

УДК 550.835;006.91
PACS number(s): 06.20.-f

ВИПРОБУВАЛЬНІ МАЙДАНЧИКИ ДЛЯ МЕТРОЛОГІЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ РАДІОМЕТРИЧНИХ ВИМІРЮВАНЬ

Б. Сплошной, Д. Ганжа, О. Назаров

*Державне спеціалізоване підприємство “Регіональне управління забезпечення
організаційно-технічної і розпорядчої діяльності”
вул. К. Лібкнехта, 10, 07270, м. Чорнобиль, Україна
e-mail: lmzo@ic-chernobyl.kiev.ua*

*Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника
вул. Галицька, 201, 76000, м. Івано-Франківськ, Україна
e-mail: dmgan@rambler.ru*

*Севастопольський Національний університет ядерної енергії та промисловості
вул. Курчатова, 79915, м. Севастополь, Україна
e-mail: nazarov42t@rambler.ru*

Запропоновано процедуру градування радіометричної апаратури для екологічних досліджень. Процедура передбачає створення полігонів для калібрування радіометричної та дозиметричної апаратури *in situ*. Надано рекомендації щодо вибору випробувальних полігонів. Запропоновано радіометричний показник з метою інтегральної оцінки складу основних фоноутворювальних радіонуклідів у довкіллі. Наведено дані щодо вимірювання радіонуклідів, гамма-фону та розрахунок гамма-еквівалента довкілля для Чорнобильської зони відчуження, деяких місць Івано-Франківської та Запорізької областей.

Ключові слова: гамма-фон, екологія, ландшафт, метрологія, радіометрія, радіонукліди.

Останнім часом у практиці прикладних екологічних досліджень дедалі частіше використовують метод польової гамма-радіометрії. Вимірювання гамма-поля в довкіллі в умовах низьких рівнів випромінювання супроводжують три основні проблеми:

1) градування радіометрів та дозиметрів як засобів вимірювальної техніки (ЗВТ) зазвичай здійснюють за точковими джерелами в умовах не розсіяного жорсткого гамма-випромінювання зі значною кутовою анізотропією в пучку близькому до колімірованого. Це значно відрізняється від дифузного, порівняно м'якого, багаторазово розсіяного за рахунок комптонівського ефекту, з кутовим розподілом, близьким до ізотропного випромінювання, що наявний у природних умовах;

2) під час польових спостережень є потреба забезпечити діапазон вимірювань, зумовлений близьким до кларкового вмістом природних радіонуклідів, відносний вміст яких у довкіллі значно коливається;

3) переважна більшість ЗВТ мають мінімальне значення випромінювання, що ними може бути виміряне вище природного гамма-фону в низці регіонів України.

Наведені обставини призводять до необхідності розробки процедури та здійснення калібрування ЗВТ *in situ*.

Усі вимірювання, проведені в межах виконаного дослідження, не мають дозового значення та розраховані на застосування під час проведення робіт з прикладної екології, як-от: оцінка будівельного навантаження ландшафтів, виявлення зон впливу теплових електростанцій, кар'єрів, деяких промислових підприємств тощо. Тобто, ми запропонували деякі процедури, що сприятимуть досягненню процедурній єдності у виконанні вимірювань та інтерпретації даних під час використання радіоекологічних методів у прикладній екології.

Спостереження виконано на існуючому в Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ) випробувальному полігоні, до складу якого входять три атестованих за потужністю дози (ПД) та вмістом основних фоноутворювальних радіонуклідів випробувальні майданчики (ВМ). Ці ВМ є засобами вимірювання і виділені для калібрування польової спектрометричної та радіометричної апаратури. Пошукові спостереження проводили на узбережжі Азовського моря (коса Обитічна), на аномальному полі концентрації ^{226}Ra в с. Старуня Богородчанського району та на золівдвалах Бурштинської ТЕС в Івано-Франківській обл., також в м. Мелітополі Запорізької обл. Спостереження в умовах аквального ландшафту проведено в оз. Глибокому в ЧЗВ. На всіх обстежених територіях, ВМ об'єднані в калібрувальні полігони, є однорідними в ландшафтному відношенні ділянками, що обирали під час проведення польових спостережень за ознакою відмінності між вимірним значенням ПД (ВМ з мінімальним, середнім та максимальним значенням ПД в межах калібрувального полігону). На кожному з обстежених ВМ було проведено спостереження на 5–16 пікетах. Площа ВМ коливалась від 500 до 625 м залежно від еколого-ландшафтних умов певних територій. У місцях спостережень проведено вимірювання ПД, відібрано зразки верхнього шару ґрунту або, в умовах аквального ландшафту, – донних відкладень.

Польові радіометричні вимірювання на суходільних ландшафтах виконано паралельними вимірюваннями з використанням приладу геологорозвідувального сцинтиляційного СРП-88Н, дозиметра-радіометра гамма-бета випромінювань пошукового МКС-07 “Пошук”, дозиметра-радіометра ДКС-96 із блоком детектування БДМГ-96, дозиметра ДРГ-01Т, дозиметра-радіометра гамма-бета випромінювань ДКС-01М “СЕЛВІС”, індикатора-сигналізатора пошукового ИСП-РМ1703 М. В аквальному ландшафті, для вимірювань використовували прилад геологорозвідувальний сцинтиляційний СРП-68-02 з блоком детектування каротажним БДГ4-03.

У лабораторних умовах гамма-спектрометричним методом визначено вміст основних фоноутворювальних радіонуклідів (^{137}Cs , ^{40}K , ^{235}U , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th).

За результатами вимірювань питомої активності гамма-випромінювальних радіонуклідів у зразках, розраховували дозу для кожного з вимірних радіонуклідів за формулою [2]:

$$P_i = \frac{4\pi K_i Q_i}{\mu},$$

де P_i – потужність дози γ -променів i -го радіонукліду в повітряному середовищі, р/год; Q_i – питома активність i -го радіонукліду в середовищі, мкюри/год;

K_i – гамма-стала i -го радіонукліду; μ – масовий коефіцієнт ослаблення енергії фотонів в середовищі, $\text{см}^2/\text{год}$.

Дозовий еквівалент середовища (P_E) обчислювали за формулою:

$$P_E = \sum_{n=1}^i P_i$$

Для кожного ВМ за результатами радіоспектрометричного аналізу проб ґрунту, розраховано частку активності радіонуклідів, частку дози та дозовий еквівалент довкілля. Розрахунковий дозовий еквівалент довкілля порівнювали з ПД, виміряною у місцях відбору проб. Проведено регресійно-кореляційний аналіз між питомою активністю, часткою дози кожного радіонукліду та вимірним значенням ПД в місцях вимірювань в межах калібрувальних полігонів. Отримані результати подано в табл. 1 і 2.

Таблиця 1

Радіометрична характеристика вимірювальних майданчиків

| Калібрувальні полігони | Частка активності радіонуклідів, % | | | | | ΣA , Бк/кг | P_E мкЗв/год |
|---|------------------------------------|-----------------|------------------|-------------------|-------------------|--------------------|----------------|
| | ^{137}Cs | ^{40}K | ^{238}U | ^{226}Ra | ^{232}Th | | |
| Метрологічний полігон (ЧЗВ) | 42 | 51 | 1,7 | 2,5 | 2,5 | 250 | 0,05 (55) |
| | 88 | 11 | 0,26 | 0,57 | 0,39 | 1 400 | 0,48 (4) |
| | 94 | 5,4 | 0,11 | 0,18 | 0,17 | 3 700 | 1,3 (3) |
| оз. Глибоке (ЧЗВ) | 100 | – | – | – | – | 310 | 0,10 |
| | 100 | – | – | – | – | 66 000 | 11 |
| | 100 | – | – | – | – | $1,1 \cdot 10^6$ | 160 |
| Коса Обитічна | 1,2 | 85 | – | 9,7 | 4,1 | 110 | 0,02 (70) |
| | 0,5 | 78 | – | 9,7 | 11 | 220 | 0,03 (72) |
| | 0,2 | 4,7 | – | 20 | 75 | 850 | 0,21 (46) |
| м. Мелітополь | 1,5 | 91 | – | 2,5 | 5,2 | 260 | 0,03 (60) |
| | 2,2 | 87 | – | 4,4 | 6,0 | 310 | 0,05 (50) |
| | 1,0 | 88 | – | 4,6 | 6,6 | 440 | 0,07 (40) |
| Аномалія ^{226}Ra в с. Старуня | – | – | – | 91 | 9,3 | 320 | 0,35 (30) |
| | – | – | – | 97 | 3,2 | 800 | 0,95 (40) |
| | – | – | – | 96 | 3,7 | 3 200 | 3,8 (60) |
| Золівідвали Бурштинської ТЕС* | – | 82 | 4,7 | 8,4 | 4,6 | 590 | 0,11 (9) |
| | – | 71 | 9,4 | 11 | 8,3 | 850 | 0,18 (9) |
| | – | 68 | 11 | 13 | 7,5 | 1 100 | 0,23 (5) |

Примітка: P_E – розрахункове значення дозового еквіваленту середовища (у дужках надано відхилення від виміряного значення ПД, в %); “–” – не знайдено; * – в золівідвалах Бурштинської ТЕС знайдено також ^{235}U , з середнім значенням частки в загальній активності – 0,5%.

Вимірювання на випробувальному полігоні та в оз. Глибокому в ЧЗВ у разі середніх та високих значеннях ПД, проведено в умовах, коли частка сумарної активності природних радіонуклідів, порівняно з активністю ^{137}Cs , зневажливо мала. Водночас на ВМ з малою активністю метрологічного полігону в ЧЗВ, співвідношенням та активністю дозоутворювальних радіонуклідів подібні до фонових за радіаційним забрудненням територій України (табл. 1). Наведені в таблиці результати свідчать про метрологічні можливості ВМ. Випробувальний полігон в ЧЗВ є єдиним в Україні атестованим засобом вимірювання для

метрологічної атестації та перевірки дозиметричної, радіометричної та радіоспектриметричної апаратури. Оз. Глибоке – єдиний аквальної калібрувальний полігон, де градієнт концентрації ^{137}Cs в донних відкладеннях дає можливість виділити декілька ВМ з різними рівнями ПД.

Таблиця 2

Розподіл ПД та результати регресійно-кореляційного аналізу між ПД та активністю радіонуклідів на калібрувальних полігонах ($P=0,95$)

| Калібрувальні полігони | Радіоекологічна формула та рівняння регресії |
|---|--|
| Метрологічний полігон (ЧЗВ) | $P_{\text{Cs}} = \text{ПД} \cdot 2\,976 - 273,6$ ($R^2=0,999$) |
| оз. Глибоке (ЧЗВ) | $P_{\text{Cs}} = \text{ПД} \cdot 6\,674 - 5\,428$ ($R^2=0,999$) |
| Коса Обтічна | $^{137}\text{Cs}_{1,3}^0 - ^{40}\text{K}_{46}^0 - ^{226}\text{Ra}_{53}^{0,95} - ^{232}\text{Th}_{0,066}^{0,95} - ^{238}\text{U}_0^0$ $P_{\text{Ra}} = \text{ПД} \cdot 1 - 0,011$ $P_{\text{Th}} = \text{ПД} \cdot 0,0036 - 6,2 \cdot 10^{-5}$ |
| м. Мелітополь | $^{137}\text{Cs}_{4,5}^0 - ^{40}\text{K}_{63}^0 - ^{226}\text{Ra}_{32}^{0,58} - ^{232}\text{Th}_{0,046}^{0,55} - ^{238}\text{U}_0^0$ $P_{\text{Ra}} = \text{ПД} \cdot 0,49 - 0,0071$ $P_{\text{Th}} = \text{ПД} \cdot 0,00057 - 5,1 \cdot 10^{-6}$ |
| Аномалія ^{226}Ra в с. Старуня | $^{137}\text{Cs}_0^0 - ^{40}\text{K}_0^0 - ^{226}\text{Ra}_{99,995}^{0,95} - ^{232}\text{Th}_{0,005}^{0,94} - ^{238}\text{U}_0^0$ $P_{\text{Ra}} = \text{ПД} \cdot 2,77 - 0,78$ $P_{\text{Th}} = \text{ПД} \cdot 0,00023 - 9,43 \cdot 10^{-5}$ |
| Золівдвали Бурштинської ТЕС | $^{137}\text{Cs}_0^0 - ^{40}\text{K}_{36}^{0,73} - ^{226}\text{Ra}_{64}^0 - ^{232}\text{Th}_{0,04}^{0,73} - ^{238}\text{U}_{0,11}^0$ $P_{\text{K}} = \text{ПД} \cdot 0,31 - 0,009$ $P_{\text{Th}} = \text{ПД} \cdot 0,00063 - 3,6 \cdot 10^{-5}$ |

Примітка: у радіоекологічних формулах, праворуч, верхнім індексом показано коефіцієнт кореляції між значеннями частки активності певних радіонуклідів та ПД виміряними на ВМ; праворуч, нижнім індексом показано усереднене значення частки P_i радіонуклідів на калібрувальних полігонах. Формули регресії розраховані для радіонуклідів, розрахункові дози яких мають з вимірним значенням ПД коефіцієнти кореляції більше 0,5.

Результати вимірювань, наведені в табл. 1 засвідчують, що лише в умовах малих рівнів забруднення в ЧЗВ, результати польових радіометричних вимірювань значно відрізняються від розрахункових та атестованих значень (на 55% та на 60%, відповідно). Це відбувається за умови, коли частка активності природних радіонуклідів у довкіллі може бути зіставлена з часткою активності ^{137}Cs . В умовах, коли частка ^{137}Cs переважає, відмінність між розрахунковим, метрологічно атестованим та вимірним значенням ПД є незначною (в 5–10 разів нижче від допустимої межі 35%, згідно з вимогами ДСТУ 4089-2001). Результати польового калібрування радіометричної апаратури на калібрувальних полігонах в ЧЗВ практично збігаються з результатами градування радіометрів за точковими джерелами в умовах нерозсіяного жорсткого гамма-випромінювання. Таким способом, в умовах, коли переважна частка ПД на території спостережень належить одному радіонукліді, калібрування радіометричної апаратури для цілей прикладної екології полягає у встановленні статистичної залежності між питомою активністю радіонукліду в поверхневому шарі ґрунту та ПД на рівні 1 м над поверхнею (табл. 2).

В усіх інших описаних випадках, переважаюча частка радіоактивності частіше належить ^{40}K на фоні низького рівня ПД або, в місцях утворення природних аномалій, може належати ^{226}Ra або ^{232}Th (табл. 1, 2). На полігоні у Прикарпатті основним випромінювачем є ^{226}Ra . При частці 95% в сумарній питомій активності радіонуклідів ^{226}Ra утворює 99,995% ПД над поверхнею. За цих умов між результатами вимірювань радіометричною та дозиметричною апаратурою, коли одні ЗВТ калібровані за ^{137}Cs , а інші – за ^{226}Ra , утворюється неузгодженість з середнім значенням від 30% в умовах ВМ малої активності, до 60% в умовах ВМ високої активності.

Азовська коса Обитічна характеризується мінімальним серед відомих на території України значень ПД, 4 мкЗв/год [1]. У місцях аномальної концентрації ^{232}Th яка може сягати сотень і тисяч бекерелів (до 75%, а місцями – до 95% активності), спостерігається також зростання питомої активності ^{226}Ra . При цьому активність ^{40}K залишається практично незмінною. Водночас частка потужності дози, що виникає за рахунок збільшення частки радіоактивності ^{232}Th , є відносно незначною, як за умови вимірювань радіометрами, так і дозиметрам будь-якого типу. В таких умовах, калібрування радіометричної апаратури на місцевому вимірювальному полігоні є особливо актуальним.

В урболандшафтах м. Мелітополя, де деяке збільшення радіоактивності доквілля пов'язане із забрудненням верхнього шару ґрунту будівельними матеріалами, простежено кореляцію ПД з підвищенням питомої активності ^{226}Ra та ^{232}Th . При цьому питома активність ^{40}K , вміст якого у ґрунті забезпечує 63% ПД, залишається малозмінним. Простежувана закономірність свідчить про необхідність калібрування радіометричної апаратури під час проведення гамма-зйомки в урболандшафтах. Це важливо з огляду на те, що унаслідок літолого-геохімічних змін, що відбуваються під впливом теплової енергетики, будівельного навантаження або виробництва певних галузей промисловості, співвідношення радіонуклідів в урболандшафтах та дозовий еквівалент можуть змінюватися навіть в урболандшафтах одного міста.

На золівідвалах Бурштинської ТЕС простежено аномальний відносно інших радіонуклідів вміст урану та радію. Питома активність цих нуклідів, тим не менш, залишається відносно стабільною на всій обстеженій території. Водночас зміни радіоактивності золівідвалів відбуваються за рахунок ^{40}K , питома активність якого в золі корелює з рівнем ПД та вмістом ^{232}Th .

У простежуваних умовах вимірювання ПД зазвичай відрізняється від розрахункового дозового еквівалента доквілля або метрологічно атестованого значення ПД. Причиною цього явища є низький радіаційний фон низки територій, де значення ПД є на межі чутливості більшості ЗВТ. Другою не менш важливою причиною, що потребує калібрування радіометричної апаратури, є різноманітність фоноутворювальних радіонуклідів у різних регіонах, наявність природних, техногенно-підсилених та техногенних аномалій вмісту радіонуклідів у доквіллі. Третьою причиною, що зумовлює необхідність калібрування радіометричної апаратури для її використання у прикладній екології є те, що переважна більшість апаратури орієнтована на рішення дозиметричних завдань, відповідно, калібрована виробником за моноенергетичними спектрами, переважно ^{137}Cs , у декількох точках шкали. Тому в польових умовах радіометрична апаратура перевірена таки, як свідчать проведені нами спостереження, може показувати неточні результати.

З огляду на отримані результати, ми перевірили на практиці та запропонували процедуру калібрування радіометричної апаратури для цілей прикладної екології. Процедура охоплює, на першому етапі, рекогносцирувальне обстеження досліджуваної території з метою створення схеми функціональних ландшафтів, встановлення необхідної кількості випробувальних полігонів залежно від еколого-ландшафтної неоднорідності та визначення статистичних параметрів розподілу ПД на території. Розмір випробувального полігону може збігатися з територією ландшафтного виділу. На другому етапі виділяють від трьох до п'яти ВМ у межах кожного випробувального полігону. ВМ виділяють методом ключових ділянок. Емпірично визначений оптимальний розмір ВМ – 500–700 м². На кожному ВМ за допомогою GPS-приймача або яким завгодно іншим способом закріплено розташування від 5 до 15 пікетів, на яких мають проводитися спостереження. Пікети на ВМ розташовують рівномірно по всій площі “конвертом”. Під час проведення спостережень на пікетах мають бути виконані вимірювання ПД декількома радіометрами різного типу та відібрані проби верхнього шару ґрунту (0–5 см) для подальшого радіоспектрметричного дослідження. Результати вимірювань різними радіометрами усереднюють та приписують отримані значення ПД пікетам. За результатами радіоспектрметричних вимірювань розраховують дозовий еквівалент довкілля. Значення дозового еквіваленту вважають стандартним для калібрування радіометрів на випробувальному полігоні. За усередненими значеннями ПД (x), отриманими внаслідок вимірювань *in situ* та розрахунковими значеннями гамма-еквіваленту довкілля (y), виводиться формула регресії y за x . Формулу використовують для перерахунку вимірювань під час проведення гамма-зйомки території значень ПД у значення дозового еквіваленту довкілля. Для кожного обстеженого пікету виводяться радіоекологічна формула та рівняння регресії. Останнє – для радіонуклідів, розрахункові дози яких має з вимірним значенням ПД коефіцієнти кореляції більше ніж 0,5 (див. табл. 2). Запропоновані формули використовуються для прогнозу оцінки вмісту радіонуклідів на пікеті.

Запропоновано виконувати калібрування радіометричної апаратури на полігонах з різними умовами радіаційного фону, утвореного низьким та аномальним вмістом техногенних та основних природних радіонуклідів.

З метою забезпечення єдності вимірювань необхідно калібрувати радіометричну апаратуру не лише з використанням вже наявних метрологічних полігонів, але й розширити їхню мережу для територій з різним співвідношенням основних фоноутворювальних радіонуклідів.

За умови відсутності сертифікованих регіональних метрологічних полігонів запропоновано процедуру створення імпровізованих радіоекологічних полігонів у місцях проведення спостережень.

Запропонований спосіб калібрування радіометричної та дозиметричної апаратури для екологічної зйомки території не використовують для оцінки дозового навантаження. З іншого боку, процедуру можна застосувати у разі пошуку полів забруднення ландшафтів від теплових електростанцій, оцінки будівельного навантаження урболандшафтів, оцінки забруднення при гірськорудних розробках, видобутку нафти та газу, оцінки забруднення агроландшафтів під впливом внесення мінеральних добрив тощо.

1. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. К.: Атіка, 2006. 224 с.
2. Дозиметрические и радиометрические методики / Под ред. Н. Г. Гусева и др. М.: Атомиздат, 1966. 444 с.

TESTING AREA FOR METROLOGICAL SUPPORT OF RADIOMETRIC MEASURING

B. Sploshnoj, D. Ganzha, A. Nazarov

The state specialized enterprise "RUZOD"

K. Libkneht Str., 10, UA-07270 Chornobyl, Ukraine

e-mail: lmzo@ic-chernobyl.kiev.ua

Precarpathian national University named after V. Stefanyk, Institute of natural sciences

Galytska Str., 201, UA-76000 Ivano-Frankivsk, Ukraine

e-mail: dmgan@rambler.ru

Sevastopol National University of Nuclear Energy

Kurchatov Str., 15, UA-79915 Sevastopol, Ukraine

e-mail: nazarov42t@rambler.ru

Procedure of radiometry apparatus calibrating is offered for ecological researches. Procedure foresees the creation of inspection area for in situ calibration. It is given recommendation to choice of inspection area *in situ*. A radiometry index is offered for the integral estimation of composition of basic background radionuclides in the environment. The results about measuring of radionuclides content, gamma-ray background and calculation of radiometry index for the Chornobyl exclusion Zone, some places of the Ivano-Francivsk and Zaporizhja regions have brought.

Key words: gamma-radiation background, ecology, landscape, metrology, radiometry, radionuclides

Стаття надійшла до редколегії 15.02.2008

Прийнята до друку 08.07.2008