

**ОЦІНКА
РАДІОНУКЛІДНОГО
ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ
ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ ПОЛЬОВОЇ
РАДІОМЕТРИЧНОЇ ЗЙОМКИ**

Г.Ф. Батраков, Д.Д. Ганжа,
И.Ф. Лукашин, О.Б. Назаров*,
Б.М. Слошной***

Морський гідрофізичний інститут
НАН України
вул. Капітанська, 2, м. Севастополь
E-mail: batrakovgf@gmail.com

*Д. п. "Централізоване підприємство з
поводження з р/а відходами"
вул. Кірова, 52, м. Чорнобиль
E-mail: dmagan@rambler.ru

**Д. с. п. "Чорнобильський спецкомб."
вул. Шкільна, 6, м. Чорнобиль
E-mail: nazarov421@rambler.ru

Запропоновано процедуру оцінки концентрації ^{90}Sr та ^{137}Cs у довідці за результатами польової радіометрії при проведенні крупномасштабних радіоекологічних спостережень. Метод апробовано на території Чорнобильської зони відчуження у екосистемі соснового лісу при проведенні радіоекологічного моніторингу у місцях захоронення радіоактивних відходів

Вступ. Радіоекологічний моніторинг прибережних вод передбачає, також і спостереження радіонуклідного забруднення прибережних територій. Останні, за рахунок поверхневого змиву, у багатьох випадках є основним джерелом радіонуклідного забруднення вод та донних відкладень. Просторовий розподіл первинного радіаційного забруднення, як правило, неоднорідний – плямистий, і за концентраціями окремих поліютантів, й за їх складом. Розміри цих неоднорідностей (плям) визначаються масштабами процесів, що їх формували та мірилом, у якому проводиться радіоекологічна зйомка. Іменно тому важливо мати набір оперативних методів (інструментів), що дозволяють здійснювати різномасштабний моніторинг впритул до ~ одиниць метрів на місцевості.

У зоні радіаційного забруднення, що утворилась внаслідок катастрофи на Чорнобильській АЕС та відома як чорнобильська зона відчуження (ЧЗВ) не тільки вирішуються практичні завдання радіоекологічного моніторингу, крім того, ця територія уможливує в природних умовах відпрацьовувати нові способи проведення моніторингу, у тому числі і такі, що можуть бути застосовані на прибережних територіях. Метою нашого

дослідження є розробка процедури оцінки забруднення території ^{90}Sr та ^{137}Cs за результатами польової радіометрії при проведенні радіоекологічних досліджень у крупному мірілі.

Матеріал та методика. Спостереження проведено протягом 2008 – 2012 рр. на 99-ти пікетах санітарно-захисної зони Комплексу виробництв по дезактивації, транспортуванню, переробці та захороненню радіоактивних відходів з територій, забруднених внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС (Комплекс "Вектор"). Досліджувану територію розташовано у 12 км на південний захід від ЧАЕС на полого-хвилястій моренно-зандровій рівнині з перепадом висот у межах 15 м. Ґрунтовий покрив представлений дерново-підзолистими ґрунтами на середньо-четвертинних флювіогляціальних пісках з прошарками супісків та суглинків. Рослинний покрив представлено 40-50-літніми сосняками якими вкрито 81% території.

У місцях спостережень проводили вимірювання потужності дози гамма-випромінювання та щільності потоків бета-часток з поверхні ґрунту. При вимірюваннях застосовано дозиметр-радіометр ДКС-96 із блоками детектування БДЗБГ-96 та БДМГ-96. Вимірювання географічних координат проводили із застосуванням GPS-приймач iFinder Lowgapse. Для контролю отриманих результатів на 15 пікетах проводили вимірювання товщини лісової підстилки та було відібрано проби лісової підстилки за шарами A_0L (опад поточного року) та $A_0F + A_0H$. Тобто, ферментний (A_0F) та гумусовий (A_0H) шари ґрунту при вимірюванні та відборі проб не розділяли. На тих самих пікетах, крім лісової підстилки, було відібрано й проби малогумусованого піску на глибину 5 см, що прилягають до лісової підстилки. У лабораторних умовах визначали коефіцієнт нормування потоку бета-часток відносно сухого стану ґрунту. Результати польових вимірювань щільності потоку бета-часток перемножили на коефіцієнт нормування. У пробах проведено лабораторний аналіз питомої активності ^{90}Sr й ^{137}Cs із застосуванням спектрометру енергії бета-випромінювання СЕБ 01-150. Проведено вимірювання щільності відібраних проб лісової підстилки. Гамма-випромінюючи радіонукліди визначали на гамма-спектрометре с аналізатором Nokia LP 4900 B із Ge-детектором.

У випадках, коли лабораторні вимірювання питомої активності ^{137}Cs не проводились, її обчислювали за резуль-

татами польової гамма-радіометрії згідно існуючих рекомендацій [1]:

$$Q = \frac{\mu P}{2\pi K_\gamma} \quad (1)$$

де Q – питома активність середовища за ^{137}Cs , MKi/g ; μ – масовий коефіцієнт ослаблення γ -промінів в середовищі, cm^2/g ; K_γ – гамма-стала радіонукліда; P – потужність дози γ -промінів в повітряному середовищі, $P/\text{год}$.

Результати та обговорення. Отримані результати показали, що основну активність бета-випромінюючих радіонуклідів у місцях спостережень зосереджено у лісовій підстилці. За результатами лабораторної бета-радіометрії шарів лісової підстилки встановлено, що частка бета-активності шару A_0L складає 50%, $A_0F + A_0H$ 48%, малогумусованого піску під лісовою підстилкою – 2%. Подібним чином розподілено й ^{137}Cs . Товщина лісової підстилки на досліджуваній території коливається від 3 см до 5 см. Середня щільність – $0,17 \text{ г}\cdot\text{см}^{-3}$ при коефіцієнті варіації 7%. Коефіцієнти дискримінації $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ у верхніх шарах лісового ґрунту є подібними й складають в середньому – 1,4 й 1,6, відповідно. Наведені дані демонструють одноманітність

фізичних параметрів верхнього шару ґрунту допустимість застосування радіометричного методу для експресної радіоекологічної оцінки території. За результатами проведених нами спостережень та фондовими матеріалами ДСП “ЦППРВ” [2, 3] про вимірювання питомої активності радіонуклідів чорнобильського типу та основних природних нуклідів у пробах верхнього шару ґрунту відібраних на досліджуваній території встановлено, що природні та техногенні радіонукліди приймають різну участь у формуванні гамма-поля та щільності потоку бета-часток з поверхні ґрунту (табл. 1). При цьому, протягом останніх 15 років більше 98% випромінювання з поверхні досліджуваної території формується за рахунок $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ та ^{137}Cs . Обчислення радіоактивного розпаду ^{90}Sr у верхньому шарі ґрунту досліджуваної території показало, що тільки через 50-85 років значення питомої активності цього нукліду за рахунок розпаду знизиться настільки, що буде тільки втричі перевищувати питому активність другого за значенням джерела бета-випромінювання на території – ^{40}K .

Таблиця 1

Частка радіонуклідів (%) у формуванні гамма-поля та щільності потоку бета-часток на поверхні ґрунту. Примітка: γ – потужність дози гамма-випромінювання; β – щільність потоку бета-часток; трансуранові елементи – $^{239+240}\text{Pu} + ^{241}\text{Am}$

Нукліди	1996 – 1998 рр.		2010 – 2012 рр.	
	γ	β	Γ	β
^{40}K	-	1,0	-	1,1
$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	-	48,2	-	49,3
^{137}Cs	98,1	50,4	98,8	49,6
^{134}Cs	0,9	0,5	-	-
$^{239+240}\text{Pu} + ^{241}\text{Am}$	0,7	-	0,9	-
^{226}Ra	0,1	-	0,2	-
^{232}Th	0,1	-	0,1	-



Рис. 1. Багаторічна динаміка радіаційних параметрів над поверхнею ґрунту досліджуваної території (99 пікетів)

Таким чином, оцінка на досліджуваній території питомої активності ^{90}Sr за результатами польової радіометрії буде коректною протягом найближчих кількох десятиліть. Подібна ситуація спостерігається й у відношенні ^{137}Cs .

Багатолітній аналіз змін питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у верхньому шарі ґрунту на досліджуваній території пока зав, що основною причиною пониження радіоактивності довкілля є радіоактивний розпад. Як видно із наведеного рисунку, мають місце значні коливання радіаційних параметрів по роках. Це підтверджується також високими значеннями коефіцієнтів варіації радіаційних параметрів території, які у різні роки спостережень для ^{90}Sr та ^{137}Cs коливаються між значеннями 55 – 155% та 45 – 100%, відповідно. При цьому, не проявляється тенденція зменшення варіабельності радіаційних параметрів з ходом часу. Знайдені особливості часового та просторового розподілу радіаційних параметрів на досліджуваній території свідчать про вплив на міграцію радіонуклідів, крім природних також техногенних факторів. Серед них найбільш значимими є: лісові пожежі, зведення лісу при будівельних роботах, транспортування та захоплення радіоактивних відходів. Сучасний техногенез, що відбувається на 4% території. Така радіоекологічна ситуація потребує значного ущільнення знімальних мереж, що в описуваних умовах може сягати 200 пікетів на досліджуваній території. Навіть за умови існуючої тепер мережі спостережень із 99 пікетів, проведення радіоекологічного моніторингу за традиційною схемою яка передбачає відбирання проб, їх лабораторну підготовку, радіоспектрометричний та радіохімічний аналіз являє собою вельми вартісну задачу і практично унеможливує ведення оперативного контролю.

Нами запропоновано метод оперативного контролю у крупному мірілі радіаційного стану території. Метод базується на оцінці питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs за результатами польової радіометрії. Із сукупності пікетів планової мережі спостережень (у нашому випадку вона складається із 99 пікетів), методом випадкових чисел відбираються 15 пікетів, на яких відбираються проби верхнього шару ґрунту, результати лабораторних аналізів питомої активності радіонуклідів у яких застосовуються для калібрування методу. При відборі проб виконуються польові радіометричні вимірювання. За результатами виконаних вимірювань обчислюються коефіцієнти необхідні для

оцінки ^{90}Sr та ^{137}Cs у довкіллі в місцях спостережень:

$$K_1 = C_{\text{Cs(лаб)}} / I_\gamma \quad (2)$$

$$K_2 = I_{\beta\text{Cs}} / I_\gamma \quad (3)$$

$$K_3 = C_{\text{Sr(лаб)}} / I_{\beta\text{Sr}} \quad (4)$$

де C – питома активність радіонукліда у верхньому шарі ґрунту в місці проведення спостережень, Бк/кг; I – результат польових радіометричних вимірювань у місцях відбору калібрувальних проб (в одиницях градування радіометру); $I_{\beta\text{Sr}}$, $I_{\beta\text{Cs}}$ – обчислена часка імпульсів бета-випромінювання відповідного радіонукліда у місцях вимірювань, част. $\text{см}^2 \cdot \text{хв}^{-1}$.

Значення $I_{\beta\text{Cs}}$ обчислено за рівнянням:

$$I_{\beta\text{Cs}} = I_\beta \cdot K_4 \quad (5)$$

де, I_β – виміряна у польових умовах кількість імпульсів бета-випромінювання, част. $\text{см}^2 \cdot \text{хв}^{-1}$; K_4 – коефіцієнт отриманий у лабораторних умовах із застосуванням стандартних джерел ^{90}Sr та ^{137}Cs та фільтру із целюлози

$$K_4 = I_{\beta\text{Cs(лаб)}} / I_{\beta\text{K(лаб)}} \quad (6)$$

У якості джерела бета-часток при встановленні значення K_4 нами застосовано робочі еталонні радіонуклідні джерела спеціального призначення КИТ-1 з активністю ^{90}Sr – 4190 Бк та ^{137}Cs – 5690 Бк. Фізичні параметри фільтру із целюлози відповідали параметрам хвойної лісової підстилки у місцях спостережень.

Частку імпульсів бета-випромінювання $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ (част. $\text{см}^2 \cdot \text{хв}^{-1}$) у потоці бета випромінювання з поверхні ґрунту обчислювали за рівнянням:

$$I_{\beta\text{Sr}} = I_\beta - I_{\beta\text{Cs}} \quad (7)$$

З урахуванням того, що виміряна швидкість рахування імпульсів гамма-випромінювання (I_γ) – параметр, що відповідає концентрації ^{137}Cs (C_{Cs}) на поверхні досліджуваної території (модель 2π геометрії), у даному випадку – питомій активності верхнього шару ґрунту, Бк/кг

$$C_{\text{Cs}} = K_1 \cdot I_\gamma \quad (8)$$

Щільність потоку бета-часток з поверхні території, виміряна за тою самою методикою, що і потужність дози γ -променів, є параметром відповідним поверхневій концентрації $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ та ^{137}Cs :

$$C_{\text{Sr}} = C_{\text{Y}} = K_3 \cdot (I_\beta - I_{\beta\text{Cs}}) \quad (9)$$

де C_{Sr} – питома активність ^{90}Sr у верхньому шарі ґрунту досліджуваної території, Бк/кг; C_{Y} – ^{90}Y .

Для перевірки запропонованого радіометричного методу оцінки радіонуклідного забруднення територій, нами застосовано, як дані фондових джерел [2], так і результати власних вимірювань. За даними 1996 р. про вимірювання потужності дози гамма-випромінювання та питомої активності ^{137}Cs на 88 пікетах на досліджуваній території проведено оцін-

ку концентрації ^{137}Cs у верхньому шарі ґрунту радіометричним методом за формулами (1) та (8). Середнє значення концентрації ^{137}Cs обчислене за формулою (1) відрізняється від виміряного радіоспектриметричним методом у лабораторних умовах на 7%, за формулою (8) – на 2%. Коефіцієнт варіації питомої активності ^{137}Cs проб виміряних у лабораторних умовах складає 118%, радіометричним методом – 84%. Варіабельність результатів при застосуванні радіометричного методу нижче, оскільки при проведенні радіометричної зйомки знімаються випадкові похибки відбору проб ґрунту та лабораторного аналізу.

Перевірку радіометричного методу оцінки концентрації ^{90}Sr у доквіллі проведено за результатами отриманими на 15 пікетах при проведенні спостережень у 2010 та 2012 рр. Середнє значення концентрації ^{90}Sr обчислене за формулою (9) відрізняється від виміряного у лабораторних умовах на 25%. Отриманий результат показує, що застосований нами метод укладається в межі допустимої похибки прийнятої при польових радіометричних вимірюваннях.

Метод радіометричної оцінки концентрації ^{90}Sr та ^{137}Cs у доквіллі призначено для проведення спостережень у мірилі від 1:500 до 1:50000 на територіях, що визначаються згідно ГОСТ 17.8.1.01-86 та ГОСТ 17.8.1.02-88 [4, 5].

Метод передбачає: 1) вимірювання у польових умовах потужності дози гамма-випромінювання та щільності потоку бета-часток; 2) вибіркового відбору контрольних проб ґрунту для лабораторного аналізу; 3) визначення вологості ґрунту у лабораторних умовах; 4) визначення у лабораторних умовах коефіцієнту нормування потоку бета-часток відносно сухого стану ґрунту; 5) визначення у лабораторних умовах концентрації радіонуклідів у контрольних пробах; 6) встановлення коефіцієнту поглинення потоку бета-часток у шарі целюлози; 7) обчислення оціночних значень концентрації ^{90}Sr і ^{137}Cs у доквіллі.

Метод здійснюється на природних, природно-техногенних з різним ступенем антропогенної змінності та техногенних територіях. Безпосередньо, вимірювання здійснюються на пікетах, жоден із яких на місцевості не може перевищувати площу, відповідну 1 мм² на мапі в мірилі звітної документації.

Висновки. Запропонований метод оцінки концентрації радіонуклідів у доквіллі за результатами польової радіометрії базується на тому, що при техногенних атмосферних радіаційних забруд-

неннях радіонукліди концентрація на поверхні території (модель 2π геометрії).

Метод може бути застосовано за умови значного переважаання активності техногенних радіонуклідів щодо природних коли у формуванні потоків випромінювання приймає участь незначна кількість нуклідів, а поверхня досліджуваної території не є контрастною у ландшафтному відношенні. Переважно, подібні умови настають на пізніх етапах розвитку радіаційної аварії і метод можна застосовувати тільки при проведенні радіометричної зйомки у крупному мірилі.

Удосконалено існуючий гамма-метод оцінки концентрації ^{137}Cs у доквіллі, запропоновано новий спосіб обчислення концентрації нукліда у верхньому шарі ґрунту.

Вперше запропоновано спосіб оцінки бета-випромінюючого ^{90}Sr радіометричним методом.

Запропонований метод дозволяє суттєво знизити вартість робіт, збільшити оперативність та якість їх виконання при веденні радіоційного контролю та радіоекологічного моніторингу доквілля.

ПЕРЕЛІК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Дозиметрические и радиометрические методики.* Под ред. Н. Г. Гусева и др. М.: Атомиздат, 1966. – 444 с.
2. *Створення та підтримка системи моніторингу комплексу "Вектор" / Звіт з НДР за 1996 р. НІЦ "Мета".* Мін. України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи, Державне спеціалізоване підприємство Центр переробки та захоронення техногенних відходів "Техноцентр" (ДСП "Техноцентр"), Науково-інженерний центр "Мета". – Київ, Чорнобиль, МПНС України, ДСП "Техноцентр", 1996 р.
3. *Фонові характеристики майданчика комплексу виробництва "Вектор".* Пояснювальна записка / Затверджено ген. директор ДСП "Техноцентр" В. В. Токаревським. ДСП «Техноцентр», Науково-інженерний центр "Мета". – Київ, 1998. – 34 с.
4. *Охрана природы. Ландшафты. Термины и определения : ГОСТ 17.8.1.01-86.* – [Дата введения 01.07.87]. – М.: Государственный комитет по стандартам. 1987. – 9 с.
5. *Охрана природы. Ландшафты. Классификация : ГОСТ 17.8.1.02-88.* – [Дата введения 01.07.87]. – М.: Государственный комитет по стандартам. 1988. – 7 с.