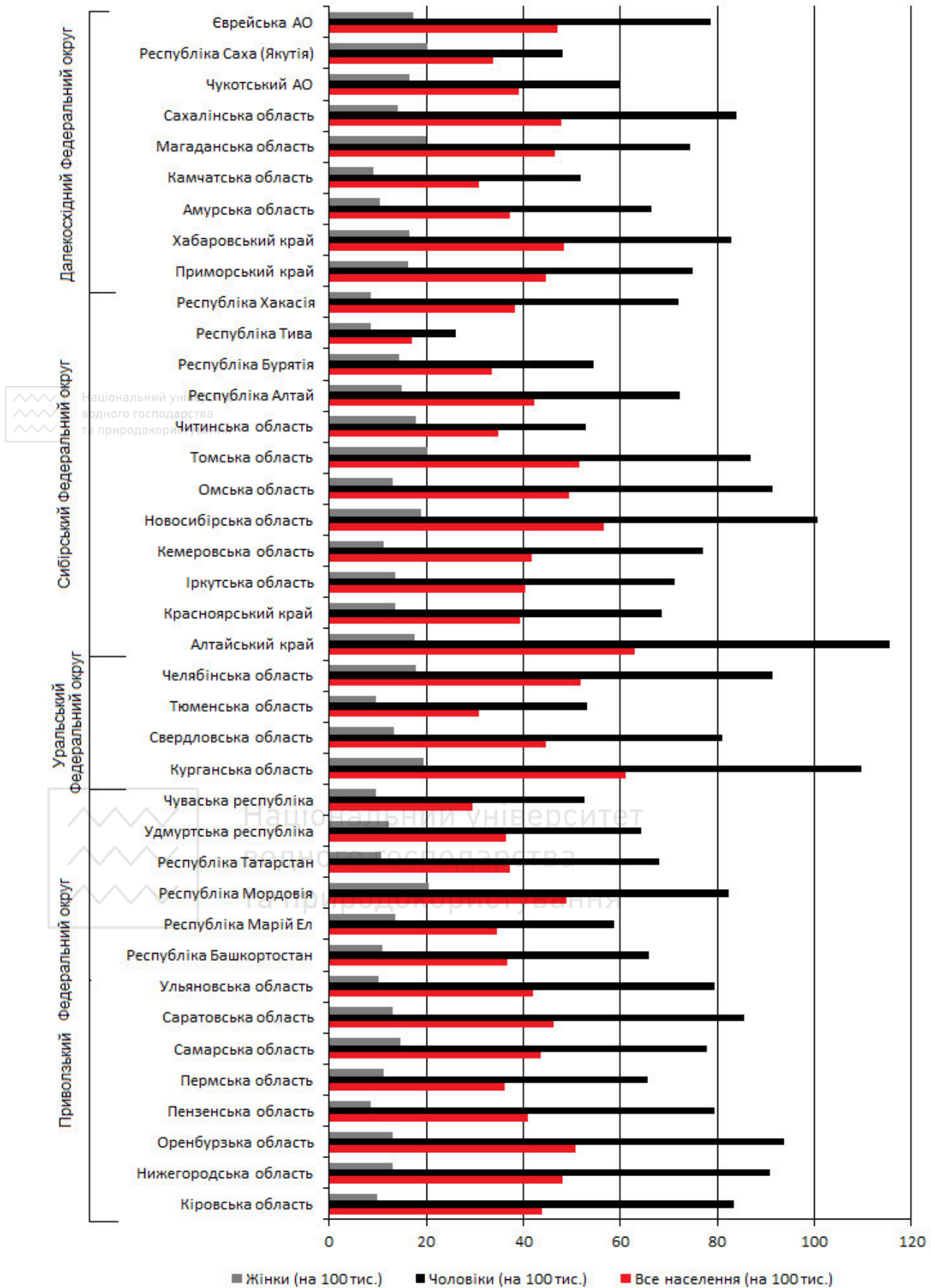
Захворюваність населення на території Росії зляжкісними новоутвореннями



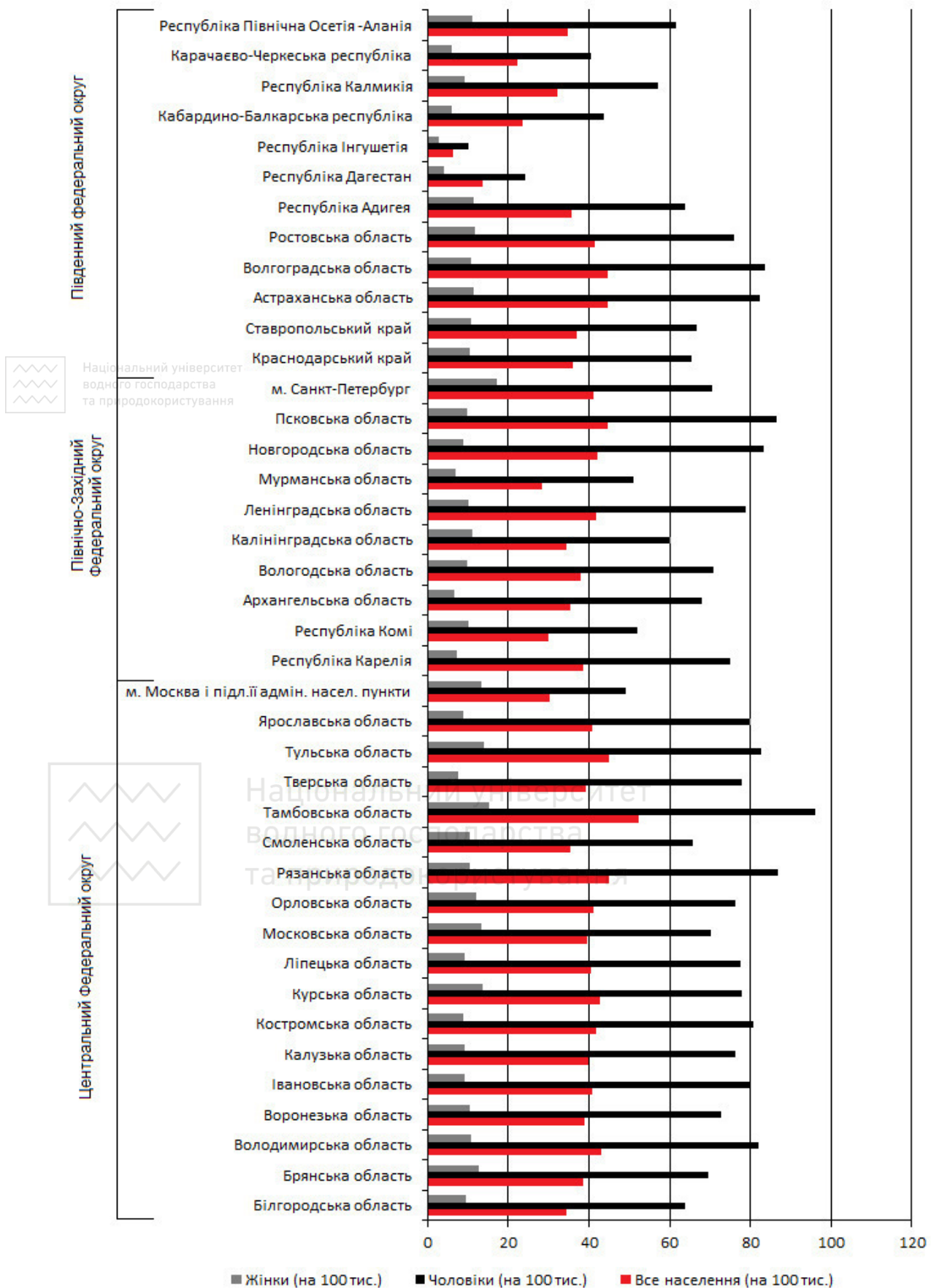


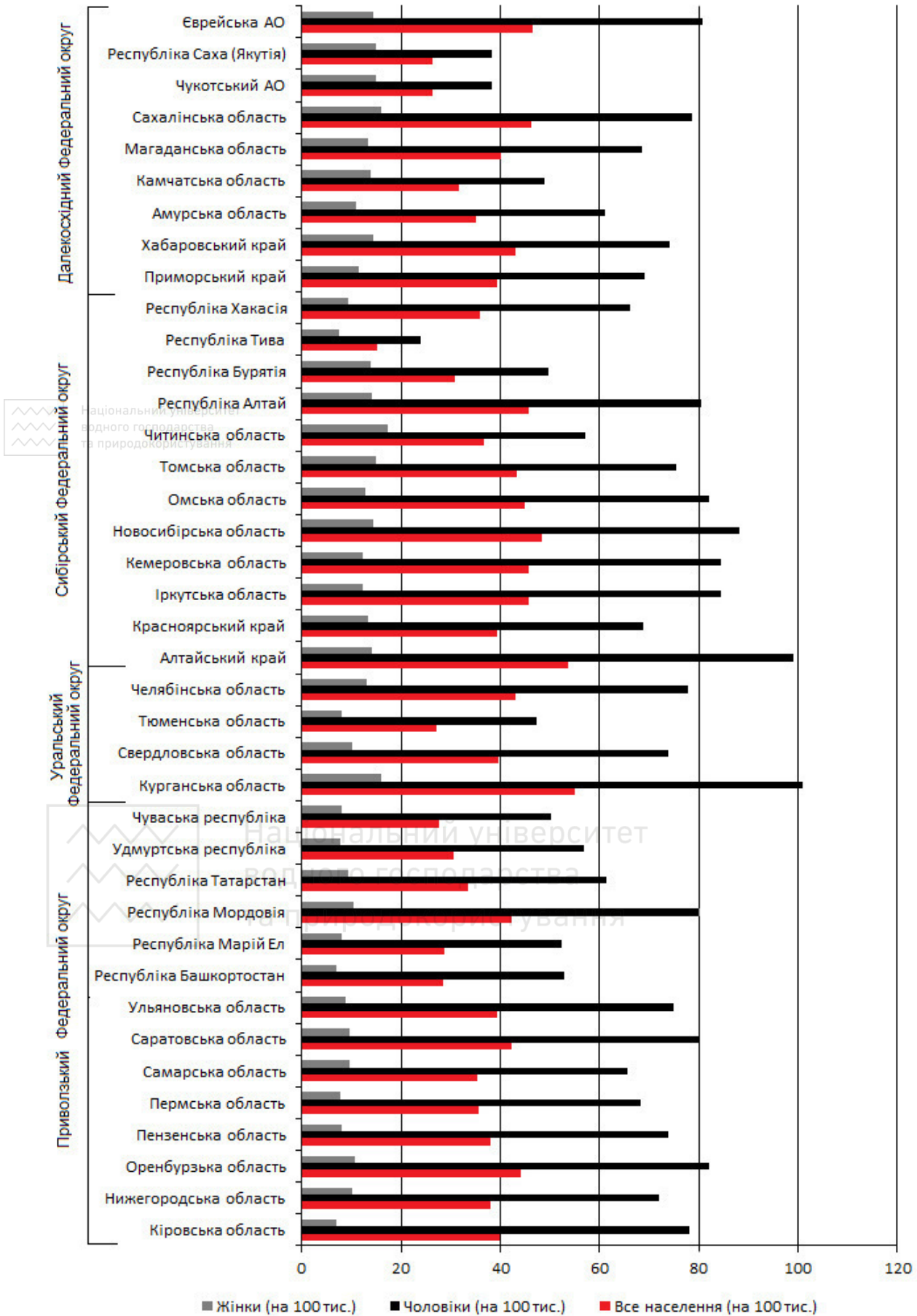
Захворюваність населення на території Росії зляжкісними новоутвореннями органів дихання (легені, трахея, бронхи)





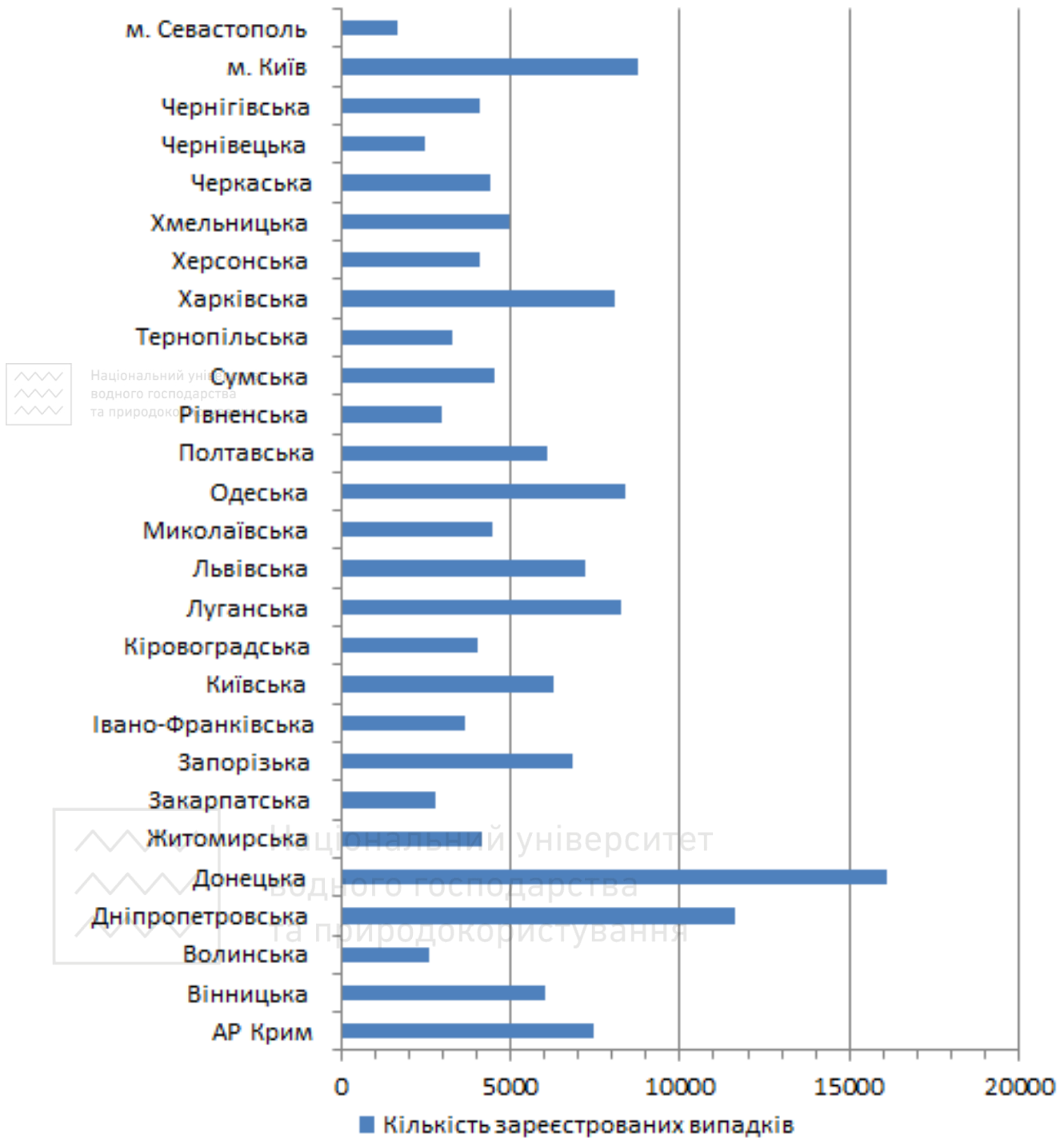
Смертність населення на території Росії від злویкісних новоутворень органів дихання (легені, трахея, бронхи)





ДОДАТОК І

Кількість хворих на новоутворення (на 100000 населення України* до 2001 року) [134]

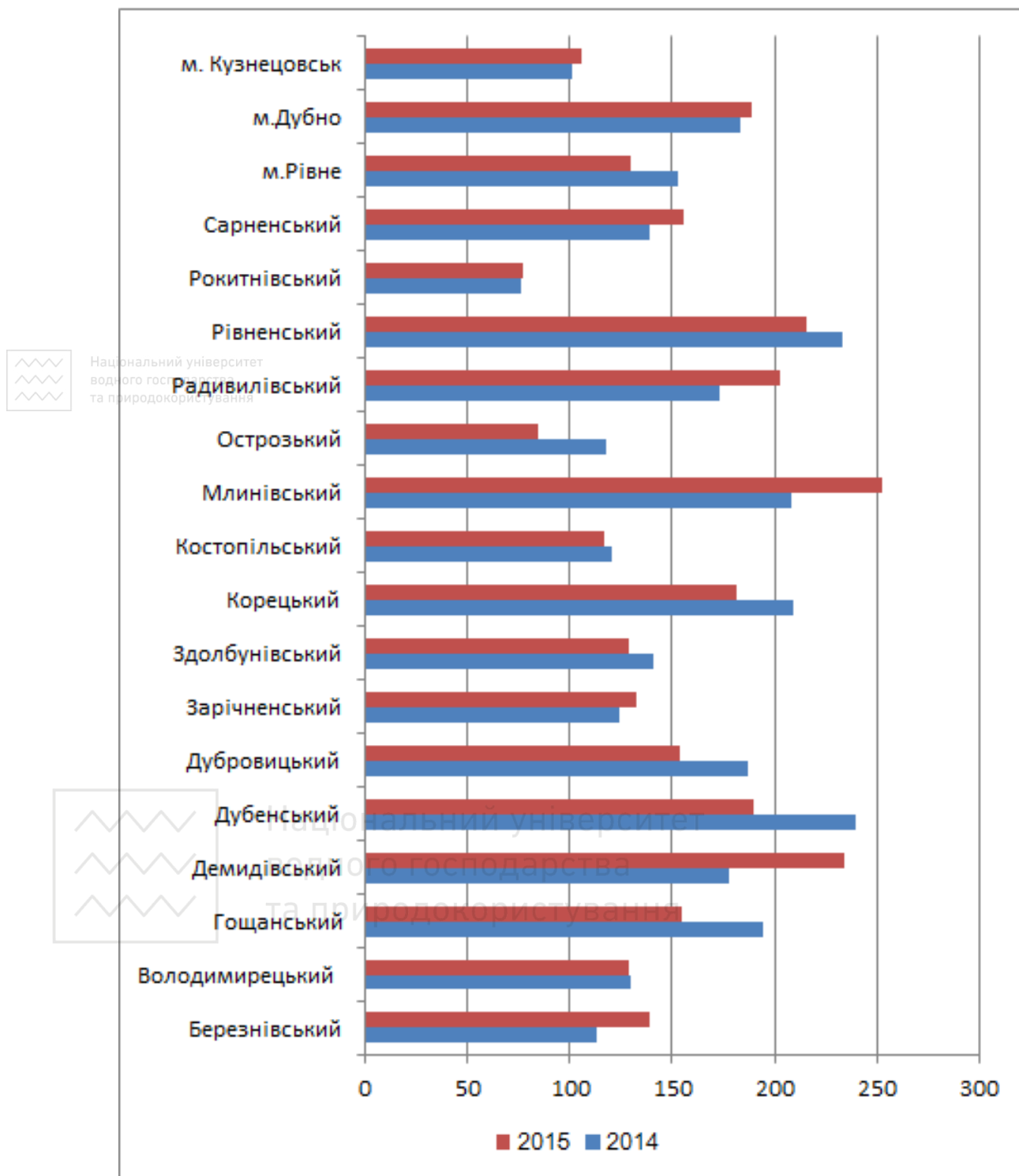


* – Медстат., база даних «Здоров'я для всіх», 2002 р.

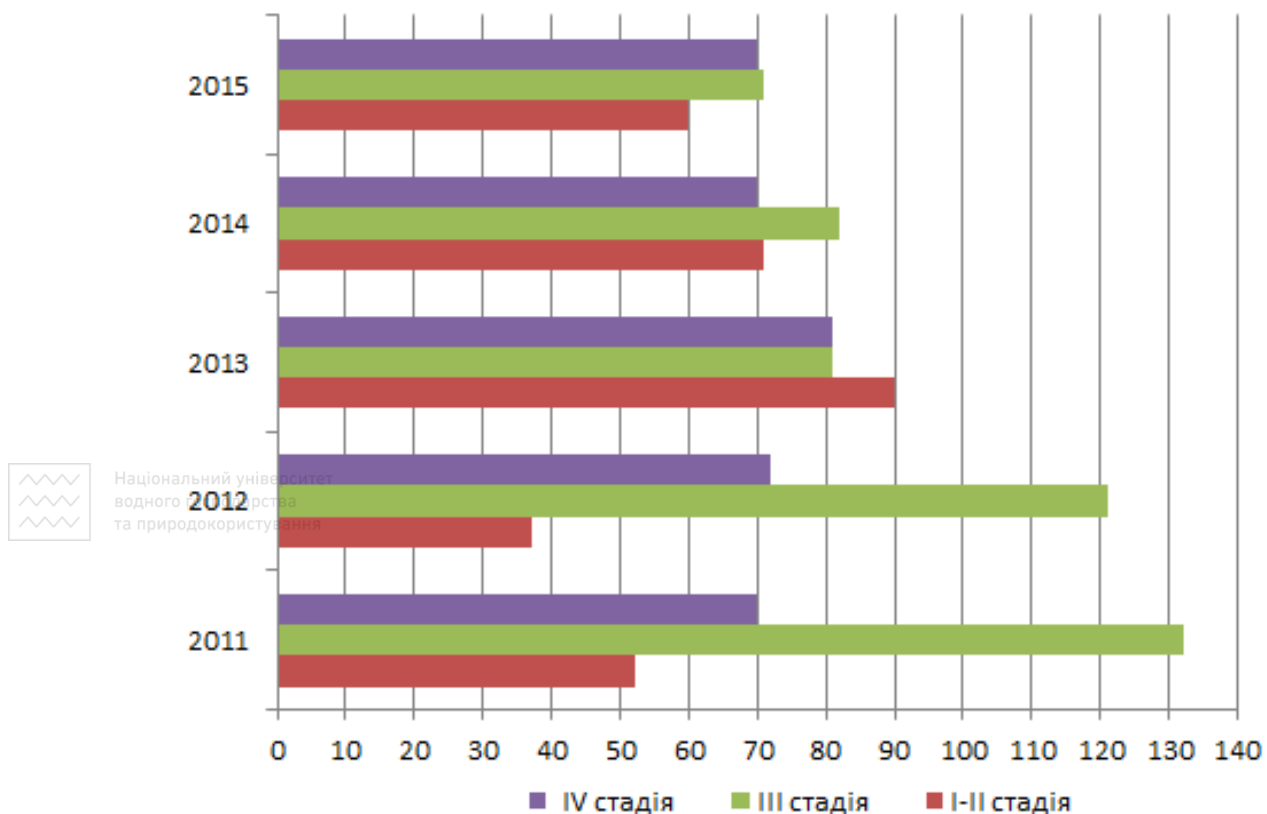
ДОДАТОК J

Гістограма J1

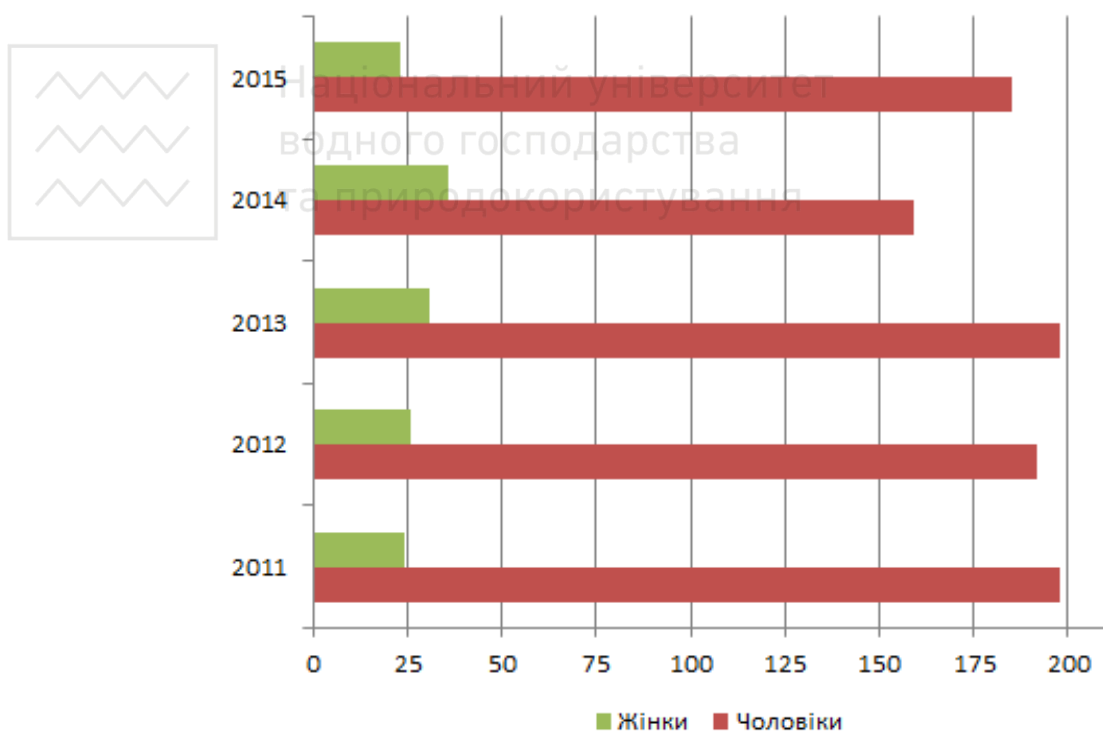
Смертність населення Рівненської області від новоутворень у 2014-2015 рр. (на 100000 людей)



Кількість хворих на злоякісні новоутворення у трахеї, бронхах, легенях в 2011-2015 роках у Рівненській області в залежності від стадії хвороби



Кількість померлих від злоякісних новоутворень в трахеї, бронхах, легенях в 2011-2015 роках у Рівненській області



ДОДАТОК К

Таблиця К1

Значення коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ залежно від часу експозиції ДПП радону t і реперних значень OA ($Бк/м^3$) у житлових приміщеннях м. Рівного, розрахованих за моделлю постійного відносного ризику

t , роки	$OA_{зм} =$ = 200	$OA_{ар} =$ = 262,5	$OA_{вим} =$ = 1000	$OA_{мах} =$ = 1420
10	0,0325*	0,0427	0,1629	0,231
	0,0465	0,0610	0,2324	0,3300
	0,0578	0,0758	0,2889	0,41
15	0,0651	0,0854	0,3254	0,462
	0,093	0,122	0,4648	0,66
	0,1155	0,1516	0,5777	0,82
20	0,0976	0,1281	0,488	0,693
	0,139	0,1830	0,6972	0,99
	0,1733	0,2275	0,8665	1,23
25	0,1301	0,1708	0,6507	0,924
	0,186	0,244	0,9296	1,32
	0,2311	0,3033	1,1554	1,6401
30	0,1627	0,2135	0,8134	1,155
	0,2324	0,3050	1,162	1,65
	0,2889	0,3791	1,4442	2,0501
35	0,1952	0,2562	0,9761	1,3859
	0,2780	0,366	1,3944	1,98
	0,3466	0,4549	1,733	2,4601
40	0,2278	0,2989	1,1388	1,6169
	0,3254	0,427	1,6268	2,3101
	0,4044	0,5307	2,0219	2,8701
45	0,2603	0,3416	1,3014	1,8479
	0,3718	0,488	1,8592	2,6401
	0,4621	0,6066	2,3107	3,2802
50	0,2928	0,3843	1,4641	2,0789
	0,4183	0,5491	2,0916	2,9701
	0,5199	0,6824	2,5996	3,6902
55	0,3254	0,427	1,6268	2,31
	0,4648	0,6101	2,324	3,3001
	0,5777	0,7582	2,8884	4,1002
60	0,3579	0,4697	1,7895	2,5409
	0,5113	0,6711	2,5564	3,6301
	0,6355	0,834	3,1772	4,5102
65	0,3904	0,5124	1,9522	2,7719
	0,5579	0,7321	2,7888	3,9601
	0,6932	0,9099	3,4661	4,9202
70	0,423	0,5552	2,1148	3,0029
	0,6042	0,7931	3,0212	4,2901
	0,751	0,9857	3,7549	5,3303

Значення коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ залежно від часу експозиції ДПП радону t і реперних значень OA ($Bк/м^3$) у житлових приміщеннях м. Рівного, розрахованих за моделлю Якобі

t , роки	$OA_{зм} =$ = 200	$OA_{ap} =$ = 262,5	$OA_{вн.м} =$ = 1000	$OA_{мах} =$ = 1420
10	0,0917*	0,1204	0,4586	0,6512
	0,131	0,172	0,6552	0,9304
	0,1629	0,2138	0,8143	1,156
15	0,2273	0,2984	1,1365	1,6138
	0,3247	0,4262	1,6236	2,3055
	0,4036	0,5297	2,0179	2,8645
20	0,3276	0,43	1,6379	2,3256
	0,468	0,6142	2,3398	3,3225
	0,5816	0,7634	2,908	4,1281
25	0,3971	0,5212	1,9855	2,8193
	0,5673	0,7446	2,8365	4,0278
	0,7051	0,9254	3,5254	5,0043
30	0,4384	0,5754	2,192	3,1124
	0,6263	0,822	3,1315	4,4467
	0,7784	1,0216	3,8919	5,5248
35	0,4677	0,6138	2,3384	3,3203
	0,6681	0,8769	3,3406	4,7437
	0,8304	1,0899	4,1519	5,8938
40	0,4874	0,6397	2,4368	3,4599
	0,6962	0,9138	3,4811	4,9431
	0,8653	1,1357	4,3265	6,1416
45	0,5005	0,657	2,5026	3,5534
	0,715	0,9385	3,5751	5,0767
	0,8888	1,1664	4,4434	6,3075
50	0,5093	0,6685	2,5465	3,6158
	0,7276	0,955	3,6379	5,1658
	0,9043	1,1869	4,5214	6,4183
55	0,515	0,6759	2,5748	3,6559
	0,7357	0,9655	3,6783	5,2231
	0,9143	1,2	4,5716	6,4895
60	0,5181	0,68	2,5905	3,6782
	0,7401	0,9714	3,7006	5,2549
	0,9199	1,2073	4,5994	6,529
65	0,5203	0,6829	2,6015	3,6939
	0,7433	0,9756	3,7165	5,2774
	0,9238	1,2125	4,619	6,5569
70	0,5219	0,685	2,6094	3,705
	0,7455	0,9752	3,7277	5,2933
	0,9266	1,2162	4,633	6,5767

Значення коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ залежно від часу експозиції ДПП радону t і реперних значень OA ($Bк/м^3$) у житлових приміщеннях м. Рівного, розрахованих за моделлю BEIR-IV

t , роки	$OA_{зм} =$ = 200	$OA_{ap} =$ = 262,5	$OA_{вн.м} =$ = 1000	$OA_{мах} =$ = 1420
10	0,0823*	0,1081	0,4116	0,5844
	0,1176	0,1544	0,588	0,835
	0,1462	0,1918	0,7308	1,0374
15	0,1646	0,2161	0,8232	1,1688
	0,2352	0,3087	1,176	1,67
	0,2923	0,3837	1,4616	2,0748
20	0,2058	0,2701	1,029	1,4611
	0,294	0,3859	1,47	2,0874
	0,365	0,4796	1,827	2,5935
25	0,247	0,3241	1,2348	1,7533
	0,3528	0,463	1,764	2,5049
	0,4385	0,5755	2,1924	3,1122
30	0,2881	0,3782	1,4406	2,0455
	0,4116	0,5402	2,058	2,9224
	0,5116	0,6714	2,5578	3,6309
35	0,3293	0,4321	1,6464	2,3377
	0,4704	0,6174	2,352	3,3398
	0,5846	0,767	2,9232	4,1496
40	0,3704	0,4862	1,8522	2,6295
	0,5292	0,6946	2,646	3,7573
	0,6577	0,8633	3,2886	4,6683
45	0,4116	0,5402	2,058	2,9222
	0,588	0,7718	2,94	4,1748
	0,7308	0,9592	3,654	5,187
50	0,4528	0,5943	2,2638	3,2144
	0,6468	0,8489	3,234	4,5923
	0,8039	1,0551	4,0194	5,7057
55	0,4116	0,5402	2,058	2,9222
	0,588	0,7718	2,94	4,1748
	0,7308	0,9592	3,654	5,187
60	0,4459	0,5852	2,2295	3,1657
	0,637	0,8361	3,185	4,5227
	0,7917	1,0391	3,9585	5,6193
65	0,1921	0,2521	0,9604	1,3637
	0,2744	0,3601	1,372	1,9483
	0,341	0,4476	1,7052	2,4206
70	0,2058	0,2701	1,029	1,4611
	0,294	0,3859	1,47	2,0874
	0,3654	0,4796	1,827	2,5935



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Значення коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ в залежності від часу експозиції ДПП радону t і реперних значень OA ($Bк/м^3$) у житлових приміщеннях м. Рівного, розрахованих за моделлю BEIR-VI (Варіант 1) для курців

t , роки	$OA_{\text{см}} =$ = 200	$OA_{\text{ap}} =$ = 262,5	$OA_{\text{вн.м}} =$ = 1000	$OA_{\text{max}} =$ = 1420
10	0,0545*	0,0715	0,2724	0,3868
	0,0778	0,1022	0,3892	0,5527
	0,0967	0,127	0,4837	0,6866
15	0,1733	0,2274	0,8663	1,2301
	0,2475	0,3249	1,2376	1,7574
	0,3076	0,4038	1,5382	2,1835
20	0,2356	0,3093	1,1782	1,6729
	0,3366	0,4418	1,6831	2,3901
	0,4184	0,5491	2,0919	2,9695
25	0,4464	0,5858	2,2317	3,1688
	0,6376	0,8369	3,1882	4,5272
	0,7925	1,0402	3,9625	5,6249
30	0,5034	0,6608	2,5172	3,5742
	0,7192	0,944	3,596	5,1063
	0,8939	1,1732	4,4693	6,3443
35	0,8637	1,1336	4,3183	6,1315
	1,2338	1,6194	6,169	8,7599
	1,5334	2,0126	7,6671	10,8838
40	0,9516	1,249	4,7581	6,756
	1,3595	1,7843	6,7973	9,6521
	1,69	2,2176	8,4481	11,9923
45	1,0396	1,3645	5,1979	7,3805
	1,4851	1,9492	7,4256	10,5444
	1,8458	2,4226	9,229	13,1009
50	1,1276	1,4799	5,6377	8,005
	1,6108	2,1142	8,0539	11,4366
	2,002	2,6276	10,01	14,2094
55	0,6321	0,8296	3,1603	4,4874
	0,903	1,1851	4,5148	6,411
	1,1222	1,4729	5,6112	7,9653
60	0,6778	0,8896	3,389	4,8121
	0,9683	1,2709	4,8415	6,8749
	1,2035	1,5795	6,0173	8,5418
65	0,3896	0,5114	1,948	2,766
	0,5566	0,7305	2,7829	3,9517
	0,6918	0,9079	3,4587	4,9098
70	0,4142	0,5437	2,0712	2,9409
	0,5918	0,7767	2,9588	4,2015
	0,7355	0,9653	3,6774	5,2202



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Значення коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ залежно від часу експозиції ДПП району t і реперних значень OA ($Bк/м^3$) у житлових приміщеннях м. Рівного, розрахованих за моделлю BEIR-VI

(Варіант 1) для тих, хто не палить

t , роки	$OA_{эм} =$ = 200	$OA_{ар} =$ = 262,5	$OA_{вн.м} =$ = 1000	$OA_{max} =$ = 1420
10	0,1199*	0,1573	0,5994	0,851
	0,1713	0,2248	0,8562	1,2159
	0,2128	0,2794	1,0642	1,5107
15	0,3812	0,5003	1,9059	2,7062
	0,5445	0,7147	2,7227	3,8663
	0,6768	0,8883	3,384	4,8037
20	0,5184	0,6804	2,592	3,6804
	0,7406	0,972	3,7029	5,2581
	0,9204	1,2081	4,6022	6,533
25	0,982	1,2888	4,9098	6,9714
	1,4028	1,8412	7,014	9,96
	1,7435	2,2883	8,7174	12,3747
30	1,1076	1,4537	5,5378	7,8631
	1,5822	2,0767	7,9112	11,2339
	1,9665	2,581	9,8325	13,9576
35	1,9	2,4938	9,5002	13,4893
	2,7143	3,5625	13,5717	19,2718
	3,3735	4,4277	16,8677	23,9444
40	2,0936	2,7478	10,468	14,863
	2,9908	3,9254	14,954	21,2347
	3,7171	4,8788	18,5857	26,3832
45	2,2871	3,0018	11,4354	16,2371
	3,2673	4,2883	16,3363	23,1976
	4,0607	5,3297	20,3037	28,8219
50	2,4806	3,2558	12,403	17,6111
	3,5437	4,6511	17,7186	25,1605
	4,4043	5,7807	22,0217	31,2607
55	1,3906	1,8251	6,9527	9,8722
	1,9865	2,6073	9,9325	14,1041
	2,4689	3,2405	12,3446	17,5237
60	1,4912	1,9572	7,4559	10,5866
	2,1303	2,796	10,6513	15,1248
	2,6476	3,475	13,238	18,7919
65	0,8571	1,125	4,2857	6,0852
	1,2245	1,6071	6,1224	8,6938
	1,5218	1,9974	7,6092	10,8016
70	0,9113	1,1961	4,5566	6,4699
	1,3019	1,7087	6,5094	9,2433
	1,6181	2,1237	8,0903	11,4844



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Значення коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ залежно від часу експозиції ДПП радону t і реперних значень OA ($Бк/м^3$) у житлових приміщеннях м. Рівного, розрахованих за моделлю BEIR-VI

(Варіант 1) для всього населення

t , роки	$OA_{\text{зм}} =$ = 200	$OA_{\text{ар}} =$ = 262,5	$OA_{\text{вим}} =$ = 1000	$OA_{\text{мах}} =$ = 1420
10	0,0599*	0,0787	0,2997	0,4255
	0,0856	0,1124	0,4281	0,6079
	0,1064	0,1397	0,5321	0,7553
15	0,1906	0,2502	0,953	1,3531
	0,2723	0,3574	1,3614	1,9331
	0,3384	0,4441	1,692	2,4018
20	0,2592	0,3402	1,296	1,8402
	0,3703	0,486	1,8515	2,6291
	0,4602	0,604	2,3011	3,2665
25	0,491	0,6444	2,4549	3,4857
	0,7014	0,9206	3,507	4,98
	0,8717	1,1442	4,3587	6,1874
30	0,5538	0,7268	2,7689	3,9316
	0,7911	1,0383	3,9556	5,6169
	0,9833	1,2905	4,9162	6,9788
35	0,95	1,2469	4,7501	6,7447
	1,3572	1,7813	6,7859	9,6359
	1,6868	2,2139	8,4339	11,972
40	1,0468	1,3739	5,2339	7,4316
	1,4954	1,9627	7,477	10,6174
	1,8586	2,4394	9,2929	13,1916
45	1,1435	1,5009	5,7177	8,1186
	1,6336	2,1441	8,1681	11,5988
	2,0304	2,6649	10,1519	14,411
50	1,2403	1,6279	6,2015	8,8055
	1,77189	2,3256	8,8593	12,5802
	2,2022	2,8904	11,0109	15,6304
55	0,6953	0,9126	3,4764	4,9361
	0,9933	1,3036	4,9662	7,0521
	1,2345	1,6202	6,1723	8,7619
60	0,7456	0,9786	3,728	5,2933
	1,06513	1,398	5,3256	7,5624
	1,3238	1,7375	6,619	9,396
65	0,4286	0,5625	2,1428	3,0426
	0,6122	0,8036	3,0612	4,3469
	0,7609	0,9987	3,8046	5,4008
70	0,4557	0,5981	2,2783	3,2349
	0,6509	0,8544	3,2547	4,6217
	0,809	1,0619	4,0451	5,7422

Значення коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ залежно від часу експозиції ДПП радону t і реперних значень OA ($Бк/м^3$) у житлових приміщеннях м. Рівного, розрахованих за моделлю BEIR-VI (Варіант 2) для курців

t , роки	$OA_{\text{зм}} =$ = 200	$OA_{\text{ар}} =$ = 262,5	$OA_{\text{вн.м}} =$ = 1000	$OA_{\text{мах}} =$ = 1420
10	0,2705*	0,355	1,3524	1,9203
	0,3864	0,5072	1,932	2,7434
	0,4802	0,6303	2,4012	3,4086
15	0,541	0,71	2,7048	3,8405
	0,7728	1,0143	3,864	5,4869
	0,9605	1,2606	4,8024	6,8172
20	0,7519	0,9869	3,7597	5,3384
	1,0742	1,4099	5,371	7,6268
	1,3351	1,7523	6,6753	9,4759
25	0,9629	1,2638	4,8145	6,8361
	1,3756	1,8055	6,8779	9,7666
	1,7097	2,2439	8,5487	12,1346
30	1,1009	1,4449	5,5043	7,8155
	1,5727	2,0641	7,863	11,1658
	1,9546	2,5654	9,7729	13,873
35	1,2388	1,6259	6,194	8,7948
	1,7697	2,3228	8,849	12,565
	2,1995	2,8868	10,9975	15,6114
40	1,3767	1,807	6,8837	9,77417
	1,9668	2,5814	9,8339	13,9641
	2,4444	3,2083	12,2221	17,3498
45	1,5147	1,988	7,5734	10,7535
	2,1638	2,84	10,8197	15,3633
	2,6893	3,5298	13,4467	19,0882
50	1,6526	2,1691	8,2632	11,7329
	2,3609	3,0987	11,8045	16,7624
	2,9343	3,8512	14,6713	20,8266
55	1,026	1,3467	5,1302	7,2844
	1,4658	1,9238	7,3289	10,407
	1,8217	2,391	9,1087	12,9302
60	1,0993	1,4428	5,4963	7,8042
	1,5704	2,0611	7,8518	11,1496
	1,9517	2,5617	9,7587	13,8529
65	0,5993	0,7866	2,9964	4,2546
	0,8561	1,1236	4,2805	6,0784
	1,064	1,3965	5,3201	7,5521
70	0,6339	0,832	3,16962	4,5005
	0,9056	1,1886	4,528	6,4298
	1,1253	1,4772	5,6277	7,9887

Значення коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ залежно від часу експозиції ДПП радону t і реперних значень OA ($Бк/м^3$) у житлових приміщеннях м. Рівного, розрахованих за моделлю BEIR-VI

(Варіант 2) для тих, хто не палить

t , роки	$OA_{эм} =$ = 200	$OA_{ар} =$ = 262,5	$OA_{вн.м} =$ = 1000	$OA_{max} =$ = 1420
10	0,5998*	0,7872	2,9988	4,258
	0,8568	1,1246	4,284	6,0833
	1,0649	1,3977	5,3244	7,5582
15	1,1995	1,5744	5,9976	8,516
	1,7136	2,2491	8,568	12,1666
	2,1298	2,7953	10,6488	15,1164
20	1,6673	2,1884	8,3367	11,8372
	2,3819	3,1263	11,9095	16,9115
	2,9604	3,8855	14,8018	21,0118
25	2,1352	2,8024	10,6757	15,1584
	3,0502	4,0034	15,251	21,6565
	3,791	4,9757	18,9549	26,9072
30	2,441	3,2038	12,2051	17,33
	3,4872	4,577	17,4359	24,759
	4,3341	5,6885	21,6703	30,7619
35	2,7469	3,6053	13,7345	19,5016
	3,9241	5,1504	19,6207	27,8614
	4,87715	6,4013	24,3858	34,6166
40	3,0528	4,0068	15,2639	21,6732
	4,3611	5,724	21,8056	30,9639
	5,4202	7,1141	27,1012	38,4712
45	3,3587	4,4082	16,7933	23,8447
	4,7981	6,2975	23,9904	34,0664
	5,9633	7,8269	29,8166	42,3259
50	3,6645	4,8097	18,3227	26,0163
	5,2351	6,871	26,1753	37,1688
	6,5064	8,5397	32,5321	46,1806
55	2,2751	2,9861	11,3757	16,1523
	3,2502	4,2659	16,2509	23,07631
	4,0395	5,3019	20,1976	28,6713
60	2,4375	3,1992	12,1874	17,3049
	3,4821	4,5703	17,4106	24,7231
	4,3278	5,6802	21,6389	30,7173
65	1,3288	1,7441	6,6441	9,434
	1,8983	2,4916	9,4916	13,4781
	2,3594	3,0966	11,7967	16,746
70	1,4057	1,8449	7,0283	9,9795
	2,0081	2,6356	10,0404	14,2574
	2,4958	3,2757	12,4788	17,7142

Значення коефіцієнта додаткового відносного ризику $K_{ERR}(t)$ залежно від часу експозиції ДПП району t і реперних значень OA ($Бк/м^3$) у житлових приміщеннях м. Рівного, розрахованих за моделлю BEIR-VI

(Варіант 2) для всього населення

t , роки	$OA_{зм} =$ = 200	$OA_{ар} =$ = 262,5	$OA_{вим} =$ = 1000	$OA_{мах} =$ = 1420
10	0,3011*	0,3952	1,5053	2,1373
	0,4301	0,5645	2,1504	3,0536
	0,5345	0,7016	2,6726	3,794
15	0,6021	0,7903	3,0106	4,2747
	0,8602	1,129	4,3008	6,1071
	1,0691	1,4031	5,3453	7,5878
20	0,834	1,0985	4,1847	5,9418
	1,1956	1,5693	5,9781	8,4889
	1,486	1,9504	7,43	10,5471
25	1,0718	1,4067	5,3588	7,609
	1,5311	2,0096	7,6554	10,8707
	1,903	2,4976	9,5146	13,5064
30	1,2253	1,6082	6,1265	8,699
	1,7504	2,2974	8,7522	12,428
	2,1755	2,8554	10,8776	15,4412
35	1,3788	1,8097	6,8942	9,789
	1,9698	2,5853	9,8488	13,9854
	2,4481	3,2132	12,2407	17,3762
40	1,5324	2,0112	7,66188	10,8791
	2,1891	2,8732	10,9455	15,5427
	2,7208	3,571	13,6037	19,311
45	1,6859	2,2128	8,42957	11,9691
	2,4085	3,1611	12,0422	17,1
	2,9934	3,9288	14,9668	21,246
50	1,8395	2,4143	9,1973	13,0592
	2,6278	3,449	13,139	18,6573
	3,2659	4,2866	16,3298	23,1809
55	1,14203	1,4989	5,7101	8,1078
	1,6315	2,1413	8,1573	11,5834
	2,0277	2,6613	10,1384	14,3919
60	1,2235	1,6059	6,1176	8,6864
	1,7479	2,2941	8,7394	12,41
	2,1724	2,8512	10,8619	15,4189
65	0,667	0,8755	3,3351	4,7355
	0,9529	1,2507	4,7644	6,7655
	1,1843	1,5544	5,9215	8,4058
70	0,7056	0,926	3,5279	5,0093
	1,008	1,323	5,0399	7,1567
	1,2528	1,6443	6,2639	8,8918

* – в комірках перше значення відповідає $P_{США}\left(\frac{WLM}{рік}\right)$, друге – $P_{РФ}\left(\frac{WLM}{рік}\right)$, третє – $P_{РФ}\left(\frac{WLM}{рік}\right)^*$

таблиці 4.20.

ДОДАТОК L

Таблиця L1

Ризик R виникнення радіаційно-індукованого опроміненням ДПП радону раку легенів некурців за експозиції з $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$

Вік, роки	R , ПР	R , Якобі	R , BEIR-IV	R , BEIR-VI-I	R , BEIR-VI-II
5-9	$1,38 \cdot 10^{-6}$	$3,88 \cdot 10^{-6}$	$3,48 \cdot 10^{-6}$	$2,54 \cdot 10^{-6}$	$1,27 \cdot 10^{-5}$
10-14	$4,13 \cdot 10^{-6}$	$1,35 \cdot 10^{-5}$	$1,04 \cdot 10^{-5}$	$1,06 \cdot 10^{-5}$	$3,82 \cdot 10^{-5}$
15-19	$8,24 \cdot 10^{-6}$	$2,73 \cdot 10^{-5}$	$1,91 \cdot 10^{-5}$	$2,15 \cdot 10^{-5}$	$7,34 \cdot 10^{-5}$
20-24	$1,37 \cdot 10^{-5}$	$4,39 \cdot 10^{-5}$	$2,94 \cdot 10^{-5}$	$4,21 \cdot 10^{-5}$	$1,18 \cdot 10^{-4}$
25-29	$2,04 \cdot 10^{-5}$	$6,20 \cdot 10^{-5}$	$4,14 \cdot 10^{-5}$	$6,50 \cdot 10^{-5}$	$1,69 \cdot 10^{-4}$
30-34	$8,80 \cdot 10^{-5}$	$2,24 \cdot 10^{-4}$	$1,55 \cdot 10^{-4}$	$3,94 \cdot 10^{-4}$	$6,46 \cdot 10^{-4}$
35-39	$3,39 \cdot 10^{-4}$	$7,59 \cdot 10^{-4}$	$5,62 \cdot 10^{-4}$	$1,54 \cdot 10^{-3}$	$2,33 \cdot 10^{-3}$
40-44	$1,10 \cdot 10^{-3}$	$2,22 \cdot 10^{-3}$	$1,76 \cdot 10^{-3}$	$4,87 \cdot 10^{-3}$	$7,22 \cdot 10^{-3}$
45-49	$3,14 \cdot 10^{-3}$	$5,76 \cdot 10^{-3}$	$4,91 \cdot 10^{-3}$	$1,34 \cdot 10^{-2}$	$1,98 \cdot 10^{-2}$
50-54	$7,36 \cdot 10^{-3}$	$1,24 \cdot 10^{-2}$	$1,02 \cdot 10^{-2}$	$2,23 \cdot 10^{-2}$	$3,42 \cdot 10^{-2}$
55-59	$1,56 \cdot 10^{-2}$	$2,41 \cdot 10^{-2}$	$2,04 \cdot 10^{-2}$	$3,89 \cdot 10^{-2}$	$6,07 \cdot 10^{-2}$
60-64	$2,89 \cdot 10^{-2}$	$4,16 \cdot 10^{-2}$	$2,70 \cdot 10^{-2}$	$5,31 \cdot 10^{-2}$	$8,19 \cdot 10^{-2}$
65-69	$4,69 \cdot 10^{-2}$	$6,33 \cdot 10^{-2}$	$3,59 \cdot 10^{-2}$	$7,19 \cdot 10^{-2}$	0,11

Таблиця L2

Ризик R виникнення радіаційно-індукованого опроміненням ДПП радону раку легенів за експозиції з $OA = 1420 \text{ Бк}/\text{м}^3$ для 2014 року

Вік, роки	R , ПР	R , Якобі	R , BEIR-IV	R , BEIR-VI-I	R , BEIR-VI-II
5-9	$9,78 \cdot 10^{-6}$	$2,76 \cdot 10^{-5}$	$1,39 \cdot 10^{-5}$	$1,80 \cdot 10^{-5}$	$1,02 \cdot 10^{-4}$
10-14	$2,93 \cdot 10^{-5}$	$9,57 \cdot 10^{-5}$	$6,33 \cdot 10^{-5}$	$7,52 \cdot 10^{-5}$	$2,82 \cdot 10^{-4}$
15-19	$5,85 \cdot 10^{-5}$	$1,94 \cdot 10^{-4}$	$1,25 \cdot 10^{-4}$	$1,53 \cdot 10^{-4}$	$5,32 \cdot 10^{-4}$
20-24	$9,71 \cdot 10^{-5}$	$3,12 \cdot 10^{-4}$	$1,98 \cdot 10^{-4}$	$2,98 \cdot 10^{-4}$	$8,50 \cdot 10^{-4}$
25-29	$1,45 \cdot 10^{-4}$	$4,40 \cdot 10^{-4}$	$2,83 \cdot 10^{-4}$	$4,56 \cdot 10^{-4}$	$1,21 \cdot 10^{-3}$
30-34	$6,24 \cdot 10^{-4}$	$1,58 \cdot 10^{-3}$	$1,09 \cdot 10^{-3}$	$2,78 \cdot 10^{-3}$	$4,58 \cdot 10^{-3}$
35-39	$2,39 \cdot 10^{-3}$	$5,37 \cdot 10^{-3}$	$3,97 \cdot 10^{-3}$	$1,09 \cdot 10^{-2}$	$1,63 \cdot 10^{-2}$
40-44	$7,76 \cdot 10^{-3}$	$1,56 \cdot 10^{-2}$	$1,24 \cdot 10^{-2}$	$3,39 \cdot 10^{-2}$	$4,95 \cdot 10^{-2}$
45-49	$2,19 \cdot 10^{-2}$	$3,98 \cdot 10^{-2}$	$3,40 \cdot 10^{-2}$	$8,93 \cdot 10^{-2}$	0,13
50-54	$5,05 \cdot 10^{-2}$	$8,32 \cdot 10^{-2}$	$6,93 \cdot 10^{-2}$	0,14	0,21
55-59	0,10	0,15	0,13	0,23	0,33
60-64	0,18	0,24	0,16	0,30	0,41
65-69	0,26	0,33	0,22	0,37	0,49

Ризик R виникнення радіаційно-індукованого опроміненням ДПП радону раку легенів за експозиції з $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ для 2015 року

Вік, роки	R , ПП	R , Якобі	R , BEIR-IV	R , BEIR-VI-I	R , BEIR-VI-II
5-9	$1,47 \cdot 10^{-6}$	$4,14 \cdot 10^{-6}$	$3,72 \cdot 10^{-6}$	$2,70 \cdot 10^{-6}$	$1,36 \cdot 10^{-5}$
10-14	$4,40 \cdot 10^{-6}$	$1,44 \cdot 10^{-5}$	$1,11 \cdot 10^{-5}$	$1,13 \cdot 10^{-5}$	$4,07 \cdot 10^{-5}$
15-19	$8,78 \cdot 10^{-6}$	$2,91 \cdot 10^{-5}$	$2,04 \cdot 10^{-5}$	$2,29 \cdot 10^{-5}$	$7,83 \cdot 10^{-5}$
20-24	$1,46 \cdot 10^{-5}$	$4,68 \cdot 10^{-5}$	$3,14 \cdot 10^{-5}$	$4,48 \cdot 10^{-5}$	$1,26 \cdot 10^{-4}$
25-29	$2,18 \cdot 10^{-5}$	$6,62 \cdot 10^{-5}$	$4,41 \cdot 10^{-5}$	$6,93 \cdot 10^{-5}$	$1,80 \cdot 10^{-4}$
30-34	$9,38 \cdot 10^{-5}$	$2,39 \cdot 10^{-4}$	$1,66 \cdot 10^{-4}$	$4,20 \cdot 10^{-4}$	$6,89 \cdot 10^{-4}$
35-39	$3,61 \cdot 10^{-4}$	$8,09 \cdot 10^{-4}$	$6,00 \cdot 10^{-4}$	$1,64 \cdot 10^{-3}$	$2,48 \cdot 10^{-3}$
40-44	$1,17 \cdot 10^{-3}$	$2,38 \cdot 10^{-3}$	$1,88 \cdot 10^{-3}$	$5,19 \cdot 10^{-3}$	$7,70 \cdot 10^{-3}$
45-49	$3,35 \cdot 10^{-3}$	$6,14 \cdot 10^{-3}$	$5,24 \cdot 10^{-3}$	$1,43 \cdot 10^{-2}$	$2,11 \cdot 10^{-2}$
50-54	$7,85 \cdot 10^{-3}$	$1,32 \cdot 10^{-2}$	$1,10 \cdot 10^{-2}$	$2,37 \cdot 10^{-2}$	$3,64 \cdot 10^{-2}$
55-59	$1,66 \cdot 10^{-2}$	$2,58 \cdot 10^{-2}$	$2,17 \cdot 10^{-2}$	$4,14 \cdot 10^{-2}$	$6,45 \cdot 10^{-2}$
60-64	$3,07 \cdot 10^{-2}$	$4,43 \cdot 10^{-2}$	$2,87 \cdot 10^{-2}$	$5,64 \cdot 10^{-2}$	$8,70 \cdot 10^{-2}$
65-69	$5,00 \cdot 10^{-2}$	$6,73 \cdot 10^{-2}$	$3,82 \cdot 10^{-2}$	$7,64 \cdot 10^{-2}$	0,12

Таблиця L4

Ризик R виникнення радіаційно-індукованого опроміненням ДПП радону раку легенів заекспозиції з $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ для 2015 року

Вік, роки	R , ПП	R , Якобі	R , BEIR-IV	R , BEIR-VI-I	R , BEIR-VI-II
5-9	$1,04 \cdot 10^{-5}$	$2,94 \cdot 10^{-5}$	$1,49 \cdot 10^{-5}$	$1,92 \cdot 10^{-5}$	$1,09 \cdot 10^{-4}$
10-14	$3,12 \cdot 10^{-5}$	$1,02 \cdot 10^{-4}$	$6,75 \cdot 10^{-5}$	$8,01 \cdot 10^{-5}$	$3,01 \cdot 10^{-4}$
15-19	$6,23 \cdot 10^{-5}$	$2,06 \cdot 10^{-4}$	$1,33 \cdot 10^{-4}$	$1,63 \cdot 10^{-4}$	$5,68 \cdot 10^{-4}$
20-24	$1,04 \cdot 10^{-4}$	$3,32 \cdot 10^{-4}$	$2,11 \cdot 10^{-4}$	$3,18 \cdot 10^{-4}$	$9,07 \cdot 10^{-4}$
25-29	$1,54 \cdot 10^{-4}$	$4,69 \cdot 10^{-4}$	$3,01 \cdot 10^{-4}$	$4,86 \cdot 10^{-4}$	$1,29 \cdot 10^{-3}$
30-34	$6,66 \cdot 10^{-4}$	$1,69 \cdot 10^{-3}$	$1,16 \cdot 10^{-3}$	$2,97 \cdot 10^{-3}$	$4,88 \cdot 10^{-3}$
35-39	$2,55 \cdot 10^{-3}$	$5,72 \cdot 10^{-3}$	$4,23 \cdot 10^{-3}$	$1,16 \cdot 10^{-2}$	$1,74 \cdot 10^{-2}$
40-44	$8,27 \cdot 10^{-3}$	$1,66 \cdot 10^{-2}$	$1,32 \cdot 10^{-2}$	$3,60 \cdot 10^{-2}$	$5,27 \cdot 10^{-2}$
45-49	$2,34 \cdot 10^{-2}$	$4,23 \cdot 10^{-2}$	$3,62 \cdot 10^{-2}$	$9,48 \cdot 10^{-2}$	0,14
50-54	$5,34 \cdot 10^{-2}$	$8,83 \cdot 10^{-2}$	$7,36 \cdot 10^{-2}$	0,15	0,22
55-59	0,11	0,16	0,14	0,24	0,34
60-64	0,19	0,26	0,18	0,31	0,43
65-69	0,28	0,35	0,23	0,39	0,50

ДОДАТОК М

Таблиця М1

Значення коефіцієнта захворюваності на рак легенів $\lambda_0^{es}(t)$ у чоловіків і жінок, які палять, залежно від віку t

2014 рік			2015 рік		
t , роки	$\lambda_{0,чол}^s$	$\lambda_{0,жін}^s$	t , роки	$\lambda_{0,чол}^s$	$\lambda_{0,жін}^s$
15	$1,61 \cdot 10^{-5}$	$1,80 \cdot 10^{-5}$	15	$1,71 \cdot 10^{-5}$	$1,90 \cdot 10^{-5}$
20	$7,99 \cdot 10^{-6}$	$9,64 \cdot 10^{-6}$	20	$8,48 \cdot 10^{-6}$	$1,02 \cdot 10^{-5}$
25	$6,86 \cdot 10^{-6}$	$9,40 \cdot 10^{-6}$	25	$7,29 \cdot 10^{-6}$	$9,98 \cdot 10^{-6}$
30	$6,29 \cdot 10^{-6}$	$8,77 \cdot 10^{-6}$	30	$6,72 \cdot 10^{-6}$	$9,35 \cdot 10^{-6}$
35	$8,36 \cdot 10^{-5}$	$4,62 \cdot 10^{-5}$	35	$8,87 \cdot 10^{-5}$	$4,91 \cdot 10^{-5}$
40	$2,81 \cdot 10^{-4}$	$1,40 \cdot 10^{-4}$	40	$2,98 \cdot 10^{-4}$	$1,49 \cdot 10^{-4}$
45	$9,28 \cdot 10^{-4}$	$2,81 \cdot 10^{-4}$	45	$9,84 \cdot 10^{-4}$	$2,98 \cdot 10^{-4}$
50	$2,33 \cdot 10^{-3}$	$8,62 \cdot 10^{-4}$	50	$2,47 \cdot 10^{-3}$	$9,16 \cdot 10^{-4}$
55	$4,66 \cdot 10^{-3}$	$1,60 \cdot 10^{-3}$	55	$4,94 \cdot 10^{-3}$	$1,70 \cdot 10^{-3}$
60	$9,33 \cdot 10^{-3}$	$2,46 \cdot 10^{-3}$	60	$9,90 \cdot 10^{-3}$	$2,61 \cdot 10^{-3}$
65	$2,40 \cdot 10^{-2}$	$9,16 \cdot 10^{-3}$	65	$2,55 \cdot 10^{-2}$	$9,74 \cdot 10^{-3}$
70	$3,36 \cdot 10^{-2}$	$1,21 \cdot 10^{-2}$	70	$3,56 \cdot 10^{-2}$	$1,29 \cdot 10^{-2}$



Национальний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця М2

Усереднені значення $\lambda_0^{es}(t)$ для чоловіків і жінок залежно від віку t

2014 рік		2015 рік	
t , роки	$\lambda_0^s(t)$	t , роки	$\lambda_0^s(t)$
15	$1,70 \cdot 10^{-5}$	15	$1,81 \cdot 10^{-5}$
20	$8,82 \cdot 10^{-6}$	20	$9,35 \cdot 10^{-6}$
25	$8,13 \cdot 10^{-6}$	25	$8,63 \cdot 10^{-6}$
30	$7,53 \cdot 10^{-6}$	30	$8,03 \cdot 10^{-6}$
35	$6,49 \cdot 10^{-5}$	35	$6,89 \cdot 10^{-5}$
40	$2,11 \cdot 10^{-4}$	40	$2,23 \cdot 10^{-4}$
45	$6,04 \cdot 10^{-4}$	45	$6,41 \cdot 10^{-4}$
50	$1,59 \cdot 10^{-3}$	50	$1,69 \cdot 10^{-3}$
55	$3,13 \cdot 10^{-3}$	55	$3,32 \cdot 10^{-3}$
60	$5,90 \cdot 10^{-3}$	60	$6,25 \cdot 10^{-3}$
65	$1,66 \cdot 10^{-2}$	65	$1,76 \cdot 10^{-2}$
70	$2,28 \cdot 10^{-2}$	70	$2,42 \cdot 10^{-2}$



Национальний університет
водного господарства
та природокористування

ДОДАТОК N

Таблиця N1

Ризик R виникнення радіаційно-індукованого опроміненням ДПП радону раку легенів курців за експозиції з $OA = 200 \text{ Бк}/\text{м}^3$ для 2014 року

Вік, роки	R , ПР	R , Якобі	R , BEIR-IV	R , BEIR-VI-I	R , BEIR-VI-II
5-9	$1,38 \cdot 10^{-6}$	$3,88 \cdot 10^{-6}$	$3,48 \cdot 10^{-6}$	$2,54 \cdot 10^{-6}$	$1,27 \cdot 10^{-5}$
10-14	$1,16 \cdot 10^{-5}$	$3,98 \cdot 10^{-5}$	$2,95 \cdot 10^{-5}$	$3,26 \cdot 10^{-5}$	$1,08 \cdot 10^{-4}$
15-19	$1,96 \cdot 10^{-5}$	$6,65 \cdot 10^{-5}$	$4,63 \cdot 10^{-5}$	$5,38 \cdot 10^{-5}$	$1,76 \cdot 10^{-4}$
20-24	$2,94 \cdot 10^{-5}$	$9,62 \cdot 10^{-5}$	$6,47 \cdot 10^{-5}$	$9,05 \cdot 10^{-5}$	$2,56 \cdot 10^{-4}$
25-29	$4,06 \cdot 10^{-5}$	$1,26 \cdot 10^{-4}$	$8,46 \cdot 10^{-5}$	$1,29 \cdot 10^{-4}$	$3,41 \cdot 10^{-4}$
30-34	$1,54 \cdot 10^{-4}$	$3,98 \cdot 10^{-4}$	$2,76 \cdot 10^{-4}$	$6,80 \cdot 10^{-4}$	$1,14 \cdot 10^{-3}$
35-39	$5,75 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-3}$	$9,61 \cdot 10^{-4}$	$2,61 \cdot 10^{-3}$	$3,96 \cdot 10^{-3}$
40-44	$1,92 \cdot 10^{-3}$	$3,88 \cdot 10^{-3}$	$3,09 \cdot 10^{-3}$	$8,48 \cdot 10^{-3}$	$1,26 \cdot 10^{-2}$
45-49	$5,77 \cdot 10^{-3}$	$1,05 \cdot 10^{-2}$	$9,02 \cdot 10^{-3}$	$2,45 \cdot 10^{-2}$	$3,60 \cdot 10^{-2}$
50-54	$1,37 \cdot 10^{-2}$	$2,29 \cdot 10^{-2}$	$1,90 \cdot 10^{-2}$	$4,08 \cdot 10^{-2}$	$6,22 \cdot 10^{-2}$
55-59	$2,86 \cdot 10^{-2}$	$4,41 \cdot 10^{-2}$	$3,73 \cdot 10^{-2}$	$7,04 \cdot 10^{-2}$	0,11
60-64	$6,85 \cdot 10^{-2}$	$9,53 \cdot 10^{-2}$	$5,73 \cdot 10^{-2}$	0,11	0,17
65-69	0,12	0,15	0,0835	0,16	0,24



Національний університет водного господарства та природокористування

Таблиця N2

Ризик R виникнення радіаційно-індукованого опроміненням ДПП радону раку легенів курців за експозиції з $OA = 1420 \text{ Бк}/\text{м}^3$ для 2014 року

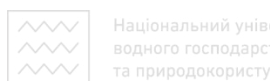
Вік, роки	R , ПР	R , Якобі	R , BEIR-IV	R , BEIR-VI-I	R , BEIR-VI-II
5-9	$9,78 \cdot 10^{-6}$	$2,76 \cdot 10^{-5}$	$1,39 \cdot 10^{-5}$	$1,80 \cdot 10^{-5}$	$1,02 \cdot 10^{-4}$
10-14	$8,28 \cdot 10^{-5}$	$2,82 \cdot 10^{-4}$	$1,99 \cdot 10^{-4}$	$2,32 \cdot 10^{-4}$	$7,77 \cdot 10^{-4}$
15-19	$1,39 \cdot 10^{-4}$	$4,72 \cdot 10^{-4}$	$3,18 \cdot 10^{-4}$	$3,82 \cdot 10^{-4}$	$1,26 \cdot 10^{-3}$
20-24	$2,08 \cdot 10^{-4}$	$6,83 \cdot 10^{-4}$	$4,49 \cdot 10^{-4}$	$6,42 \cdot 10^{-4}$	$1,83 \cdot 10^{-3}$
25-29	$2,88 \cdot 10^{-4}$	$8,97 \cdot 10^{-4}$	$5,89 \cdot 10^{-4}$	$9,03 \cdot 10^{-4}$	$2,47 \cdot 10^{-3}$
30-34	$1,09 \cdot 10^{-3}$	$2,82 \cdot 10^{-3}$	$1,94 \cdot 10^{-3}$	$4,80 \cdot 10^{-3}$	$8,07 \cdot 10^{-3}$
35-39	$4,07 \cdot 10^{-3}$	$9,16 \cdot 10^{-3}$	$6,78 \cdot 10^{-3}$	$1,83 \cdot 10^{-2}$	$2,76 \cdot 10^{-2}$
40-44	$1,35 \cdot 10^{-2}$	$2,70 \cdot 10^{-2}$	$2,16 \cdot 10^{-2}$	$5,78 \cdot 10^{-2}$	$8,41 \cdot 10^{-2}$
45-49	$3,98 \cdot 10^{-2}$	$7,12 \cdot 10^{-2}$	$6,13 \cdot 10^{-2}$	0,15	0,21
50-54	$9,09 \cdot 10^{-2}$	0,15	0,12	0,24	0,34
55-59	0,18	0,26	0,22	0,37	0,48
60-64	0,34	0,42	0,31	0,49	0,58
65-69	0,46	0,52	0,41	0,57	0,63



Таблиця N3

Ризик R виникнення радіаційно-індукованого опроміненням ДПП радону раку легенів курців за експозиції з $OA = 200 \text{ Бк/м}^3$ для 2015 року

Вік, роки	R , ПП	R , Якобі	R , BEIR-IV	R , BEIR-VI-I	R , BEIR-VI-II
5-9	$1,47 \cdot 10^{-6}$	$4,14 \cdot 10^{-6}$	$3,72 \cdot 10^{-6}$	$2,70 \cdot 10^{-6}$	$1,36 \cdot 10^{-5}$
10-14	$1,18 \cdot 10^{-5}$	$4,01 \cdot 10^{-5}$	$2,97 \cdot 10^{-5}$	$3,28 \cdot 10^{-5}$	$1,09 \cdot 10^{-5}$
15-19	$1,97 \cdot 10^{-5}$	$6,68 \cdot 10^{-5}$	$4,65 \cdot 10^{-5}$	$5,40 \cdot 10^{-5}$	$1,77 \cdot 10^{-4}$
20-24	$2,94 \cdot 10^{-5}$	$9,65 \cdot 10^{-5}$	$6,50 \cdot 10^{-5}$	$9,08 \cdot 10^{-5}$	$2,57 \cdot 10^{-4}$
25-29	$4,06 \cdot 10^{-5}$	$1,27 \cdot 10^{-4}$	$8,48 \cdot 10^{-5}$	$1,29 \cdot 10^{-4}$	$3,41 \cdot 10^{-4}$
30-34	$1,54 \cdot 10^{-4}$	$3,98 \cdot 10^{-4}$	$2,76 \cdot 10^{-4}$	$6,80 \cdot 10^{-4}$	$1,14 \cdot 10^{-3}$
35-39	$5,75 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-3}$	$9,61 \cdot 10^{-4}$	$2,61 \cdot 10^{-3}$	$3,97 \cdot 10^{-3}$
40-44	$1,92 \cdot 10^{-3}$	$3,88 \cdot 10^{-3}$	$3,09 \cdot 10^{-3}$	$8,48 \cdot 10^{-3}$	$1,26 \cdot 10^{-2}$
45-49	$5,77 \cdot 10^{-3}$	$1,05 \cdot 10^{-2}$	$9,02 \cdot 10^{-3}$	$2,45 \cdot 10^{-2}$	$3,60 \cdot 10^{-2}$
50-54	$1,37 \cdot 10^{-2}$	$2,29 \cdot 10^{-2}$	$1,90 \cdot 10^{-2}$	$4,08 \cdot 10^{-2}$	$6,22 \cdot 10^{-2}$
55-59	$2,86 \cdot 10^{-2}$	$4,41 \cdot 10^{-2}$	$3,73 \cdot 10^{-2}$	$7,04 \cdot 10^{-2}$	0,11
60-64	$6,85 \cdot 10^{-2}$	$9,53 \cdot 10^{-2}$	$5,74 \cdot 10^{-2}$	0,11	0,17
65-69	0,12	0,15	0,0835	0,16	0,24



Національний університет водного господарства та природокористування

Таблиця N4

Ризик R виникнення радіаційно-індукованого опроміненням ДПП радону раку легенів курців за експозиції з $OA = 1420 \text{ Бк/м}^3$ для 2015 року

Вік, роки	R , ПП	R , Якобі	R , BEIR-IV	R , BEIR-VI-I	R , BEIR-VI-II
5-9	$1,04 \cdot 10^{-5}$	$2,94 \cdot 10^{-5}$	$1,49 \cdot 10^{-5}$	$1,92 \cdot 10^{-5}$	$1,09 \cdot 10^{-4}$
10-14	$8,34 \cdot 10^{-5}$	$2,84 \cdot 10^{-4}$	$2,00 \cdot 10^{-4}$	$2,33 \cdot 10^{-4}$	$7,84 \cdot 10^{-4}$
15-19	$1,40 \cdot 10^{-4}$	$4,74 \cdot 10^{-4}$	$3,19 \cdot 10^{-4}$	$3,83 \cdot 10^{-4}$	$1,27 \cdot 10^{-3}$
20-24	$2,09 \cdot 10^{-4}$	$6,84 \cdot 10^{-4}$	$4,50 \cdot 10^{-4}$	$6,43 \cdot 10^{-4}$	$1,84 \cdot 10^{-3}$
25-29	$2,88 \cdot 10^{-4}$	$8,98 \cdot 10^{-4}$	$5,90 \cdot 10^{-4}$	$9,05 \cdot 10^{-4}$	$2,43 \cdot 10^{-3}$
30-34	$1,09 \cdot 10^{-3}$	$2,82 \cdot 10^{-3}$	$1,95 \cdot 10^{-3}$	$4,80 \cdot 10^{-3}$	$8,07 \cdot 10^{-3}$
35-39	$4,07 \cdot 10^{-3}$	$9,16 \cdot 10^{-3}$	$6,78 \cdot 10^{-3}$	$1,83 \cdot 10^{-2}$	$2,76 \cdot 10^{-2}$
40-44	$1,35 \cdot 10^{-2}$	$2,71 \cdot 10^{-2}$	$2,16 \cdot 10^{-2}$	$5,78 \cdot 10^{-2}$	$8,41 \cdot 10^{-2}$
45-49	$3,98 \cdot 10^{-2}$	$7,12 \cdot 10^{-2}$	$6,13 \cdot 10^{-2}$	0,15	0,21
50-54	$9,09 \cdot 10^{-2}$	0,15	0,12	0,24	0,34
55-59	0,18	0,26	0,22	0,37	0,48
60-64	0,34	0,42	0,31	0,49	0,58
65-69	0,46	0,52	0,41	0,57	0,63



ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК СИМВОЛІВ, УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ ТА ПОЗНАЧЕНЬ.....	3
ТЕРМІНИ ТА ВИЗНАЧЕННЯ.....	4
Передмова.....	5
Розділ 1. Фізико-хімічні властивості радону.....	8
1.1. Історія відкриття.....	8
1.2. Ізотопи радону.....	10
1.3. Фізичні властивості радону.....	12
1.4. Хімічні властивості радону та його отримання.....	14
1.5. Одиниці вимірювання радіоактивності.....	20
1.6. Характеристики та співвідношення для визначення ризику смертності (захворюваності) на рак легенів за рахунок радону	27
Розділ 2. Поширеність радону на Землі.....	32
2.1. Шляхи надходження радону в атмосферу та повітря приміщень.....	32
2.2. Дослідження радонової небезпеки в країнах світу.....	48
Розділ 3. Експериментальні дослідження «радонової проблеми» в місті Рівне.....	72
3.1. Методи та прилади для вимірювання об'ємної активності радону.....	72
3.2. Вимірювання об'ємної активності радону в досліджуваних приміщеннях та інших середовищах.....	81
3.2.1. Градування приладу «Альфарад Плюс».....	81
3.2.2. Математичні моделі динаміки активності радону в приміщенні.....	81
3.2.3. Вимірювання <i>ОА</i> радону в приміщеннях м. Рівне.....	95
3.2.4. Вимірювання <i>ОА</i> радону в воді природних джерел Рівненщини.....	102
3.2.5. Вимірювання густини потоку радону з поверхні ґрунтів м. Рівне.....	106
Розділ 4. Вплив радону на підвищення ризику захворюваності (смертності) на рак легенів.....	110
4.1. Історична довідка.....	110
4.2. Експериментальні дослідження впливу експозиції радону на підвищення кількості онкологічних захворювань легенів.....	116
4.3. Моделі ризиків захворюваності на рак легенів, спричинені радоном.....	130
4.4. Розрахунок параметрів ризику захворюваності на рак легенів за рахунок радону та його <i>ДІПР</i> в м. Рівне.....	139
Висновки.....	157
Бібліографія	162
Додатки	171

О. О. Лебедь, В. О. Мислінчук, О. А. Андреев

Монографія



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Радон: моніторинг та геоекологічний аналіз його впливу
на екосистему міста Рівного.

Обласний комунальний позашкільний навчальний заклад
«Рівненська мала академія наук учнівської молоді» Рівненської обласної ради.
33028, м. Рівне, вул. С.Петлюри, 17.



тел. (0362) 43 17 08, факс (0362) 26 57 70.
e-mail: man.rivne@ukr.net
<http://man.rv.ua>

Здано до набору 03.04.2017

Підписано до друку 07.04.2017. Замовлення № __ від _____

Формат 60x84/8 Папір офсетний. тираж 100. Друк офсетний.

Друк - ФОП Брегін Андрій Романович. тел. (0362) 43 00 97.