

І. П. Дрозд, В. В. Павловський\*

Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ, Україна

\*Відповідальний автор: vladvpav@gmail.com

**ОЦІНКА ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ НОРИЦІ РУДОЇ  $^{137}\text{Cs}$   
НА ДОСЛІДНИХ ПОЛІГОНАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ  
З УРАХУВАННЯМ ВІК-ЗАЛЕЖНОЇ ДИНАМІКИ ЗМІНИ ФІЗІОЛОГІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ**

Запропоновано методи оцінки доз опромінення  $^{137}\text{Cs}$  мишоподібних гризунів виду норича руда (*Myodes glareolus*), що широко розповсюджені в межах дослідних полігонів на території чорнобильської зони відчуження, на момент відлову їх. Міжнародна комісія з радіаційного захисту рекомендує для оцінки доз застосувати спеціально розроблену програму "BiotaDC", однак вона потребує адаптації для вирішення кожної конкретної прикладної задачі. Установлено, що методика "BiotaDC" досить задовільно описує процес формування доз зовнішнього опромінення  $^{137}\text{Cs}$ , якщо для розрахунку дозового коефіцієнта використовувати середньоінтегральне значення питомої активності ґрунту – до глибини 0,5 м за визначення дози в гніздовій камері та 0,2 м за визначення дози на поверхні. Проте для оцінки дози внутрішнього опромінення із застосуванням програми "BiotaDC" пропонується авторська методика, що враховує вік тварин на момент відлову та вікову динаміку зміни таких розрахункових параметрів як період напіввиведення ізотопу з організму та процес його накопичення. Наведено детальний алгоритм оцінки дози. Порівнюються значення поглинених доз внутрішнього опромінення, розрахованих за запропонованою методикою та методикою Міжнародної комісії з радіаційного захисту.

*Ключові слова:* доза опромінення, мишоподібні гризуни, норича руда, цезій, чорнобильська зона відчуження.

**1. Вступ**

Дозиметричний супровід є важливою та невід'ємною частиною радіобіологічних і радіоекологічних експериментів, оскільки без нього їх неможливо класифікувати як радіобіологічні чи радіоекологічні. Це стосується як лабораторних, так і полігонних досліджень.

Дозиметрія за проведення лабораторних експериментів є досить розвинутою і усталеною частиною радіобіологічних досліджень. Вона передбачає як безпосередні апаратні вимірювання дозових характеристик за зовнішнього опромінення лабораторних об'єктів, так і розрахункові методи, що містять, зокрема, дослідження дозотворення за внутрішнього надходження радіонуклідів до організму ссавців, задіяних у експерименті. При цьому широко використовують камерне моделювання [1].

Дозиметрія за проведення полігонних досліджень є менш розвинутою. Вона базується, переважно, на використанні класичних методів [2 - 5], хоча нерідко дослідники використовують власні розробки [6]. Для розрахунку (чи, принаймні, оцінки) доз радіонуклідного опромінення часто необхідно проводити як дозиметрію піддослідних об'єктів, якими найчастіше є дрібні ссавці, що мешкають на полігонах за природних умов, так і радіометрію середовища їхнього проживання (з метою реалістичної оцінки опромінення). Радіометрія об'єктів довкілля, зокрема ґрунтів, є до-

сить розвинутою частиною радіоекологічних досліджень на відміну від дозиметрії як зовнішнього, так і внутрішнього опромінення ссавців, що мешкають на полігонах [7]. Що стосується зовнішнього опромінення, то, на жаль, не завжди враховували його бета-компонент, який інколи може чинити суттєвий вплив на біологічні структури [4]. Водночас, стосовно внутрішнього опромінення, вимірюючи вміст радіонуклідів в організмі полігонних гризунів, виявляють, зазвичай, дуже великий розкид значень активності (великі значення коефіцієнта варіації показника). Причин цього може бути багато, зокрема: велика плямистість радіонуклідного забруднення, різний вік відловлених тварин, індивідуальні особливості метаболізму радіоізотопів тощо.

Зазначимо, що поглинені дози опромінення полігонних тварин важливо знати на момент їхнього відлову, оскільки біологічні ефекти, викликані цими дозами, виявляють саме у відловлених тварин.

Для оцінки доз опромінення біоти забруднених радіонуклідами полігонів Міжнародна комісія з радіаційного захисту (МКРЗ) рекомендує використовувати прикладну програму "BiotaDC" – додаток до Публікації МКРЗ 136 [8]. Однак для ефективного використання цю програму слід адаптувати для оцінки доз конкретних представників біоти, зокрема дрібних ссавців – мешканців експериментальних полігонів, розробивши і застосувавши спеціальну методологію.

## 2. Матеріали та методи

При розробці методології оцінки доз опромінення за полігонних досліджень використовували норицю руду (*Myodes glareolus* (Schreber, 1780)) [9], яка є розповсюдженою на більшості дослідних полігонів зони відчуження.

Для проведення досліджень було обрано суттєво забруднені радіонуклідами полігони розміром 100 × 80 м у зоні відчуження. Полігон 1Н був розташований у районі колишньої залізничної станції Янів (51,38439; 30,063067), полігон 2Н – у районі колишнього населеного пункту Чистоголівка (51,383199; 30,044411). Причому полігон 2Н використовували повністю, а з полігона 1Н – лише половину північної частини (субполігон 1Н1). Відбір проб ґрунту на полігоні 2Н проводили у центрах окремих частин, а на субполігоні 1Н1 – по його зовнішніх кутах (рисунок). Додаткову (змішану) пробу відбирали в центрах об'єктів.

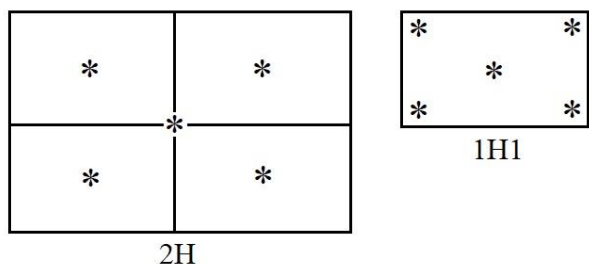


Схема відбору проб ґрунту на полігоні 2Н (100 × 80 м) та субполігоні 1Н1 (50 × 40 м). Зірочками (\*) позначено точки відбору.

Такий вибір об'єктів обґрунтовуємо так: для моделювання зовнішнього опромінювання ми обирали території, на яких радіонуклідне забруднення відрізнялося приблизно удвічі, для моделювання внутрішнього опромінювання обмежилися субполігоном 1Н1 з метою зменшення коефіцієнта

варіації надходження <sup>137</sup>Cs до організму тварин.

Оцінку радіаційної обстановки, відбір проб ґрунту та вимірювання питомої активності <sup>137</sup>Cs проводили фахівці Державного спеціалізованого підприємства (ДСП) “Екоцентр”. За їхньою інформацією пошаровий відбір проводили циліндричним металевим пробовідбірником з внутрішнім діаметром 7,59 см у чотирьох точках кожного дослідного об'єкта (див. рисунок): Перший шар на глибину 0 - 5 см; другий шар на глибину 5 - 10 см; третій шар на глибину 10 - 20 см. Пошарові проби перемішували, висушували в низькотемпературній лабораторній електропечі SNOL 58/350, подрібнювали та вимірювали вміст <sup>137</sup>Cs на напівпровідниковому гамма-спектрометрі ORTEC GMX40P4-83RB. При цьому маса перемішаних проб становила: для субполігона 1Н1 0 - 5 см – 1 кг; 5 - 10 см – 1,2 кг; 10 - 20 см – 2 кг; для полігона 2Н 0 - 5 см – 0,9 кг; 5 - 10 см – 1 кг і 10 - 20 см – 2,1 кг. Загальна площа пробовідбору (з чотирьох точок) S = 0,0181 м<sup>2</sup>. Таким чином, легко порахувати, що питома вага ґрунту з субполігона 1Н1 становить 1160 кг/м<sup>3</sup>, а з полігона 2Н – 952,4 кг/м<sup>3</sup>. Використовуючи довідкові дані [3], отримуємо значення лінійного коефіцієнта ослаблення μ, яке для ґрунту з субполігона 1Н1 становитиме 10,07 м<sup>-1</sup>, а для полігона 2Н – 8,68 м<sup>-1</sup>.

Радіаційно-дозиметричний контроль об'єктів фахівці ДСП “Екоцентр” здійснювали з використанням приладу МКС-01Р з блоком детектування БДКБ-01Р. Вимірювали потужність еквівалентної дози (ПЕД) гамма-випромінювання на висоті 1 м і 1 см від поверхні ґрунту. Вимірювання проводили у п'яти точках: у чотирьох точках пробовідбору пошарової об'єднаної проби та в першій точці пробовідбору загальної проби на глибину 20 см (див. рисунок). Середньгеометричні значення ПЕД на об'єктах наведено в табл. 1.

Таблиця 1. Результати вимірювань питомої активності <sup>137</sup>Cs у складі проб ґрунту, відібраних на дослідних об'єктах, і середньгеометричні значення ПЕД

Місце відбору проб	Шар ґрунту	Питома активність <sup>137</sup> Cs, Бк/кг	Середньгеометричні значення* ПЕД, мкЗв/год, на висоті	
			1 м	0,01 м
1Н1	0 - 20 см	(2,15 ± 0,06) · 10 <sup>5</sup>	72,8	103,5
	0 - 5 см	(12,10 ± 0,48) · 10 <sup>5</sup>		
	5 - 10 см	(1,68 ± 0,05) · 10 <sup>5</sup>		
	10 - 20 см	(0,54 ± 0,02) · 10 <sup>5</sup>		
	Середньоінтегральне значення (A <sub>v</sub> )	(3,09 ± 0,1) · 10 <sup>5</sup>		
2Н	0 - 20 см	(1,22 ± 0,01) · 10 <sup>5</sup>	32,4	40,9
	0 - 5 см	(5,59 ± 0,17) · 10 <sup>5</sup>		
	5 - 10 см	(2,06 ± 0,06) · 10 <sup>5</sup>		
	10 - 20 см	(0,32 ± 0,01) · 10 <sup>5</sup>		
	Середньоінтегральне значення (A <sub>v</sub> )	(1,92 ± 0,02) · 10 <sup>5</sup>		

Примітка. \* За даними апаратурних вимірювань.

Відлови тварин на полігоні здійснювали з використанням пасток-живоловок системи Шермана [10]. На субполігоні 1Н1 було розміщено 20 пасток-живоловок із відстанню між ними у будь-якому напрямі 10 м. Вимірювання вмісту <sup>137</sup>Cs в організмі тварин виконували прижиттєво з використанням сцинтиляційного гамма-спектрометра з детектором NaI(Tl) із діаметром кристала 51 мм. Роздільна здатність детектора 8 % за енергії 661 кеВ. Для вимірювання тварин поміщали в пластиковий контейнер, розміром 40 × 40 × 100 мм з товщиною стінки 1 мм. Калібрували спектрометр за зразковим розчином <sup>137</sup>Cs у водяному циліндричному фантомі діаметром 45 мм, довжиною 100 мм та товщиною пластикового футляра 1 мм.

Оцінку віку тварин здійснювали за вилицевою шириною голови згідно з методикою [11].

### 3. Результати та обговорення

Для розробки методології оцінки доз опромінення дрібних ссавців радіонуклідами цезію на натурних дослідних полігонах зони відчуження нами було зроблено низку допущень:

1. Вважали, що для мінімізації коефіцієнта варіації вмісту ізотопів в організмі тварини слід використовувати особин, відловлених у межах однієї території (конкретно ми використовували тварин із субполігона 1Н1).

2. Усіх відловлених особин було згруповано за розрахованим віковим цензом у три групи: перша – тварини, віком до 100 діб (молоді особини, у яких фізіологічні параметри швидко змінюються); друга – тварини від 101 до 180 діб (зрілі особини репродуктивного віку); третя – тварини віком понад 180 діб (особини, що перезимували).

#### 3.1. Методика оцінки дози від <sup>137</sup>Cs. Зовнішнє опромінення

За основу методу оцінювання поглиненої дози зовнішнього опромінення дрібних ссавців використовували програму “BiotaDC”. Вважали, що нориця руда 70 % добового часу знаходиться в гніздовій камері і 30 % – на поверхні [7] (похибку такого припущення можна оцінити в 20 %). При цьому опромінення тварин, що знаходяться на поверхні, здійснюється радіонуклідами, умовно рівномірно розподіленими в 10-см шарі ґрунту [12]. Для цього випадку оцінки доз зовнішнього опромінення використання програми “BiotaDC” цілком прийнятне і не викликає сумніву. Що стосується зовнішнього опромінення в гніздовій камері, то застосування згаданої програми викликало певні сумніви, оскільки в ній прийняте допущення, що опромінення у ґрунті (для норних

тварин) відбувається всередині нескінченного ізотропного однорідного шару ґрунту глибиною 50 см, що не зовсім відповідає фактичній геометрії опромінення нориці рудою. Отже, ми вважали за доцільне перевірити можливість застосування з цією метою програми “BiotaDC”, порівнявши результати розрахунку добової поглиненої дози зовнішнього опромінення, виконаного за цією програмою, з результатами розрахунку за більш реалістичною, на наш погляд, моделлю. За літературними даними [13 - 16], гніздова камера рудою нориці знаходиться на глибині від 5 до 20 см. Ми прийняли, що гніздова камера діаметром 5 см знаходиться на глибині 10 см від поверхні ґрунту. Розрахунки проводили для двох територій (1Н1 і 2Н), на яких рівень радіонуклідного забруднення ґрунту суттєво відрізнявся (див. табл. 1). Для питомої активності в табл. 1 наведено похибки, отримані при обробці спектрів на гамма-спектрометрі. Похибка вимірювання активності в шарі ґрунту на полігонах може бути оцінена як 30 % [17]. Похибки середньгеометричних значень ПЕД становлять: локація 1Н1 на висоті 1 м та на висоті 0,01 м – 30 %; локація 2Н на висоті 1 м – 20 %; на висоті 0,01 м – 50 %.

Пропонована модель є кулеподібним шаром ґрунту із умовно рівномірно розподіленою активністю:  $R_1$  – радіус гніздової камери, вважали таким, що дорівнює 25 мм;  $R_2$  – відстань від центра гніздової камери до поверхні землі, вважали такою, що дорівнює 100 мм.

Для кулеподібного шару розрахунок потужності дози виконували за формулою [3]

$$K = \left( \frac{4\pi A_v \Gamma}{\mu} \right) \left[ 1 - \exp(-\mu(R_2 - R_1)) \right], \quad (1)$$

де  $A_v$  – питома активність ґрунту в кулеподібному шарі, Бк/кг (див. табл. 1),  $\Gamma$  – керма-постійна <sup>137</sup>Cs;  $\Gamma_{Cs} = 21,24 \text{ аГр} \cdot \text{м}^2 / (\text{с} \cdot \text{Бк})$ . Значимо, що  $1 \text{ аГр (аттогрей)} = 1 \cdot 10^{-18} \text{ Гр}$ . Отримаємо потужність дози в аГр/с, перемноживши яку на добовий термін знаходження тварини в норі (16,8 год) у секундах, отримаємо добову дозу зовнішнього опромінення у норі.

Алгоритм оцінки дози такий:

1. Розраховуємо потужність дози від радіонуклідів, що містяться у кулеподібному шарі ґрунту із зовнішнім радіусом  $R_2 = 10 \text{ см}$  і внутрішнім радіусом  $R_1 = 2,5 \text{ см}$ , за формулою (1).

2. Розраховуємо поглинену добову дозу, Гр:

$$D = K \cdot 16,8 \cdot 3600, \quad (2)$$

де 16,8 – час знаходження тварини в гніздовій камері, год/добу; 3600 – кількість секунд у годині.

Якщо проводити розрахунки за програмою “BiotaDC”, то для  $^{137}\text{Cs} + ^{137\text{m}}\text{Ba}$  у випадку, коли тварина знаходиться в гніздовій камері, слід використовувати дозовий коефіцієнт  $DC = 3 \cdot 10^{-4}$  мкГр/год на Бк/кг ґрунту; для тварин, що знаходяться на поверхні,  $DC = 1,73 \cdot 10^{-4}$  мкГр/год

на Бк/кг ґрунту (термін знаходження на поверхні – 7,2 год).

Порівняємо добові дози для двох територій, забруднених  $^{137}\text{Cs}$ , розраховані за двома методиками (табл. 2) (дози на поверхні визначали лише за методикою “BiotaDC”).

Таблиця 2. Результати розрахунку добових доз зовнішнього опромінення нориці рудої за знаходження в гніздовій камері та на поверхні ґрунту, мГр/добу.

Територія	Розрахунок за				
	методикою “BiotaDC”			власною методикою	
	у гніздовій камері	на поверхні	сума	у гніздовій камері	на поверхні
1Н1	0,48	0,37	0,85	0,36	–
2Н	0,32	0,15	0,58	0,23	–

Примітка. Похибка наведених значень становить 36 %.

Зазначимо, що для проведення розрахунків опромінення в гніздовій камері за нашою моделлю ми використовували середньоінтегральне значення питомої активності ґрунту на глибині 20 см, а за методикою “BiotaDC” – 50 см (подвійна глибина залягання гніздової камери). Отримали на 25 - 28 % більші значення поглинених доз за використання програми “BiotaDC”. На наш погляд, цьому може бути два пояснення. По-перше, у програмі “BiotaDC” враховувалося гальмівне випромінювання; по-друге – у ній, водночас, не враховується тип ґрунту, що також може суттєво впливати на величину поглиненої дози. У будь-якому випадку, на наш погляд, програму “BiotaDC” можна застосовувати для оцінки поглинених доз зовнішнього опромінення у тварин, що знаходяться як у ґрунті, так і на його поверхні. Треба також зазначити, що з урахуванням оціненої похибки 36 % у добових дозах у табл. 2, розрахунки за нашою методикою і за “BiotaDC” узгоджуються в межах похибок.

Іншою важливою складовою зовнішнього опромінення, на яку, однак, нечасто звертають увагу, є опромінення бета-частинками. Одразу зауважимо, що цей тип опромінення за своєю природою має значно меншу проникну здатність, ніж, наприклад, гамма-опромінення, і становить певну небезпеку лише для високоенергетичних випромінювачів (з енергією понад 1 МеВ). Такими можна вважати 15 переважно короткоживучих радіонуклідів [3], присутніх у випадіннях у перші години та доби після аварії, наприклад, атомного реактора (як це трапилося після аварії на ЧАЕС). Наразі таких залишилося лише два:  $^{90}\text{Sr}$  із  $T_{1/2}$  28,6 років і, частково, (у слідовій кількості)  $^{154}\text{Eu}$  з  $T_{1/2}$  8,5 років. Водночас бета-опромінення у ранній післяаварійний період було значною проблемою, особливо щодо опромінення відкритих діля-

нок шкіри та кришталіка ока. Згідно з [7], у 1986 р. у зоні відчуження зовнішнє бета-опромінення становило понад 97 % від загального; у 1989 р. – понад 87 %; у 1990 р. – близько 45 %, а в 2005 р. – близько 21 %. Головна причина цього – розпад короткоживучих бета-випромінювачів та заглиблення в ґрунт довгоживучих, які залишилися. В існуючих літературних джерелах, наприклад [4], наведено методологію розрахунку бета-доз лише для «молодих» продуктів поділу, що випали тонким шаром на поверхню ґрунту. Отже, наразі можна вважати, що проблема бета-опромінення втратила свою актуальність у зв'язку з розпадом короткоживучих високоенергетичних бета-випромінювачів [3] і заглибленням у ґрунт тих, що ще не розпалися, тим паче, що дрібні ссавці, які мешкають на дослідних об'єктах, мають волосяний покрив, який захищає шкіру від залишкового бета-опромінення [18].

### 3.2. Внутрішнє опромінення

Поглинені дози внутрішнього опромінення тварин, що мешкають на забруднених радіонуклідами територіях, досить важко точно розраховувати, тому можна вести мову лише про їхню приблизну оцінку. Доза опромінення є енергією іонізуючого випромінювання, поглиненою в організмі тварини (біологічна речовина). Її запропоновано розраховувати так [19]:

$$D(t) = 1,6 \cdot 10^{-13} \cdot N_t \cdot \frac{E_{ef}}{m};$$

$$N_t = \int_0^t Q(t) dt, \quad (3)$$

де  $N_t$  – кількість радіоактивних розпадів у камері (органі, тканині чи всьому організмі) за час  $t$ , роз-

пад;  $E_{ef}$  – ефективна енергія ізотопу (частина виділеної енергії, що поглинається безпосередньо в біологічній тканині камери), МеВ/розпад – довідкова величина – для мишоподібних гризунів (усе тіло) за опромінення <sup>137</sup>Cs  $E_{ef} = 0,219$  МеВ/розпад;  $m$  – маса біологічної речовини камери, кг;  $Q(t)$  – функція зміни активності ізотопу в камері впродовж часу  $t$ ;  $1,6 \cdot 10^{-13}$  – узгоджувачий коефіцієнт, Дж/МеВ.

Відомо, що виведення легкорозчинних ізотопів (до яких відноситься <sup>137</sup>Cs) з організму відбувається за експоненціальним законом [3] із періодом ефективного напіввиведення  $T_{ef}$ .  $T_{ef}$  визначають як

$$T_{ef} = \frac{T_{1/2} \cdot T_b}{(T_{1/2} + T_b)}, \quad (4)$$

де  $T_{1/2}$  – період фізичного напіврозпаду радіоізотопу;  $T_b$  – період біологічного напіввиведення ізотопу з камери. Оскільки для мишоподібних гризунів термін біологічного напіввиведення <sup>137</sup>Cs становить 2 - 3 доби [20], а період фізичного напіврозпаду – близько 30 років, то  $T_{ef}$  для цього радіонукліда практично дорівнюватиме  $T_b$ . Для такого випадку можна визначити вміст радіоізотопів в організмі за тривалого надходження. Справді, за щоденного надходження до організму впродовж терміну  $t$  активності  $Q_0$  накопичення <sup>137</sup>Cs в організмі описуватиметься так:

$$N_t = Q_0 \cdot \int_0^t \exp\left(-\ln 2 \cdot \frac{t}{T_{ef}}\right) dt = Q_0 \cdot \left[ \frac{1 - \exp\left(-\ln 2 \cdot \frac{t}{T_{ef}}\right)}{\frac{\ln 2}{T_{ef}}} \right]. \quad (5)$$

Якщо  $t \rightarrow \infty$ , то вираз у квадратних дужках (який іноді називають кратністю накопичення або приведеним періодом ефективного напіввиведення) буде дорівнювати

$$k = \frac{T_{ef}}{\ln 2} = 1,443 \cdot T_{ef}, \quad (6)$$

а рівноважний вміст <sup>137</sup>Cs в організмі тварини становитиме  $N_t(t \rightarrow \infty) = Q_0 \cdot k$ . Цей вираз є важливим для розуміння закономірності накопичення <sup>137</sup>Cs в організмі ссавців за тривалого надходження. При цьому дуже важливо оперативно визначати  $T_{ef}$  для полігонних тварин різного віку. Це цілком можливо зробити,

застосовуючи закони алометрії [12]. Алометричні закони вдало описуються степеневими функціями [21, 22]. Методика визначення  $T_{ef}$  для тварин різного віку описана в [11]. Нами встановлено, що залежність  $T_{ef}$  від маси тіла за алометричним законом описується степеневою функцією

$$T_{ef} = a \cdot m^b. \quad (7)$$

Водночас, нами встановлено, що для норичі рудої залежність маси тіла від віку також можна наближено описати степеневою функцією

$$m = 4,625 \cdot t^{0,278}. \quad (8)$$

Методику оцінки доз внутрішнього опромінення дрібних ссавців для кожного полігона чи субполігона на момент відлову можна описати таким алгоритмом:

1. Оцінка віку відловлених тварин за методикою [11].
2. Визначення середньоінтегрального значення  $T_{ef}$  для кожної відловленої тварини (інтегрування за масою):

$$T_{ef(miv)}^* = \frac{\left(\int_{9,8}^m 0,740 \cdot m^{0,412} dm\right)}{(m - 9,8)}, \quad (9)$$

де 9,8 – маса дитинчати при відлученні від самиці [9], г;\* – тут і далі: miv (mean integral value) – середньоінтегральне значення.

3. Визначення середньоінтегральної маси тварини (інтегрування за віком) згідно з експериментальними даними:

$$m_{(miv)} = \frac{\left(\int_{21}^t 4,625 \cdot t^{0,278} dt\right)}{(t - 21)}, \quad (10)$$

де 21 – термін відлучення від самиці, доба [9].

4. Визначення середньоінтегрального приведенного періоду ефективного напіввиведення для кожної відловленої тварини:

$$k_{(miv)} = 1,443 \cdot T_{ef(miv)}. \quad (11)$$

5. Визначення середньоінтегрального питомого вмісту <sup>137</sup>Cs для кожної тварини, Бк/кг:

$$Q_{i(miv)} = \frac{Q_{mv}}{k_{(miv)}}, \quad (12)$$

де  $Q_{mv}$  – значення питомої активності в організмі, виміряне на момент відлову, Бк/кг.

6. Визначення середньоінтегрального щоденного надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму для кожної тварини, Бк:

$$q_{i(miv)} = Q_{i(miv)} \cdot \frac{m_i}{1000}, \quad (13)$$

де  $m_i$  – маса конкретної  $i$ -ї тварини, г.

7. Визначення середньоінтегрального середньогрупового щоденного надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму, Бк:

$$q_{g(miv)} = \sum \frac{q_i}{i}. \quad (14)$$

8. Оцінка поглиненої середньоінтегральної дози для кожної тварини за очікуваним середньогруповим вмістом  $^{137}\text{Cs}$  для кожної вікової групи, Гр:

$$D_{(miv)} = 1,6 \cdot 10^{-13} \cdot Int \cdot 0,219 \cdot (t - 21) \cdot 24 \cdot 3600 \cdot \frac{1000}{m_{(miv)}}, \quad (15)$$

де  $t$  – розрахований вік тварин в добах; 21 – термін відлучення дитинчати від самки; 0,219 МеВ/розпад – ефективна енергія  $^{137}\text{Cs}$  для мишоподібних гризунів (все тіло);  $Int$  – інтеграл, що описує рівноважний стан  $^{137}\text{Cs}$  в організмі тварини з урахуванням її віку:

$$Int = q_{g(miv)} \cdot \int_0^{t-21} \exp(-0,693 \cdot \frac{(t-21)}{T_{ef(miv)}}) dt. \quad (16)$$

У табл. 3 наведено результати розрахунку поглинених доз внутрішнього опромінення ізотопом  $^{137}\text{Cs}$  для тварин, відловлених на субполігоні 1Н1 влітку 2022 р.:  $D_{(miv)}$  – доза, розрахована за запропонованою нами методикою; BiotaDC – доза, розрахована за методикою МКРЗ із урахуванням оціненого віку тварин на момент відлову, але без урахування динаміки зміни параметрів із ростом тварин.

Таблиця 3. Результати оцінки доз внутрішнього опромінення нориці рудої ізотопом  $^{137}\text{Cs}$  влітку 2022 р. на субполігоні 1Н1

Особина	Стать*	$Q_{mv}$ , кБк/кг	Вік, доба	$T_{ef(miv)}$ , доба	$m_{(miv)}$ , г	$k_{(miv)}$ , доба	$Q_{i(miv)}$ , Бк/кг	$q_{i(miv)}$ , Бк/доба	$q_{g(miv)}$ , Бк/доба	Доза, Гр	
										$D_{(miv)}$	BiotaDC
1Н1/18	Ж	37,9	99	2,20	14,22	3,17	11941	205	197,3	<b>0,010</b>	<b>0,011</b>
1Н1/19a	Ж	37,3	45	2,04	12,15	2,94	12689	160	197,4	<b>0,003</b>	<b>0,003</b>
1Н1/3	Ж	21,7	141	2,15	15,35	3,10	6983	110	173,1	<b>0,012</b>	<b>0,009</b>
1Н1/13	Ч	29,3	403	2,46	19,77	3,55	8245	215	257	<b>0,053</b>	<b>0,041</b>
1Н1/19б	Ж	46,2	333	2,34	18,85	3,38	13653	299	257	<b>0,044</b>	<b>0,052</b>
1Н1/12	Ч	30,2	169	2,35	16,00	3,39	8925	196	173,1	<b>0,016</b>	<b>0,016</b>
1Н1/16	Ж	27,2	113	2,22	14,62	3,20	8498	152	173,1	<b>0,011</b>	<b>0,009</b>
1Н1/10	Ж	50,1	144	2,21	15,42	3,19	15673	277	173,1	<b>0,013</b>	<b>0,022</b>
1Н1/14a	Ж	28,8	75	2,18	13,42	3,15	9160	153	197,3	<b>0,008</b>	<b>0,006</b>
1Н1/14б	Ж	46,9	64	2,14	13,00	3,08	15189	234	197,3	<b>0,006</b>	<b>0,007</b>
1Н1/7	Ч	21,3	170	2,29	16,04	3,30	6436	129	173,1	<b>0,016</b>	<b>0,012</b>
1Н1/11	Ж	23,5	74	2,05	13,36	2,96	7930	103	197,3	<b>0,007</b>	<b>0,005</b>
1Н1/15a	Ж	68,3	76	2,09	13,44	3,02	22620	319	197,3	<b>0,007</b>	<b>0,014</b>
1Н1/15б	Ж	48,0	84	2,12	13,72	3,06	15712	233	197,3	<b>0,008</b>	<b>0,011</b>
1Н1/8a	Ж	30,3	58	2,18	12,77	3,14	9639	160	197,3	<b>0,006</b>	<b>0,004</b>
1Н1/8б	Ж	43,5	161	2,17	15,82	3,13	13885	227	173,1	<b>0,015</b>	<b>0,022</b>
1Н1/20	Ж	31,9	89	2,20	13,89	3,18	10037	175	197,3	<b>0,009</b>	<b>0,008</b>
1Н1/6	Ч	19,4	170	2,32	16,04	3,34	5792	121	173,1	<b>0,016</b>	<b>0,011</b>
1Н1/4	Ж	47,5	61	2,12	12,88	3,06	15519	231	197,3	<b>0,006</b>	<b>0,007</b>

Примітки. Похибка значень  $D_{(miv)}$  та BiotaDC становить 36 %. \* Ж – самиці; Ч – самці.

Зазначимо, що у випадку застосування програми “BiotaDC” дозовий коефіцієнт для внутрішнього опромінення становить  $1,51 \cdot 10^{-4}$  мкГр/год на Бк/кг, де Бк/кг – вміст ізотопів в організмі тварини.

При розробці сучасного екоцентричного підходу до дозиметрії живих організмів МКРЗ наголошує на тому, що запропоновані нею методи є лише загальною основою розрахунку доз та пропонує адаптувати їх до вирішення конкретних задач. Зважаючи на те, що чорнобильська зона від-

чуження є природною територією з одним із найбільших у світі рівнів забруднення радіонуклідами, використання методології МКРЗ для дозиметрії чорнобильської біоти може бути важливим для подальшого розвитку екоцентризму в дозиметрії.

На нашу думку, запропоновані нами доповнення дають змогу найбільш вірогідно оцінювати величини доз як зовнішнього, так і внутрішнього опромінення дрібних гризунів, що мешкають у за-



бруднених екосистемах. Однак ми наголошуємо на тому, що запропоновані нами моделі базуються на низці умовних допущень, тому на даному етапі вони є лише робочими гіпотезами та можуть бути в подальшому вдосконалені. Зокрема, майбутні дослідження можуть включати застосування більш детальних методів оцінки вхідних фізіологічних параметрів, необхідних для дозиметрії, та верифікацію отриманих результатів із використанням більш об'ємних вибірок біологічних об'єктів. Застосування більш складних методів розрахунків зовнішніх і внутрішніх доз, наприклад моделювання методом Монте-Карло з GEANT4 [23], повинно також дати більш точні результати, надавши можливість відмовитись від багатьох наближень.

#### 4. Висновки

1. Розроблено і апробовано методологію оцінки доз зовнішнього та внутрішнього опромінення мишоподібних гризунів (нориця руда) <sup>137</sup>Cs на момент їхнього відлову на дослідних територіях зони відчуження.

2. Оптимізовано умови застосування програми “BiotaDC” для оцінки доз зовнішнього опромінення у гніздовій камері та на поверхні землі.

3. Показано, що діюча методика МКРЗ дає дещо завищені значення доз зовнішнього опромінення тварин, що знаходяться в норі (на 25 - 28 %); це пов'язано зі специфікою застосованих моделей опромінення і може вважатися допустимим. Треба також зазначити, що, враховуючи доволі великі оцінені похибки використаних наближень (~36 %), різниця між результатами за запропонованою методикою і за програмою “BiotaDC” не є статистично достовірною.

4. Встановлено різнонаправлені розбіжності доз внутрішнього опромінення; це, очевидно, пов'язане з тим, що у програмі “BiotaDC” не враховано динаміку зміни фізіологічних параметрів із ростом тварин (що є актуальним для молодих тварин).

5. Відмічено, що для оцінки доз опромінення полігонних гризунів за застосування будь-якої методики у першу чергу слід оцінити вік відловлених тварин.

Автори висловлюють подяку співробітникам відділу радіобіології та радіоекології Інституту ядерних досліджень Національної академії наук України, особливо Євгену Валерійовичу Тукаленку, за надані матеріали та допомогу при проведенні досліджень.

#### СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ / REFERENCES

1. І.М. Вишневецький та ін. Камерні моделі в радіобіології. *Доповіді Академії наук України 1 (2015) 146.* / I.M. Vyshnevskiy et al. Chamber models in radiobiology. *Dopovidi Natsionalnoi Akademii Nauk Ukrainy 1 (2015) 146.* (Ukr)
2. В.П. Машкович, А.В. Кудрявцева. *Защита от ионизирующих излучений.* Справочник (Москва: Энергоатомиздат, 1995) 496 с. / V.P. Mashkovich, A.V. Kudryavtseva. *Protection from Ionizing Radiation.* Reference Book (Moskva: Energoatomizdat, 1995) 496 p. (Rus)
3. В.Ф. Козлов. *Справочник по радиационной безопасности.* 3-е изд. (Москва: Энергоатомиздат, 1987) 191 с. / V.F. Kozlov. *Reference Book on Radiation Safety.* 3rd ed. (Moskva: Energoatomizdat, 1987) 191 p. (Rus)
4. Д.П. Осанов. *Дозиметрия и радиационная биофизика кожи* (Москва: Энергоатомиздат, 1990) 233 с. / D.P. Osanov. *Dosimetry and Radiation Biophysics of Skin* (Moskva: Energoatomizdat, 1990) 233 p. (Rus)
5. R.K. Chesser et al. Concentrations and dose rate estimates of 134, 137 Cesium and 90 Strontium in small mammals at Chornobyl, Ukraine. *Envir. Toxicol. and Chemistry 19(2) (2000) 305.*
6. V.A. Gaychenko, O.Yu. Krainiuk. Peculiarities of absorbed dose forming in some wild animals in Chornobyl exclusion zone. *Nucl. Phys. At. Energy 16(3) (2015) 287.*
7. Ю.А. Маклюк и др. Величина и структура дозовых нагрузок у мелких млекопитающих Чернобыльской зоны через 19 лет после аварии. *Ядерная физика та енергетика 3(21) (2007) 81.* / Yu.A. Maklyuk et al. Values and structure of dose burdens in small mammals of the Chernobyl zone in 19 years after the accident. *Nucl. Phys. At. Energy 3(21) (2007) 81.* (Rus)
8. *Dose coefficients for non-human biota environmentally exposed to radiation.* ICRP Publication 136. *Ann. ICRP 46(2) (2017) 1.*
9. AnAge entry for *Myodes glareolus.* *AnAge: The Animal Ageing and Longevity Database.*
10. В.І. Шефтел. Methods for estimating the abundance of small mammals. *Russian Journal of Ecosystem Ecology 3(3) (2018) 1.*
11. І.П. Дрозд, В.В. Павловський. Експрес-оцінка фізіологічних параметрів норичі рудої (*Myodes glareolus*), що застосовуються для дозиметричних досліджень. *Екологічні науки 1(52) (2024) 151.* / I.P. Drozd, V.V. Pavlovsky. Rapid assessment of physiological parameters of the red mole (*Myodes glareolus*) used for dosimetric studies. *Ekolohichni Nauky 1(52) (2024) 151.* (Ukr)
12. ICRP Publication 108. Environmental Protection – the Concept and Use of Reference Animals and Plants. *Ann. ICRP 38(4-6) (2008) 1.*
13. M. Daniel. Experimental studies on inhabitants of nests of small forest mammals. *Folia Parasitologica 22(3) (1975) 265.*

14. E.S. Manaeva et al. Biological activity of soils in the settlements of southern (*Microtus rossiaemeradionalis*) and bank (*Clethrionomys glareolus*) voles. *Biol. Bull. Russ. Acad. Sci.* 41 (2014) 80.
15. P. Mikus. Recent vertebrate and invertebrate burrows in lowland and mountain fluvial environments (SE Poland). *Water* 12(12) (2020) 3413.
16. О.И. Евстигнеев, О.В. Солонина. Рыжая полевка и видовое разнообразие травяного покрова в широколиственных лесах. *Russian Journal of Ecosystem Ecology* 5(4) (2020) 18. / О.И. Evstigneev, O.V. Solonina. Red-backed vole and species diversity of grass cover in broad-leaved forests. *Russian Journal of Ecosystem Ecology* 5(4) (2020) 18. (Rus)
17. Yu. Khomutinin et al. Optimising sampling strategies for emergency response: Soil sampling. *J. Environm. Radioactivity* 222 (2020) 106344.
18. R.E. Antwis et al. Impacts of radiation exposure on the bacterial and fungal microbiome of small mammals in the Chernobyl Exclusion Zone. *Journal of Animal Ecology* 90(9) (2021) 2172.
19. І.П. Дрозд, В.В. Павловський. *Основи дозиметрії іонізуючих випромінювань для працівників не фізичних спеціальностей* (Львів: Вид-во «БОНА», 2022) 128 с. / I.P. Drozd, V.V. Pavlovsky. *Fundamentals of Dosimetry of Ionizing Radiation for Workers of Non-Physical Specialties* (Lviv: "BONA" Publishing House, 2022) 128 p. (Ukr)
20. В.Ф. Журавлев. *Токсикология радиоактивных веществ* (Москва: Энергоатомиздат, 1990) 336 с. / V.F. Zhuravlev. *Toxicology of Radioactive Substances* (Moskva: Energoatomizdat, 1990) 336 p. (Rus)
21. C.R. White, R.S. Seymour. Allometric scaling of mammalian metabolism. *J. Exp. Biol.* 208 (2005) 1611.
22. P.A. Marquet et al. Scaling and power-laws in ecological systems. *J. Exp. Biol.* 208 (2005) 1749.
23. S. Agostinelli et al. Geant4 – a simulation toolkit. *Nucl. Instrum. Meth. A* 506(3) (2003) 250.

I. P. Drozd, V. V. Pavlovskiy\*

*Institute for Nuclear Research, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

\*Corresponding author: vladvpav@gmail.com

**DOSE ESTIMATES OF <sup>137</sup>Cs IN BANK VOLES INHABITING RESEARCH SITES WITHIN THE CHORNOBYL EXCLUSION ZONE CONSIDERING THE AGE-RELATED DYNAMICS OF CHANGE IN PHYSIOLOGICAL PARAMETERS**

Methods for dose estimation of <sup>137</sup>Cs in mouse-like rodents, specifically bank voles (*Myodes glareolus*), commonly found within the research sites in the Chernobyl Exclusion Zone, are being proposed. The International Commission on Radiological Protection recommends using the specially developed "BiotaDC" software, but it needs to be adapted to solve specific applied issues. It is shown that the "BiotaDC" approach adequately describes dose accumulation of <sup>137</sup>Cs for external exposure inside nest chambers if the mean integral value of soil activity concentration at a depth of 0.5 m is used, for external exposure above soil – if the mean integral value of soil activity concentration at a depth of 0.2 m is used. However, the authors propose a method considering the age of animals at the time of capture and the age-related dynamics of changes in such parameters as excretion and accumulation of radioisotopes for internal dose estimation using the "BiotaDC" software. A detailed dose estimation algorithm is being proposed. Dose estimates for internal irradiation according to the authors' method and the method of the International Commission on Radiological Protection are being compared.

*Keywords:* absorbed dose, mouse-like rodents, bank vole, cesium, Chernobyl Exclusion Zone.

Надійшла / Received 15.04.2024