

УДК 504.3.054:614.841

Середа Ю.П., Сидоренко В.Л., к.т.н., доцент
Шевченко І.О., Азаров С.І., д.т.н., с.н.с.

ОЦІНКА МОЖЛИВОГО РАДІАЦІЙНОГО РИЗИКУ ПРИ ГАСІННІ ПОЖЕЖІ У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

Проведено оцінку радіаційного ризику для працівників пожежно-рятувальних підрозділів при гасінні пожеж у Чорнобильській зоні 26–29 квітня 2015 року. Показано, що межа радіаційного ризику для пожежного у цих умовах може перевищувати граничний індивідуальний радіаційний ризик.

Ключові слова: Чорнобильська зона, пожежа, радіоактивні продукти згорання, опромінення, радіаційний ризик.

Постановка проблеми. На територію 30-ти кілометрової зони Чорнобильської АЕС випало у вигляді радіоактивних аерозолів приблизно $5 \cdot 10^{15}$ Бк, з них $3 \cdot 10^{13}$ Бк припадає на трансуранові елементи (ТУЕ). Найбільша густина забруднення ґрунту сягають для ^{137}Cs понад $8 \cdot 10^{12}$ Бк/км², для ^{90}Sr – $7 \cdot 10^{12}$ Бк/км² і плутонію – $3 \cdot 10^{10}$ Бк/км². У табл. 1 наведено дані про радіоактивне забруднення різних об'єктів та територій Чорнобильської зони [1].

Таблиця 1 – Запаси радіонуклідів у різних об'єктах та територіях Чорнобильської зони

Територія (об'єкт)	Активність, Бк			Площа, км ² (кількість, шт.)
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	ТУЕ	
Територія Чорнобильської зони	$1,44 \cdot 10^{13}$	$6,4 \cdot 10^{11}$	$2,6 \cdot 10^{10}$	2044
Ліси	$8,4 \cdot 10^{13}$	$3,7 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^{10}$	768
Колишні сільгоспугіддя	$6,1 \cdot 10^{13}$	$2,7 \cdot 10^{11}$	$1,2 \cdot 10^{10}$	484
Пункт захисту радіоактивних відходів	$1,4 \cdot 10^{14}$	$8,2 \cdot 10^{12}$	$3,3 \cdot 10^{11}$	(800)
Об'єкт „Укриття”	$1,3 \cdot 10^{14}$	$7,4 \cdot 10^{13}$	$2,7 \cdot 10^{12}$	(1)

На 01.01.2013 кількість твердих радіоактивних відходів, накопичених на 1–3 блоках ЧАЕС, оцінювалась величиною у 15 000 м³ (активністю $3,38 \cdot 10^6$ Бк), рідких – у 18 300 м³; у сховищах відпрацьованого ядерного палива розміщено 13 300 тепловиділяючих збірок.

Основними шляхами міграції радіонуклідів за межі Чорнобильської зони є: водний (річковий) стік (р. Прип'ять) – приблизно 65 %; повітряний (вітровий) перенос – 10 %; у випадку пожеж – 24 %; техногенна міграція та біогенний винос – по 0,5 %.

Лісові масиви займають 45 % території Зони відчуження (102 тис. га). По лісорослинному районуванню вони відносяться до зони Полісся України та розташовані у Новошепелівсько-Вільчанському та Припятсько-Дніпровському заплавно-борових фізико-географічних районах. Переважними ландшафтами тут є надзаплавні тераси, морські водороздільні рівнини і річкові долини (табл. 2).

Таблиця 2 – Структура земель у Зоні відчуження [2]

Категорія земель	%	км ²
Землі, покриті лісами:	48,5	980
хвойними породами	38,6	780
листяними породами	9,9	200
Інші лісові землі (просіки, вирубки, лісові дороги, тощо)	4,9	99
Усього лісних земель	53,4	1079
Землі колишнього сільськогосподарського використання	29,5	569
Не лісові землі (піски, болота)	2,6	53
Водні поверхні (річки, озера, канали тощо)	8,5	172
Міста, села, дороги	6,0	121
Всього:	100	2020

Зона відчуження і зона безумовного (обов'язкового) відселення (ЗБВ) є частиною території, що піддалася найбільшому радіоактивному забрудненню внаслідок Чорнобильської катастрофи, з особливою формою керування, землі якої виведені з господарського обігу. Найбільш високі рівні густини забруднення ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ²³⁸⁻²⁴¹Pu і ²⁴¹Am території спостерігаються у ближній 30-км Зоні відчуження (ЗВ) [1, 2]. Більше половини цієї території у теперішній час покрито лісами (близько 65 %), в яких переважає сосна звичайна і береза, 64 % і 23 % відповідно.

При пожежах у Чорнобильській зоні у повітря можуть викидатися радіоактивні продукти згоряння (РПЗ) середньої сумарної активності до 20 Кі/рік (¹³⁴Cs ≈ 15,0 Кі/рік, ⁹⁰Sr ≈ 4,5 Кі/рік та ТУЕ ≈ 0,1 Кі/рік), які несприятливо діють на персонал ЧАЕС, пожежних, які задіяні у гасінні пожежі, а також на населення найближчих територій і навколишнє середовище, що становить радіологічну небезпеку для навколишнього середовища і людини [3].

За час після Чорнобильської катастрофи у 30-ти кілометровій зоні сталося більш 1 100 пожеж різного характеру у результаті чого згоріло 3 092 різних будов і біля 25 000 га лісів та бувших сільгоспугідь [4]. Самі великомасштабні пожежі відбулися у серпні 1992 року на загальній площі до 17 000 га лугів і лісових угідь, включаючи верхову пожежу на площі більше 5 000 га [1, 2].

У відсутності традиційної господарської діяльності у ЗВ за 30 років відбувалося інтенсивне нагромадження небезпечного горючого матеріалу у лісах і на лугах. Надмірно висока щільність насаджень у соснових лісах на всій території ЗВ, різний вік дерев і наявність молодих дерев на узліссях лісів підвищує ризик високоінтенсивних, верхових і масштабних природних пожеж.

Існуючі потужності, структура і розташування пожежно-рятувальних підрозділів у ЗВ не відповідають такому високому рівню пожежонебезпеки та не гарантують швидкого реагування й ефективного гасіння у критичних погодних умовах. Так, одна пожежно-рятувальна частина з двома-трьома застарілими машинами з лімітованою кількістю ПММ і 5–7 пожежниками відповідає за площу більше 65 000 га, у той час як за межами ЗВ аналогічна зона відповідальності приблизно у 15–20 разів менше. Біля третини території ЗВ взагалі не покрито засобами виявлення пожежі (вишки зі спостерігачами) і майже 23 000 га лісів є недоступними для пожежної автомобільної техніки.

Всі вказані вище фактори спричиняють високий ризик виникнення великомасштабних пожеж у ЗВ, найбільший з яких після 1992 року відбувся наприкінці квітня 2015 року. За відомостями очевидців і космічних знімків лугова

пожежа трав'яної рослинності почався ввечері 26 квітня 2015 року у річницю Чорнобильської аварії на важкодоступній частині меліоративної системи р. Ілля. Осередки пожежі перебували на відстані 1,5 і 3,5 км від с. Іллінці (дорога Чорнобиль – КПП „Діброва”) у зоні прямої видимості спостережливої вишки Лубенського лісництва (відстань 4,5 км) комплексу лісового господарства (КЛГ) „Чорнобильська пуща” ДСП „Чорнобильський спецкомбінат”. 27 квітня пожежа охопила максимальну площу території на схід від лісництва та поширювався убік пунктів поховання радіоактивних відходів з високими рівнями кореневого забруднення рослинності (рис. 1) [5].



Рисунок 1 – Розвиток лісової пожежі на території Чорнобильської зони

Пожежа тривала 28–29 квітня навколо Лубенського лісництва і була ліквідована 30 квітня. Дощ у районі пожежі ввечері 29 квітня (8 мм опадів) сприяв пожежогасінню. 26–29 квітня у ЗВ на площі 10 127 га відбулася найбільша пожежа в Україні на радіоактивно забрудненій території після 1992 року [6]. 27 квітня пожежа придбала загрозливі масштаби – стала поширюватися убік ЧАЕС і наблизилася до місць поховання радіоактивних відходів, що характеризуються аномально високими рівнями радіонуклідного забруднення рослинного горючого матеріалу.

Було встановлено [5, 6], що трав'яною пожежею пройдена 6 250 га луків, лісовою низовою і верховою пожежами – 2 737 га і 1 140 га відповідно. Максимальна густина забруднення території на ділянках низової лісової пожежі у кварталах Лубенського лісництва досягала по ^{137}Cs – 1 040 кБк/м²; ^{90}Sr – 368 кБк/м²; $^{238+240}\text{Pu}$ – 11,4 кБк/м² та ^{241}Am – 14,4 кБк/м². Для гасіння пожежі у ЗВ поряд з працівниками комплексу лісового господарства (КЛГ) „Чорнобильська пуща” ГСП „Чорнобильський спецкомбінат” і ДСНС України оперативно був притягнутий аварійний персонал з інших регіонів без належного радіологічного забезпечення. Тління на окремих ділянках пожарища тривало до 2 травня (рис. 2). Пожежа у ЗВ тривала впродовж 6 діб та до її ліквідації залучили більше 300 людей і 51 одиницю техніки, у тому числі літаки і гелікоптери.



Рисунок 2 – Тління на окремих ділянках пожарища у ЗВ

При пожежі у Чорнобильській зоні в атмосферу надходили РПЗ, концентрація яких може істотно перевищувати гранично допустимі значення. РПЗ, які викидаються у повітря, небезпечні, насамперед, для співробітників пожежно-рятувальних підрозділів, які безпосередньо задіяні у гасінні пожеж.

Частка спаленого горючого матеріалу залежить від виду пожежі та класу природної пожежної небезпеки для різних погодних умов і змінюється від 0 для деревини до 97 % для хвої/листів при верхових пожежах. На підставі даних про запаси i -го радіонукліда у горючому матеріалі та його витоку з одиниці поверхні залежно від виду пожежі і класу природної пожежної небезпеки може бути оцінена інтегральна/середня приземна питома об'ємна активність i -го радіонукліда у повітрі на різних видаленнях від джерела і при різних метеорологічних умовах. Для цього, звичайно, використовуються різні моделі конвективного підйому і розсіювання (дисперсії) радіоактивного аерозолу в атмосфері. Проте, дані моделі не дозволяють розрахувати концентрацію радіонуклідів у зоні дихання учасників пожежогасіння у безпосередній близькості від фронту вогню через потужні конвективні потоки і турбулентності повітря. Тому для цієї мети, звичайно, використовуються експериментально отримані емпіричні співвідношення між середньою питоною об'ємною активністю радіонуклідів у повітрі у зоні дихання учасників пожежогасіння біля фронту вогню і поверхневою густиною забруднення радіонуклідом горючого матеріалу. Максимальна об'ємна активність ^{90}Sr і ^{137}Cs у зоні задимлення біля фронту вогню була зафіксована ДСП „Чорнобильський спецкомбінат” біля с. Ст. Красниця 28 квітня при максимальних рівнях радіонуклідного забруднення території пожежі у північній частині, що у 3 рази перевищувала контрольний рівень для ^{90}Sr (табл. 3) [6, 7].

Таблиця 3 – Об'ємна активність радіонуклідів у пробах повітря, відібраних ДСП „Чорнобильський спецкомбінат” мобільними аспіраторами у зоні задимлення

Місце відбору проби	Дата відбору проб	Об'ємна активність радіонуклідів, Бк/м ³		Контрольні рівні	
		⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
с. Стечанка	27.04.2015	$(3,5 \pm 0,4) \cdot 10^{-4}$	$(7,7 \pm 1,5) \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$
с. Ст. Красниця	28.04.2015	$(1,0 \pm 0,1) \cdot 10^{-2}$	$(7,6 \pm 1,5) \cdot 10^{-3}$		
с. Луб'янка	29.04.2015	$(7,1 \pm 0,7) \cdot 10^{-4}$	$(1,4 \pm 0,3) \cdot 10^{-3}$		

В аварійній ситуації, пов'язаної з реальним або потенційним опроміненням людей, основні міжнародні норми безпеки МАГАТЕ і НРБУ-97 вимагають забезпечення оцінки дози опромінення персоналу і населення, а також проведення індивідуального дозиметричного контролю і моніторингу навколишнього середовища [8, 9]. Залучений персонал повинен бути заздалегідь навчений і проінформований про радіаційну обстановку у місцях проведення робіт, отримані і можливі (очікувані) дози опромінення, а також відповідним цим дозам ризик для здоров'я. Типовий аварійний план повинен містити затверджені МОЗ України систему оперативного і довгострокового прогнозу дозиметричної обстановки у ході розвитку аварії, що не було зроблено.

Аналіз останніх досліджень. Пожежі на територіях, забруднених радіонуклідами, є одним з потенційно небезпечних джерел дозових навантажень, які можуть вплинути на здоров'я пожежних. Однак, незважаючи на актуальність даної проблеми, практично відсутня об'єктивна інформація щодо впливу радіаційних факторів при гасінні пожеж 26 квітня 2015 року на забруднених радіонуклідами територіях.

Постановка завдання. Актуальною є задача оцінки радіаційного ризику для працівників пожежно-рятувальних підрозділів при гасінні пожеж у Чорнобильській зоні.

Виклад основного матеріалу. Поняття радіаційного ризику зараз активно впроваджуються у галузі охорони праці. Під радіаційним ризиком розуміється подія (природна або техногенна індуктивна), яка призводить до суттєвого погіршення радіаційного стану природного середовища, здоров'я людини, екологічних збитків. З іншого боку радіаційний ризик – це ймовірність виникнення негативних наслідків від шкідливих впливів радіації. У разі аварійного опромінення учасників пожежогасіння радіаційний ризик є результатом двох випадкових подій: виникнення аварійної події (пожежі), що призводить до опромінення, та прояву шкідливого радіаційного ефекту, який дає опромінення.

Наслідки опромінення для здоров'я учасників пожежогасіння можуть бути двох видів: детерміністичні та стохастичні. Детерміністичні наслідки, матимуть місце у разі отримання достатньо високої дози опромінення. Для доз, які є нижчим за певним граничний рівень, вони ніколи не виникнуть.

Виникнення захворювання на рак носить стохастичний характер. Імовірність виникнення раку у результаті опромінення звичайно зростає зі збільшенням дози. Радіаційний ризик R (далі – ризик) для пожежного, який задіяний у гасінні пожежі, буде визначатися наступним чином [10]:

$$R = \int_E P(E) f[E(Q)] dE, \quad 1)$$

де $P(E)$ – імовірність серйозного порушення здоров'я пожежного від отриманої дози опромінювання E ; $f[E(Q)]$ – розподіл імовірностей вихідних подій – кількість і типу пожеж (лісові і лугові пожежі) у Чорнобильській зоні.

Розподіл імовірностей вихідних – кількість пожеж можна визначити за формулою:

$$f[E(Q)] = \int_0^\tau \int_0^\tau f[Q(\tau)] dQ d\tau, \quad 2)$$

де $f[Q(\tau)]$ – параметр, що характеризує частоту пожеж, які призводять до викиду РПЗ в інтервалі від $Q(\tau)$ до $Q(\tau) - dQ(\tau)$. Значення $f[Q(\tau)]$ можна надати у вигляді:

$$f[Q(\tau)] = \mu \left[1 + \mu \ln \left(\frac{Q(\tau)}{\bar{Q}_0} \right) \right] [Q(\tau) \Delta\tau]^{-1}, \quad 3)$$

$$\mu = \left[(2\tau/\lambda)^{0.5} - 1 \right] \left[\ln Q(\tau) / \bar{Q}_0 \right], \quad 4)$$

де \bar{Q}_0 – вміст радіонуклідів у горючих матеріалах; $Q(\tau)$ – сумарна активність радіонуклідів, викинутих в атмосферу; $\Delta\tau$ – очікуваний період часу між двома пожежами; λ – коефіцієнт частоти пожеж у Чорнобильській зоні.

Імовірність серйозного порушення здоров'я пожежного від дії радіації можна представити таким чином [11]:

$$P(E, l) = g \left[H(E, t)_{ext} + H(E, \tau)_{int} \right], \quad 5)$$

де g – коефіцієнт ризику, який характеризує ймовірність виникнення соматичних та генетичних наслідків опромінення на одиницю дози; $H(E, t)_{ext}$ – доза зовнішнього опромінення, обумовлена вдиханням РПЗ з повітрям, яке надходить через шлунково-кишковий тракт та відкриті рани; $H(E, \tau)_{int}$ – доза внутрішнього опромінення, обумовлена впливом випромінювання радіонуклідів з хмари диму і шлейфу випадіння РПЗ на поверхню.

Очікувана ефективна доза від зовнішнього гамма-випромінювання радіонуклідів (мкЗв) для дорослої людини за час опромінення впродовж t годин буде дорівнювати:

$$H(E, t)_{ext} = k \sum_j A(s1)_j \cdot B(2)_j \cdot t, \quad 6)$$

де $k = 0,77$ – коефіцієнт переходу від еквівалентної дози до ефективної дози для дорослої людини; $B(2)_j$ – дозовий коефіцієнт, що дорівнює відношенню потужності ефективної дози (ПЕД, мкЗв/час) до густини забруднення території i -им радіонуклідом $A(s1)_j$, кБк/м², що утримується у 5-см шарі ґрунту (табл. 4).

Таблиця 4 – Основні характеристики радіонуклідів та їх дозових коефіцієнтів для працівників пожежно-рятувальних підрозділів [12]

Радіо-нуклід	Основний вид випромінювання	Період напіврозпаду ($T_{1/2}$), років	Клас розчинності аерозолі й АМАД, мкм	$B(1)$, мкЗв/Бк	$B(2)$, (мкЗв/ч)/(кБк/м ²)
⁹⁰ Sr	β	29,0 (64,3 год.)	S, 1 мкм F, 1 мкм	0,15 0,025	$6,2 \cdot 10^{-6}$
¹³⁷ Cs	β, γ	30,2 (2,5 хв.)	F, 5 мкм F, 1 мкм	0,007 0,005	$7,9 \cdot 10^{-4}$
²³⁸ Pu	α	87,7	M, 1 мкм	43	$5,8 \cdot 10^{-8}$
²³⁹ Pu	α	24 100	M, 1 мкм	47	$1,2 \cdot 10^{-7}$
²⁴⁰ Pu	α	6 563	M, 1 мкм	47	$5,7 \cdot 10^{-8}$
²⁴¹ Pu	β	14,4	M, 1 мкм	0,85	$1,8 \cdot 10^{-9}$
²⁴¹ Am	α	432,8	M, 1 мкм	39	$1,7 \cdot 10^{-5}$

Аналіз розподілу радіонуклідів за профілем ґрунтів у сухих та свіжих лісорослинних умовах показав, що їх вміст у поверхневому горизонті лісової підстилки (AoL) незначний: запас ¹³⁷Cs склав біля 1 %, ⁹⁰Sr – 0,4 %, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – 0,8 % від загального складу у ґрунті (табл. 5) [13].

Значно знизився вміст радіонуклідів і в органічному (ферментативному) шарі підстилки (AoF). З табл. 5 видно, що максимум вмісту ¹³⁷Cs відрізняється у гумусованому горизонті підстилки (AoH). Перерозподіл радіоактивного стронцію у профілі ґрунтів типових соснових лісів виражено більш різко. Екозапас у ферментному горизонті (AoF) у цілому нижче ніж ¹³⁷Cs. Максимум вмісту ⁹⁰Sr знаходиться у підстилці соснових насаджень і зменшується у гумусовому шарі листяної підстилки.

Основна частина ізоотопів плутонію утримується ферментативним і гумусовим шарами підстилки. Їх наявність у листовому горизонті (AoL) обумовлено опаданням мертвої кори, якою вони адсорбувались. У цілому, у підстилці соснових насаджень знаходиться (50–90) % сумарного запасу радіоцезію, (40–75) % радіостронцію і до 99 % ізоотопів плутонію, тобто підстилка залишається основним депо радіонуклідів.

Практично повне розчинення гарячих паливних часток у кислих ґрунтах хвойних лісів ЗВ привело у цей час до вилуговуванню довгоживучих радіонуклідів з матриці часток опроміненого ядерного палива і включенню їх у малий біогеохімічний кругообіг. У лісовій підстилці залежно від її типу, потужності, структури, наявності або відсутності мохів, а також деревостої і підліску через 30 років після Чорнобильської аварії може перебувати до половини активності ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs від змісту у ґрунті, при цьому менш 1 % ²³⁸⁻²⁴¹Pu і ²⁴¹Am утримується у нижній частині підстилки, що розкладалася, й основна їхня частина – у верхньому мінеральному шарі ґрунту.

Таблиця 5 – Розподіл радіонуклідів у ґрунтах соснових лісів (% від загального вмісту)

Шар	Віддаль від ЧАЕС						
	Південний схід, 20 км		Схід, 10 км		Північний захід, 5 км		
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
АoL	1,1	00,4	0,9	0,6	1,5	0,9	0,9
АoF	15,5	1,4	15,9	4,6	16,3	15,0	23,2
АoH	62,3	32,9	61,5	58,0	43,2	52,7	15,4
0–1	12,2	14,8	10,4	10,2	22,3	12,1	0,5
1–2	3,5	9,7	3,9	4,5	7,5	6,8	0,3
2–3	1,6	9,1	2,8	5,6	5,4	2,9	0,2
3–4	0,9	3,4	1,7	3,0	2,8	1,7	0,1
4–5	0,5	4,0	1,6	1,9	1,1	1,5	0,07
5–10	0,8	5,7	1,2	4,7	1,7	6,7	0,01
Густина радіоактивного забруднення, кБк/м ²	130		340		2100		

До теперішнього часу більше 80 % паливних гарячих часток розчинилися у ґрунті і радіонукліди включилися у процеси біогеохімічної міграції [4, 13]. Це привело до того, що на даний момент у лісовій підстилці, деревостой і підліску може перебувати до половини активності ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs від змісту у ґрунті, а також менш 1 % ²³⁸⁻²⁴¹Pu і ²⁴¹Am, які утримуються у нижній гумифікованій частині підстилки. При згорянні підстилки, трав'янистої і деревної рослинності під час пожежі відбувається витік радіонуклідів у парогазовій фазі (¹³⁷Cs та у меншому ступені ⁹⁰Sr), а також разом з попелом і золою, що приводить до збільшення об'ємної активності радіонуклідів у приземному шарі повітря у десятки і тисячі разів. Наявність радіоактивних аерозолів субмікронного і мікронного розміру, що містять ⁹⁰Sr й альфа-випромінюючі радіонукліди, створює небезпеку внутрішнього опромінення учасників пожежогасіння у ЗВ за рахунок інгаляції, порівнянну з ефективними дозами зовнішнього опромінення.

Доза внутрішнього опромінення учасників пожежогасіння може формуватися за рахунок інгаляційного надходження радіонуклідів через органи дихання. При лугових і лісових пожежах утворюються радіоактивні аерозолі з розміром від десятих часток мікрона до нереспирабельних фракцій більше 10 мкм, при цьому ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs перебувають як у горючому рослинному матеріалі, так і у продуктах горіння у швидкорозчинних формах (клас F). Проте, для консервативних оцінок інгаляційних доз були використані максимальні значення дозових коефіцієнтів для персоналу В(1), мкЗв/Бк для різних значень активного медіанного аеродинамічного діаметру (АМАД) і класу розчинності радіоактивних аерозолів (див. табл. 4). Причому В(1) при АМАД=1 мкм для класу розчинності F і S відрізняються у 6 разів для дорослої людини. Для оцінки винесення РПЗ у повітря використовували коефіцієнт ресуспензії (RF) і швидкість ресуспензії. Коефіцієнт RF визначається як відношення концентрації РПЗ, що вторинно надійшли у повітря у результаті пожежі, на одиницю об'єму до поверхневої активності на одиницю площі лісового ґрунту. У табл. 6 наведено результати порівняння контрольованих вогневих експериментів і лісових пожеж за

різні періоди часу, коефіцієнта і швидкості ресуспензії.

Таблиця 6 – Порівняльні вихідні дані по ^{137}Cs під час лісових пожеж

Час, вид пожежі та місця проведення досліджень	Коефіцієнт ресуспензії, $RF, \text{м}^{-1}$	Швидкість ресуспензії, с^{-1}	Література
Осінь 1993 р. Низова лісова пожежа ($S=25$ га), Новозибківський лісгосп, РФ	$(8,0 \pm 4,8) \cdot 10^{-6}$	$(2,9 \pm 1,7) \cdot 10^{-6}$	[14]
21–22 липня 2002 р. перехідна лісова пожежа, 10 км от ЧАЕС (північно-західний напрям), ЗВ	$(3,2 \pm 0,9) \cdot 10^{-7}$	$(2,3 \pm 0,5) \cdot 10^{-6}$	[15]
15 травня 2003 р. Низова лісова пожежа ($S = 60 \times 60 \text{ м}^2$), 5 км на 280 від ЧАЕС, с. Новошепеличі, ЗВ	$(7,0 \pm 2,8) \cdot 10^{-7}$	$(2,1 \pm 0,3) \cdot 10^{-6}$	[16]

Аналіз даних з табл. 6 показує, що початкове (1993 р.) значення коефіцієнта RF для ^{137}Cs змінюється у діапазоні $8,0 \cdot 10^{-6}$ до $7,0 \cdot 10^{-7} \text{ м}^{-1}$, а швидкість ресуспензії залишається без змін. Для періоду цих 10 років його величини не перевищували 10^{-7} , тобто коефіцієнт RF у часі відбувається за експонентою зі сталим спадом $\tau_{1/2} = 7 \cdot 10^3$ рік.

При проведенні активних експериментів у найбільш забрудненої 10-км ЗВ під час лугових пожеж (горіння сухої трави) і сильних низових перехідних у верхові лісові пожежі було встановлено, що біля фронту вогню відношення середньої приземної об'ємної питомої активності ^{90}Sr і ^{137}Cs не перевищувало $RF < 2 \cdot 10^{-5}$ 1/м, а для $^{238-240}\text{Pu}$ $RF < 3 \cdot 10^{-6}$ 1/м. Таким чином, середня приземна об'ємна питома активність i -го радіонукліда у зоні дихання учасників пожежогасіння у безпосередній близькості від фронту вогню була консервативно оцінена при $RF = 10^{-5}$ 1/м. Швидкість „сухого” осідання радіоактивних аерозольних часток різного радіуса (мкм) можна визначити за законом Стокса [17]:

$$V = \frac{m_0 g}{6\pi\eta_\beta r_0}, \quad 0,7 \leq r_0 \leq 1,8; \quad (7)$$

$$V = \frac{r_0 g}{36\eta_\beta} (\rho - \rho_0), \quad 13,0 \leq r_0 \leq 2,5 \mu\text{м}; \quad (8)$$

де $\eta_\beta = 1,84 \cdot 10^{-5} \text{ Па} \cdot \text{с}$ – динамічний коефіцієнт в'язкості повітря; $r_0 = 3 \cdot 10^{-10} \text{ м}$, $m_0 = 3,6 \cdot 10^{-25} \text{ кг}$ – радіус та маса димової частки; $g = 9,81 \text{ м/с}^2$ – прискорення вільного падіння; $\rho_\beta = 1,2193 \text{ кг/м}^3$ – густина повітря.

За рахунок гравітаційного осадження радіоактивних аерозолів (швидкість сухого осадження $v = 0,01 \text{ м/с}$) забруднення поверхні шкіри і спецодягу учасників пожежогасіння за 10-ти годинний (36000 с) робочий день буде на порядок нижче припустимих рівнів забруднення поверхні (100 бета- часток/($\text{см}^2 \cdot \text{хв.}$) і 1 альфа-частинка/($\text{см}^2 \cdot \text{хв.}$)). Використовуючи контури лугових, лісових низових і верхових пожеж протягом 26–29 квітня 2015 року у ЗВ, дані по густину радіонуклідного забруднення ділянок, а також виду, продуктивності й інших характеристик рослинності були розраховані питома поверхнева активність кожного i -го радіонукліда у горючому матеріалі $A(s1)$ та питома об'ємна активність радіонуклідів у повітрі для різних типів пожеж $A(s2)$. Консервативно розрахована питома об'ємна

активність ^{90}Sr і ^{137}Cs у повітрі біля фронту вогню при лісових пожежах на найбільш забрудненій північній ділянці могла досягати одиниць Бк/м³ $A(s2)$ ($^{238-240}\text{Pu} < 10^{-3}$ Бк/м³, $^{241}\text{Pu} < 10^{-2}$ Бк/м³ і $^{241}\text{Am} < 10^{-3}$ Бк/м³).

Очікувана ефективна доза від внутрішнього опромінення за рахунок інгаляційного надходження радіонуклідів для дорослої людини (без використання засобів індивідуального захисту – респіраторів і т.п.) при інтенсивній роботі протягом t годин була розрахована як [18]:

$$H(E, \tau)_{int} = \sum_i A(s2)_i \cdot B(1)_i \cdot V \cdot t, \quad 9)$$

де $A(s2)_i$ – середня приземна об'ємна питома активність i -го радіонукліда у зоні дихання учасників пожежогасіння (1,7 м) у безпосередній близькості від фронту вогню; $B(1)_i$ – максимальні значення дозових коефіцієнтів для персоналу, рівні очікуваній ефективній дозі за рахунок інгаляційного надходження 1 Бк i -го радіонукліда в організм дорослої людини при класі розчинності S і АМАД=1 мкм для ^{90}Sr , F і АМАД=5 мкм для ^{137}Cs , M та АМАД=1 мкм для аерозолів $^{238-241}\text{Pu}$ і ^{241}Am , мкЗв/Бк (див. табл. 4); V – обсяг вдихуваного повітря (при важкій фізичній роботі дорослої людини під час пожежогасіння).

Сумарна очікувана ефективна доза опромінення дорослої людини при гасінні лісової пожежі протягом t годин буде дорівнює сумі ефективних доз, зумовлених зовнішнім і внутрішнім випромінюванням:

$$H(E, t)_{\Sigma} = H(E, t)_{int} + H(E, \tau)_{ext}. \quad 10)$$

Розрахована сумарна очікувана ефективна доза опромінення за формули (1–10) для учасників пожежогасіння 26–29 квітня 2015 року не перевищувала 50 мкЗв, що було значно нижче контрольних рівнів індивідуальних доз (3000 мкЗв/рік) зовнішнього (2300 мкЗв/рік) і внутрішнього (700 мкЗв/рік) опромінення персоналу ЗВ, який безпосередньо не виконував роботи з ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС.

Слід зазначити, що при лісових пожежах більше половини очікуваної ефективної дози внутрішнього опромінення формувалося за рахунок інгаляції ^{90}Sr при максимальному значенні $B(1)$ мкЗв/Бк (АМАД=1 мкм і клас розчинності S, табл. 4), а не трансуранових елементів ($^{238-241}\text{Pu}$ і ^{241}Am), як вважалося раніше.

Сумарний радіаційний ризик для пожежних, які задіяні у гасінні пожеж у Чорнобильській зоні, від внутрішнього та зовнішнього опромінення можна визначити за формулою [19]:

$$R_{\Sigma} = R_{ext} + R_{int} = \int_0^t \alpha_{ext} H_{ext}(E, t)_i dt + \int_0^t \alpha_{inhal} H_{inhal}(E, t)_i dt, \quad 11)$$

де R_{ext} – радіаційний ризик від зовнішнього опромінення; R_{inhal} – радіаційний ризик від внутрішнього опромінення; α_{ext} , α_{inhal} – коефіцієнти ризику; $H_{ext}(E, t)_i$ – еквівалентна доза зовнішнього опромінення пожежного i -го радіонукліда за час гасіння пожеж t ; $H_{inhal}(E, t)_i$ – еквівалентна доза внутрішнього опромінення пожежного i -го радіонукліда за час гасіння пожеж t . У табл. 7 наведено розрахований радіаційний ризик.

Таблиця 7 – Розрахунковий радіаційний ризик при зовнішньому R_{ext} [12] та внутрішньому R_{inhal} [19] опроміненню РПЗ пожежного різними радіонуклідами

Радіонуклід	Клас всмоктування	Радіаційний ризик	
		R_{ext}	R_{inhal}
^{137}Cs	F	$5,3 \cdot 10^{-2}$	$3,8 \cdot 10^{-3}$
^{90}Sr	S	$8,9 \cdot 10^{-3}$	$9,1 \cdot 10^{-3}$
^{238}Pu	M	$6,8 \cdot 10^{-4}$	$8,7 \cdot 10^{-4}$
$^{239,240}\text{Pu}$	M	$4,3 \cdot 10^{-4}$	$9,3 \cdot 10^{-4}$
^{241}Am	M	$9,1 \cdot 10^{-4}$	$7,6 \cdot 10^{-4}$

З наведених у табл. 7 даних бачимо, що межа радіаційного ризику для пожежного, який задіяний у гасінні пожежі у Чорнобильській зоні, може перевищувати межу граничного індивідуального радіаційного ризику – 10^{-3} [9], тому необхідно застосувати спеціальні міри і заходи захисту.

Для широкого кола сценаріїв лісових пожеж на територіях, забруднених тільки чорнобильським ^{137}Cs , внесок інгаляційної дози у загальну ефективну дозу опромінення учасників пожежогасіння чорнобильськими радіонуклідами не перевищуватиме декількох відсотків. Для територій ЗВ навіть на паливних слідах радіоактивних випадінь при максимальних рівнях забруднення території ^{90}Sr , $^{238-241}\text{Pu}$ і ^{241}Am у даний час при лісових і лугових пожежах ефективна доза від зовнішнього опромінення буде перевищувати очікувані дози від внутрішнього опромінення для учасників пожежогасіння навіть без застосування засобів індивідуального захисту.

Висновки.

Таким чином, при лісових пожежах більше половини очікуваної ефективної дози внутрішнього опромінення може бути обумовлено інгаляцією ^{90}Sr . При лугових пожежах інгаляційне надходження ^{90}Sr , $^{238-241}\text{Pu}$ і ^{241}Am може давати приблизно рівні вклади (третю частину) в очікувану ефективну дозу внутрішнього опромінення учасників пожежогасіння. Внесок бета-випромінюючого ^{241}Pu у формування очікуваної ефективної дози внутрішнього опромінення персоналу порівнюємо з внеском кожного з альфа-випромінюючих радіоізотопів плутонію ($^{238-240}\text{Pu}$) і повинен враховуватися. Доза від зовнішнього опромінення учасників пожежогасіння буде формуватися в основному (більше 99 %) за рахунок гамма-випромінювання ^{137}Cs , що містяться у підстилці, деревостой і верхньому мінеральному шарі ґрунту.

Доза зовнішнього опромінення учасників пожежогасіння може бути зменшена за рахунок мінімізації часу перебування на території з високою густиною забруднення ^{137}Cs та екранування гамма-випромінювання матеріалом кабін машин (до 10 разів) при використанні технічних засобів (автомобілів, тракторів і т.п.), а також за рахунок поглинання гамма-випромінювання у повітрі при застосуванні непрямих методів та авіації для гасіння лісових пожеж. Доза внутрішнього опромінення учасників пожежогасіння може бути зменшена у десятки і сотні разів за рахунок використання ЗІЗ органів дихання (ефективність утримання радіоактивних аерозолів мікронного розміру фільтрами з тканини Петрянова, що використовується у респіраторях, перевищує 98 %), а також герметизованих кабін машин і механізмів. Слід особливо відзначити, що загальногігієнічні нормативи вимагають застосування засобів індивідуального захисту під час гасіння пожеж незалежно від рівнів радіонуклідного забруднення території.

З іншого боку, запропонований підхід значно розширює джерела вихідної інформації, придатної для отримання індивідуальних дозових оцінок, особливо при оперативному контролі радіаційного ризику.

Список використаних джерел

1. Кучма Н.Д. Радиологические и лесоводственные последствия загрязнения лесных экосистем Зоны отчуждения / Н.Д. Кучма, Н.П. Архипов, И.С. Федотов и др. // Препринт. – Чернобыль, 1994. – 54 с.
2. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні 1990–2013 роки / МНС України. Офіційний сайт. – [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://www.mns.gov.ua>.
3. Азаров С.И. Радиоэкологические последствия лесных пожаров в Украине / С.И. Азаров // Гигиена населенных мест. – 2000. – Вып. 37 – С. 341-344.
4. Зібцев С.В. Проблема радіаційних лісових пожеж на землях, забруднених в наслідок аварії на ЧАЕС / С.В. Зібцев // Науковий вісник НАУ. – 2007. – Вып. 104 – С. 88-93.
5. Київська область: рятувальники ліквідовують пожежу на території спеціального комбінату „Чернобыльська пуша” (СТАНОМ НА 18:00) – [Заголовок с екрана]. – Режим доступу: <http://www.mns.gov.ua/news/39133.html>.
6. Ситуация с пожаром в Чернобыльской зоне усложнилась – [Заголовок с экрана]. – Режим доступу: http://society.lb.ua/accidents/2015/04/28/303374_situatsiya_pozharom_chernobilskoy.htm.
7. Основні контрольні рівні звільнення та рівні дії щодо радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. – МНС України. – Київ, 2008. – 11 с.
8. IAEA Safety Standards for protecting people and the environment. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. Interim edition. General Safety Requirements Part 3 No. GSR Part 3 (Interim), IAEA, Vienna, 2011, 303 p.
9. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97), Державні гігієнічні нормативи. – Київ, 1998. – 121 с.
10. Азаров С.И. Методика анализа радиационного риска при тушении пожара на территориях, загрязнённых радионуклидами / Пожаровзрывобезопасность. – 2001. – Т. 10, № 1. – 2001. – С. 40-43.
11. Оценка ведущих и дозообразующих факторов внешнего и внутреннего облучения с обеспечением индивидуального группового биофизического контроля: Отчет НИР (заключ.). Ответств. исполнит. А.Г. Цовьянова / Ин-т биофизики МЗ РФ. – Москва – Славутич, 1993–1994. – 60 с.
12. Eckerman K.F. and Ryman J.C. External exposure to radionuclides in air, water, and soil //Federal guidance report No. 12, EPA-402-R-93-081, Oak Ridge National Laboratory, Tennessee 37831, USA, 1993, 238 p.
13. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. – Гомель: РНИУП „Институт радиологии”, 2006. – 255 с.
14. Однолько А.А. Исследование вторичной опасности при пожарах объектов с повышенным загрязнением радионуклидами: автореф. дис. канд. тех. наук. – ВИПТШ МВД РФ. – М., 1995. – 18 с.
15. Горкавий С.Ф. Оцінка та прогнозування вторинного забруднення радіонуклідами навколишнього природного середовища внаслідок лісових

радіоактивних пожеж: автореф. дис. канд. тех. наук. – Харків. – 2004. – 19 с.

16. Процак В.П. Вторинний підйом радіоактивних аерозолів при виконанні агротехнічних операцій, осушенні водойм, лугових та лісових пожежах: автореф. дис. канд. тех. наук. – Київ. – 2009. – 21 с.

17. Дозиметрический и радиационный контроль при работе с радиоактивными веществами и источниками ионизирующих облучений: Метод. рук-во. — Т. 1. Организация и методы контроля. – М.: Атомиздат, 1980. – 272 с.

18. Азаров С.І. Радіаційний ризик для населення від пожеж в лісах, забруднених Чорнобильськими радіонуклідами / С.І. Азаров, О.В. Руденко, В.Л. Сидоренко, С.А. Єременко // Екологічна безпека і природокористування. – 2012. – Вип. 9. – С. 19-25.

19. Health risks from low-level environmental exposure to radionuclides. Radionuclide specific lifetime radiogenic cancer risk coefficients for the US population, based on age – dependent intake, dosimetry and risk models: Federal Guidance Report № 13, Part 1. Document ERA 402-R-97-014/ORNI, Car-Ridge US ERA. – Washington DC, 1998. – 421 p.

УДК 504.064.3:621.039.73

*Сидоренко В.Л., к.т.н., доцент, Серета Ю.П.,
Мінська Ю.Ю., Азаров І.С.*

ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ РОЗРОБКИ СИСТЕМИ КОМПЛЕКСНОГО МОНІТОРИНГУ ЗОНИ РАДІАЦІЙНОЇ АВАРІЇ

Проведено аналіз радіаційної небезпеки територій України та загрози радіаційного впливу на населення. Визначено основні завдання, функції, склад та вимоги сучасного багатофункціонального мобільного лабораторного комплексу (МЛК), надано основні характеристики його підсистем. Показано основні відмінності запропонованого МЛК радіаційного контролю від існуючих прототипів.

Ключові слова: система, контроль, аварія, радіація, зона.

Постановка проблеми. Україна насичена більш як 20 тисячами потенційно небезпечними об'єктами і має цілий ряд районів і областей з радіаційно напруженим та навіть кризовим екологічним станом навколишнього середовища. На сьогодні у країні діють 4 АЕС (Запорізька, Південноукраїнська, Рівненська, Хмельницька) з 15-ю енергоблоками, які по кількості і потужності виводить її на 8 місце у світі та 5 – у Європі, дослідницький ядерний реактор ВВР-М, що знаходиться у Києві, одна критична збірка і більше 8 000 підприємств і організацій, які використовують понад 100 тис. джерел іонізуючого випромінювання (тільки у Києві їх близько 400).

Вимагають особливої уваги як радіаційно небезпечні об'єкти (РНО) шість міжобласних спеціалізованих комбінатів по переробці та зберіганню радіоактивних відходів державного об'єднання „Радон” (Київського, Львівського, Донецького, Дніпропетровського, Одеського і Харківського), п'ять підприємств з добування і переробки уранових руд, які знаходяться у Дніпропетровській, Миколаївській і Кіровоградській областях, а також хвостосховища територій радіаційної небезпеки. На колишніх енергоблоках ЧАЕС проводяться роботи зі зняття їх з експлуатації, а об'єкт „Укриття” потребує термінової ізоляції від оточуючого середовища шляхом