

Ю. В. Хомутінін, С. Є. Левчук, В. В. Павлюченко

Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології НУБіП України, Київ

ОПТИМІЗАЦІЯ РАДІАЦІЙНОГО МОНІТОРИНГУ  
СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ ТА УГІДЬ

Викладено загальну методологію оптимізації числа відібраних проб і вимірювань, що проводяться при моніторингу і радіаційному контролю сільськогосподарських угідь і продукції. Запропоновано методи розрахунку мінімально необхідного числа відібраних проб і вимірювальних зразків, що забезпечують задану точність оцінки рівнів забруднення радіонуклідами контрольованих об'єктів. Оцінено граничну похибку вимірювання активності радіонукліда в одиничному зразку, що не має значного впливу на точність оцінки медіани рівня забруднення радіонуклідами контрольованого об'єкта.

*Ключові слова:* радіоекологія, моніторинг, відбір проб, оптимізація числа відібраних проб.

## Вступ

При ліквідації наслідків ядерних і радіаційних аварій для прийняття управлінських рішень, проведення контрзаходів і ведення радіаційного контролю одним із найважливіших завдань є достовірна оцінка щільності радіоактивних випадань території забруднених населених пунктів і сільськогосподарських угідь. Отримання таких робіт вимагає значних матеріальних витрат та часу.

Проблеми, пов'язані з оптимізацією радіоекологічного моніторингу і радіаційного контролю, репрезентативністю відібраних проб і вимірювання їхньої активності, з особливою гостротою постали відразу після аварії на ЧАЕС, коли величезні території України, Білорусії, Росії та інших країн були забруднені техногенними радіонуклідами. Відразу після аварії на ЧАЕС було розроблено й запропоновано немало методик і рекомендацій для обстеження та оцінки вмісту радіонуклідів у різних об'єктах довкілля – ґрунті, рослинах, продукції сільського і лісового господарства [1 - 5]. Ця робота була продовжена й у пізніші роки [6 - 8]. Проте питання оптимізації й репрезентативності відбору проб залишаються актуальними і сьогодні. Це обумовлено значною трудомісткістю, а відповідно і вартістю відбору проб і проведення аналізів по визначенню в них вмісту радіонуклідів.

Наявність випадкових чинників, таких як присутність у пробах ґрунту «гарячих» частинок (частинок палива з високою радіоактивністю), може призводити до великих похибок в оцінці активності радіонуклідів у вимірювальних зразках та екстраполяції отриманих значень на досліджуваний об'єкт і, відповідно, знижувати репрезентативність проведених обстежень.

Проблема репрезентативності відібраних проб є особливо актуальною при здійсненні комплексного радіоекологічного моніторингу, на базі

якого будуються карти забруднення територій радіонуклідами, приймаються важливі адміністративні рішення й розраховуються дози опромінення населення. Також ця проблема буде важливою у випадку потенційно можливих ядерних аварій із забрудненням довкілля радіоактивними випаданнями в різних фізико-хімічних формах.

## Об'єкти та методика досліджень

При розгляді завдання оптимізації радіоекологічного моніторингу використовувалися різні методи статистичного і геостатистичного аналізів, статистичного моделювання, теорії статистичних висновків та оцінок, теорії випадкових процесів і випадкових полів [11 - 15].

Статистичний аналіз числових результатів вимірювань питомої активності радіонуклідів у пробах ґрунту, щільності радіоактивних випадань, питомої активності радіонуклідів у рослинах та сільськогосподарській продукції показав, що ці характеристики у випадку безградієнтного забруднення ґрунту є випадковими величинами і задовільно описуються логнормальним законом розподілу ймовірностей

$$f(C) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot C \cdot s} \exp(-0,5((\ln(c) - \mu) / s)^2),$$

де  $\mu$  – середній логарифм характеристики  $C$ ;  $s$  – стандартне відхилення логарифма характеристики  $C$ . При цьому медіана (середнє геометричне)  $Me_C = \exp(\mu)$ , а геометричне стандартне відхилення  $GSD = \exp(s)$ .

Методологія оптимізації ґрунтується на інтервальному оцінці математичного очікування нормально розподіленої випадкової величини з параметрами  $m$  і  $\sigma$  при апріорі відомому значенні стандартного відхилення  $\sigma$  [9, 10]. У цьому

© Ю. В. Хомутінін, С. Є. Левчук, В. В. Павлюченко, 2016

випадку для отримання інтервальної оцінки для математичного очікування використовується статистика  $U = (\bar{x} - m) / \sigma \cdot \sqrt{n}$ , яка має нормальний розподіл імовірностей із нульовим математичним очікуванням і дисперсією, що дорівнює одиниці. Звідси для визначення об'єму вибірки  $n$ , який гарантує неперевикнення заданої абсолютної похибки  $\Delta = \bar{x} - m$  оцінки середнього значення  $\bar{x}$  при довірчій імовірності  $p$ , маємо вираз  $n \geq U_p^2 \cdot \sigma^2 / \Delta^2$ , де  $U_p$  – квантиль нормального розподілу рівня  $p$ .

При логнормальному розподілу ймовірностей питомої активності (переходячи від логарифма питомої активності безпосередньо до питомої активності) мінімально необхідне число проб для оцінки медіани цієї величини дорівнює

$$n \geq (s \cdot U_p / \ln(1 + \delta))^2, \quad (1)$$

де  $\delta = \Delta_m / \bar{C}$  – відносна похибка оцінки медіани;  $\Delta_m = \exp(\mu + U_p \cdot s / \sqrt{n}) - \exp(\mu)$  – верхнє значення похибки.

Мінімальне число проб для оцінки лінійного тренду щільності забруднення виду  $z_{mp}(x, y) = a_0 + a_1x + a_2y$  із заданою відносною

похибкою  $\delta$  визначається із співвідношення

$$n_{mp} \geq s_{z_{mp}}^2 \cdot (U_p / \ln(1 + \delta))^2 \cdot (n \cdot x_{ec}^T \cdot (X^T X)^{-1} x_{ec}), \quad (2)$$

де  $s_{z_{mp}}^2$  – залишкова дисперсія;  $X$  – матриця спостережень;  $x_{ec}$  – вектор-стовбець  $(1, x, y)$  координати точки тренду  $(x, y)$ , в якій задана відносна похибка  $\delta$ ;  $T$  – індекс трансформуваль [12].

Запропонована вище методологія вимагає попередньої оцінки стандартного відхилення  $s$  і пов'язана з певними попередніми витратами, які компенсуються істотно меншим числом проб при проведенні радіоекологічного моніторингу і радіаційного контролю і вимірювань. Слід зазначити, що в більшості випадків велика частина цієї роботи вже зроблена при проведенні різних досліджень (обстежень). Так, нами було отримано оцінки питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) в одиничній пробі ґрунту і щільності забруднення ними ґрунту на безградієнтній ділянці та питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в урожаї рослин на безградієнтних майданчиках і молоці корів відносно тренду для однакової за умовами утримання групи тварин у населеному пункті та коефіцієнти переходу  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  із ґрунту в рослини (табл. 1).

Таблиця 1. Усереднені оцінки стандартних відхилень логарифмів забруднення радіонуклідами об'єктів довкілля і коефіцієнтів переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини

Параметр	Умови	$s$
Питома активність $^{137}\text{Cs}$ , $^{90}\text{Sr}$ ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) у пробі ґрунту	Конденсаційні чорнобильські і глобальні випадання поза зоною відчуження ЧАЕС у період 2003 - 2020 рр.: зразки 100 см <sup>3</sup> посудини Марінеллі 1000 см <sup>3</sup>	0,05 ± 0,02 0,04 ± 0,02
Питома активність $^{137}\text{Cs}$ у пробі ґрунту	Зона відчуження ЧАЕС: зразки 100 см <sup>3</sup> , 2003 р. зразки 100 см <sup>3</sup> , 2020 р. посудини Марінеллі 1000 см <sup>3</sup> , 2003 р. посудини Марінеллі 1000 см <sup>3</sup> , 2020 р.	0,08 ± 0,02 0,06 ± 0,01 0,06 ± 0,01 0,05 ± 0,01
Питома активність $^{90}\text{Sr}$ ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) у пробі ґрунту	Зона відчуження ЧАЕС, зразки 100 см <sup>3</sup> : 2003 р. 2020 р.	0,12 ± 0,04 0,08 ± 0,02
Щільність забруднення ґрунту $^{137}\text{Cs}$ , $^{90}\text{Sr}$ ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) при відборі точкових проб	Безградієнтні за забрудненням майданчики на чорнобильських і глобальних випаданнях; площа пробовідбору ≥ 0,005 м <sup>2</sup> ; вимір $^{137}\text{Cs}$ у зразку 100 см <sup>3</sup> чи в посудині Марінеллі 1000 см <sup>3</sup> ; $^{90}\text{Sr}$ ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) – у зразку 100 см <sup>3</sup> ; похибка вимірювання ≤ 10 %	0,3 ± 0,1
Щільність забруднення ґрунту $^{137}\text{Cs}$ при відборі об'єднаних проб (5 точкових)	Безградієнтні за забрудненням майданчики в зоні відчуження ЧАЕС; площа пробовідбору точкової проби 0,001 м <sup>2</sup> ; вимір у зразку 100 см <sup>3</sup> чи в посудині Марінеллі 1000 см <sup>3</sup> ; похибка вимірювання ≤ 10 %	0,24 ± 0,07
Щільність забруднення ґрунту $^{90}\text{Sr}$ ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) при відборі об'єднаних проб (5 точкових)	Безградієнтні за забрудненням майданчики в зоні відчуження ЧАЕС; площа пробовідбору точкової проби 0,001 м <sup>2</sup> ; вимір у зразку 100 см <sup>3</sup> чи в посудині Марінеллі 1000 см <sup>3</sup> ; похибка вимірювання ≤ 10 %	0,28 ± 0,08
Щільність забруднення ґрунту $^{37}\text{Cs}$ , $^{90}\text{Sr}$ ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) при відборі об'єднаних проб (5 точкових)	Безградієнтні за забрудненням майданчики на конденсаційних і глобальних випаданнях за межами зони відчуження ЧАЕС; площа пробовідбору точкової проби 0,001 м <sup>2</sup> ; вимір $^{137}\text{Cs}$ у зразку 100 см <sup>3</sup> чи в посудині Марінеллі 1000 см <sup>3</sup> ; $^{90}\text{Sr}$ ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) – у зразку 100 см <sup>3</sup> ; похибка вимірювання ≤ 10 %	0,16 ± 0,04

Параметр	Умови	<i>s</i>
Питома активність $^{137}\text{Cs}$ і $^{90}\text{Sr}$ в урожаї рослин	Безградієнтні за забрудненням майданчики на чорнобильських і глобальних випаданнях; площа відбору проби рослин 0,06 - 1 м <sup>2</sup> ; виміри в зразку $\geq 100$ см <sup>3</sup> ; похибка вимірювання $\leq 10$	0,37 $\pm$ 0,11
Коефіцієнт переходу $^{137}\text{Cs}$ і $^{90}\text{Sr}$ з ґрунту в рослини	Площа відбору проби рослин 0,06 - 1 м <sup>2</sup> , ґрунту $\geq 0,005$ м <sup>2</sup> ; виміри в зразку $\geq 100$ см <sup>3</sup> ; похибка вимірювання у ґрунті і рослинах $\leq 10$ %	0,49 $\pm$ 0,09
Питома активність $^{137}\text{Cs}$ і $^{90}\text{Sr}$ у молоці корів у населеному пункті	Однорідна за умовами утримання група тварин; похибка вимірювання $\leq 15$ %; варіабельна питомої активності молока відносно сезонного тренду: стійловий період	0,64 $\pm$ 0,15
	пасовищний період	0,39 $\pm$ 0,15

Польові роботи проводилися на безградієнтних по щільності випадань експериментальних майданчиках, розташованих на території, що піддалася радіоактивному забрудненню внаслідок аварії на ЧАЕС як на паливних, так і на конденсаційних слідах. Як контрольні були взяті два майданчики на території, де чорнобильські випадання практично відсутні й радіоактивне забруднення ґрунту сформоване в основному глобальними радіоактивними випаданнями. Щільність випадань  $^{137}\text{Cs}$  на них 2-3 кБк/м<sup>2</sup>. Детальний опис майданчиків, характеристик пробовідбірників і методології відбору проб ґрунту можна знайти в роботах [11, 12].

Вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунті проводилось на низкофоновому  $\gamma$ -спектрометричному комплексі ADCAM-300 з детектором із високочистого германію GEM-30185 фірми «EG & G ORTEC» (США) з енергетичною роздільною здатністю 1,78 кеВ по лінії  $^{60}\text{Co}$  1,33 МеВ. Середня похибка вимірювань активності  $^{137}\text{Cs}$  у зразках ґрунту становила: для майданчиків, розташованих на чорнобильських слідах,  $\leq 10$  % ( $\pm 2\sigma$ ), а на глобальних випаданнях –  $\leq 25$  % ( $\pm 2\sigma$ ). Активність  $^{90}\text{Sr}$  у зразках об'ємом 100 см<sup>3</sup> визначалась радіохімічним методом з похибкою  $\leq 10$  % ( $\pm 2\sigma$ ). Детальніший опис використаних тут методологій вимірювання радіонуклідів у різних зразках наведено у роботах [11, 12].

## Результати та їхнє обговорення

### Оцінка стандартного відхилення вмісту радіонуклідів у різних об'єктах довкілля

**Проба ґрунту.** Активність радіонуклідів у пробі ґрунту розглядається у вигляді  $a_{np} = a_0 \cdot k_{\xi} \cdot k_{\varepsilon}$ , де  $a_0$  – істинне значення активності;  $k_{\xi}$  і  $k_{\varepsilon}$  – безрозмірні логнормальні випадкові величини, обумовлені неоднорідністю її розподілу в пробі ґрунту і статистичною похибкою вимірювання з параметрами (0;  $s_{n,np}$ ) і (0;  $s_{вим}$ ). У цьому випадку дисперсія логарифма можливих зна-

чень питомої активності проби ґрунту представляється у вигляді  $s_{об.пр.}^2 = s_{n,np}^2 + s_{вим}^2$ , де  $s_{n,np}$  – стандартне відхилення, яке обумовлено неоднорідністю розподілу активності в пробі ґранту;  $s_{вим} \cong \delta_{вим} / (z \cdot 100)$ ;  $\delta_{вим}$  – відносна похибка виміру активності рівна  $\pm z \cdot \sigma$ .

Для логарифма вмісту радіонуклідів у зразку ґрунту отримана залежність стандартного відхилення  $s_{n,np}$  від долі паливної компоненти  $\Delta FP$   $s_{n,np}(\Delta FP) = c / (1 + a \cdot \exp(-b \cdot \Delta FP))$  (рис.1). У ближній зоні аварії на ЧАЕС, де  $^{90}\text{Sr}$  є індикатором наявності у випаданнях паливної компоненти, у тому числі ТУЕ, звідси в першому наближенні  $s_{n,np}^{Sr} \cong s_{n,np}^{Pu}$ . Оцінка параметрів цієї залежності при вимірюванні активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в зразках 100 см<sup>3</sup> рівні: для  $^{137}\text{Cs}$   $a = 4,0 \pm 0,5$ ,  $b = 0,03 \pm 0,01$ ,  $c = 0,25 \pm 0,05$ ; для  $^{90}\text{Sr}$   $a = 4,0 \pm 0,5$ ,  $b = 0,067 \pm 0,028$ ,  $c = 0,32 \pm 0,05$ ; для  $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$   $a = 4,0 \pm 0,5$ ,  $b = 0,081 \pm 0,045$ ,  $c = 0,25 \pm 0,05$ . У випадку вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  в посудині Марінеллі 1000 см<sup>3</sup> відповідне значення параметра  $c$  потрібно зменшити в 1,3 раза.

Для зони відчуження стандартне відхилення логарифма активності проби ґрунту при стандартній пробопідготовці на 1997 р.: при вимірюванні  $^{137}\text{Cs}$  в зразках 100 см<sup>3</sup>  $s_{n,np} = 0,14 \pm 0,01$  (середнє),  $GSD = 1,139 - 1,162$  і  $s_{n,np} = 0,23 \pm 0,03$  (консервативне),  $GSD = 1,22 - 1,30$ ; при вимірюванні  $^{137}\text{Cs}$  в посудині Марінеллі 1000 см<sup>3</sup>  $s_{n,np} = 0,11 \pm 0,02$  (середнє),  $GSD = 1,094 - 1,14$  і  $s_{n,np} = 0,17 \pm 0,03$  (консервативне),  $GSD = 1,15 - 1,22$ ; при вимірюванні  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{239+240}\text{Pu}$  у пробах об'ємом 100 см<sup>3</sup>  $s_{n,np} = 0,20 \pm 0,05$  (середнє),  $GSD = 1,16 - 1,28$ ; для відношення Cs/Sr у пробах об'ємом 100 см<sup>3</sup>  $s_{n,np} = 0,17 \pm 0,05$  (середнє),  $GSD = 1,13 - 1,25$ . На конденсаційних і глобальних випаданнях значення  $s_{n,np}^{Cs}$  при вимірюванні у пробах 100 см<sup>3</sup> і значення  $s_{n,np}^{Sr}$  рівні  $s_{n,np} = 0,05 \pm 0,02$  (консервативна оцінка),  $GSD = 1,03 - 1,07$ . При вимірюванні  $^{137}\text{Cs}$  в посудині Марінеллі 1000 см<sup>3</sup> значення  $s_{n,np}^{Cs}$  в середньому в 1,5 раза менше. Усереднені прогнози оцінки параметра  $s_{n,np}$  для зони відчуження ЧАЕС на 2003 і 2020 р. наведено у табл. 1.

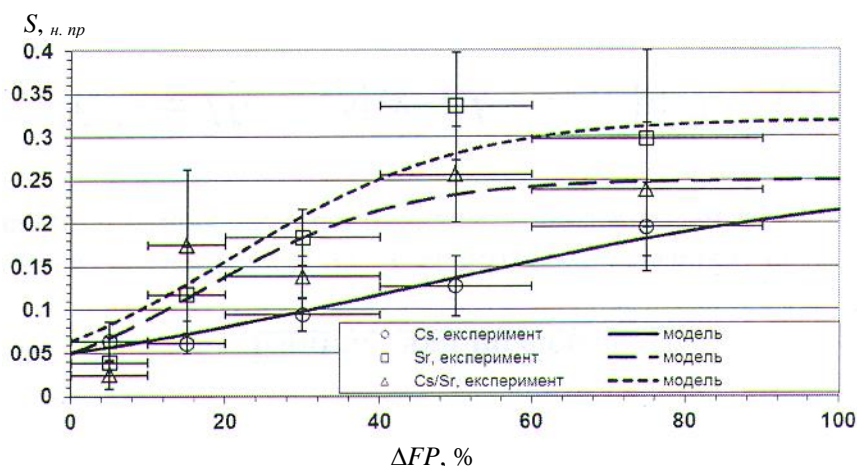


Рис. 1. Залежність стандартного відхилення логарифма вмісту радіонуклідів у зразку ґрунту, отримана від частки паливної компоненти.

**Щільність забруднення ґрунту радіонуклідами.** Для стандартного відхилення логарифма щільності забруднення  $s_n$  на безградієнтній ділянці була отримана емпірична залежність  $s_n^2/s_{1,n}^2 = 0,00107/S[1 + r \cdot (S/0,00107 - 1)]$  (рис. 2), де  $r$  – ефективний коефіцієнт кореляції (усереднений для сукупності проб, що відібрані компактно, поруч один з одним), що дорівнює  $0,21 \pm 0,11$  на паливних слідах і  $0,65 \pm 0,11$  на конденсаційних;  $S$  – площа відбору для довільного пробовідбірника;  $s_{1,n}^2$  – дисперсія логарифма щільності забруднення ґрунту при відборі проб пробовідбірником діаметром 3,7 см ( $S = 0,0043 \text{ м}^2$ ). Статистичний аналіз показав, що дисперсія  $s_n^2$  забруднення ґрунту

$^{137}\text{Cs}$  на безградієнтних майданчиках, приведена для однієї площі пробовідбору, не залежить від особливостей ландшафту, кроку пробовідбору (у межах 0,2 - 10 м) і середньої щільності забруднення. При площі пробовідбору  $\geq 0,005 \text{ м}^2$  – практично не залежить від типу радіоактивних випадань. Прогнозні оцінки на 2020 р. стандартного відхилення  $s_n$  на безградієнтних майданчиках наведено у табл. 1. У 30-кілометровій зоні ЧАЕС при відборі точкових проб для площі пробовідбору  $\geq 0,005 \text{ м}^2$  і вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr} (^{239+240}\text{Pu})$  з похибкою  $\leq 10 \%$  ( $\pm 2\sigma$ ) в одному зразку об'ємом  $100 \text{ см}^3$  від проби  $s_n = 0,30 \pm 0,10$  ( $GSD = 1,22 - 1,49$ ).

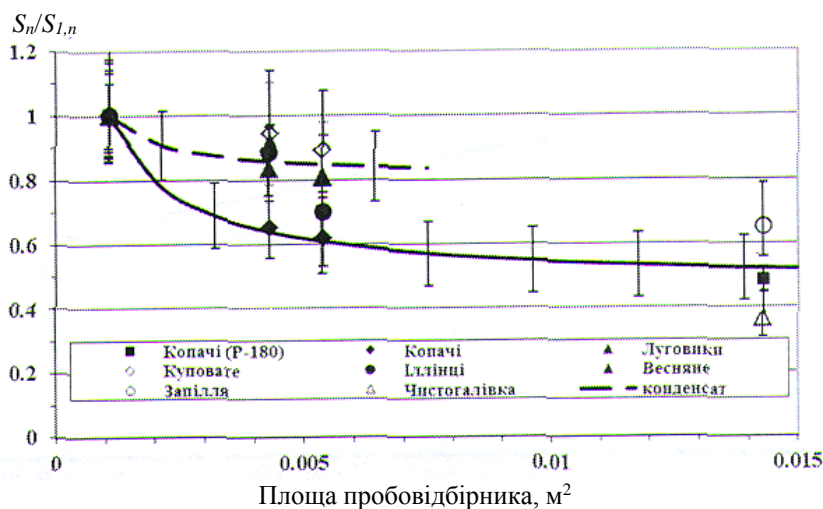


Рис. 2. Залежність нормованого стандартного відхилення логарифма щільності забруднення ґрунту від площі пробовідбірника при відборі одиничних проб.

Об'єднана проба формується шляхом об'єднання деяких точкових проб, відібраних на такій відстані один від одного, при якому значення їхньої питомої активності будуть взаємно незалежні. Значення  $s_n$  для безградієнтних ділянок у зоні відчуження ЧАЕС при відборі об'єднаних проб (5 точкових, площа відбору  $0,001 \text{ м}^2$  і вимірюванні одного зразка від проби), починаючи з 2003 р.,

оцінюються величиною:  $s_n = 0,24 \pm 0,07$  ( $GSD = 1,18 - 1,36$ ) по  $^{137}\text{Cs}$  як при вимірюванні активності у зразках  $100 \text{ см}^3$ , так і в посудині Марінеллі  $1000 \text{ см}^3$ ;  $s_n = 0,28 \pm 0,08$  ( $GSD = 1,22 - 1,43$ ) по  $^{90}\text{Sr} (^{239+240}\text{Pu})$  при вимірюванні зразків  $100 \text{ см}^2$ , а за межами зони відчуження ЧАЕС на конденсаційних слідах і глобальних випаданнях для  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr} (^{239+240}\text{Pu})$  -  $s_n = 0,16 \pm 0,04$  ( $GSD = 1,13 - 1,22$ ).

У зоні відчуження ЧАЕС, у міру розчинення паливних частинок, величина  $s_n$  асимптотично зменшується до  $s_n = 0,16 \pm 0,04$  ( $GSD = 1,13 - 1,22$ ). Проте при відборі об'єднаних проб, незалежно від технології підготовки проб до вимірювання і методики вимірювання активності зразків її консервативні оцінки не будуть менше:  $s_n = 0,22 \pm 0,06$  ( $GSD = 1,17 - 1,32$ ) у зоні відчуження ЧАЕС;  $s_n = 0,14 \pm 0,04$  ( $GSD = 1,11 - 1,20$ ) поза зоною відчуження ЧАЕС на конденсаційних і глобальних радіоактивних випаданнях.

**Вміст радіонуклідів у рослинах і коефіцієнти переходу їх з ґрунту в рослини.** У результаті узагальнення і статистичного аналізу численних експериментальних даних встановлено, що стандартне відхилення логарифма питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в урожаї рослин не залежить від щільності забруднення, типу випадань, виду рослинності. При площі пробовідбору рослин  $0,06 - 1 \text{ м}^2$  і похибці вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у зразках рослинних проб  $\leq 10\%$  ( $\pm\sigma$ ) воно оцінюється величиною  $s_p = 0,37 \pm 0,11$  ( $GSD = 1,30 - 1,62$ ).

Оцінка стандартного відхилення логарифма значень коефіцієнта переходу (накопичення)  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  рівна  $s_{Kn} = 0,49 \pm 0,09$  ( $GSD = 1,49 - 1,79$ ) незалежно від типу випадань, властивостей ґрунту, виду рослин та їхніх частин. Вона отримана для таких умов: площа відбору проби рослин  $0,06 - 1 \text{ м}^2$ , ґрунту  $> 0,005 \text{ м}^2$ ;  $\delta_{\text{вим}}$  активності цезію і стронцію у зразках ґрунту  $\leq 10\%$  ( $\pm 2\sigma$ ), рослин  $\leq 10\%$  ( $\pm\sigma$ ).

Ці оцінки одержано на основі даних, отриманих в УкрНДІСГР протягом 16 років (1990 - 2006 рр.). Сюди ввійшли результати спеціальних досліджень, отримані на 14 експериментальних майданчиках (у 30-кілометровій зоні ЧАЕС і за її межами), результати експериментів з 15 типами ґрунтів при їхньому штучному забрудненні  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , а також результати радіологічного моніторингу населених пунктів.

**Вміст радіонуклідів у молоці корів.** Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в молоці окремо взятої корови є функціями часу, залежать від багатьох чинників. Її конкретне значення залежить від питомої активності радіонуклідів у раціоні, фізіологічного стану тварини, умов утримання (стійлове, пасовищне). Основним чинником забруднення молока корів радіонуклідами є вміст їх у раціоні, який варіює в широких межах. У конкретний момент часу питомі активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в молоці корів є випадковими величинами, що задовільно описуються логнормальними законами розподілу ймовірностей [1]. А питома активність радіонуклідів у молоці корів упродовж деякого періоду (наприклад, календарного року) описується не-

стаціонарним випадковим логнормальним процесом. Усереднені оцінки стандартного відхилення логарифма питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в молоці корів для потерпілих унаслідок аварії на ЧАЕС територій України при похибці вимірювання  $\leq 15\%$  ( $\pm 2\sigma$ ) дорівнюють: у стійловий період –  $s_m = 0,64 \pm 0,15$  ( $GSD = 1,63 - 2,20$ ); у пасовищний –  $s_m = 0,39 \pm 0,15$  ( $GSD = 1,27 - 1,72$ ). Ці оцінки були отримані за результатами радіологічного моніторингу особистих підсобних хазяйств, проведеного в 1997 р. в Чернігівській, Київській, Житомирській і Рівненській областях.

#### Оптимізація числа відібраних проб і зразків

Стандартний процес підготовки проби ґрунту для визначення в ній питомої активності радіонуклідів у загальному випадку не забезпечує однорідності розподілу останньої в об'ємі проби. Це спостерігається не лише для проб ґрунту, що містять «гарячі» частинки, але й для проб, відібраних на конденсаційних слідах і глобальних радіоактивних випаданнях. Результат вимірювання активності в узятому від проби ґрунту випадковим чином зразка може істотно відрізнятись від істинного значення активності усієї проби. Щоб забезпечити необхідну точність оцінки активності проби, необхідно виміряти її в декількох зразках. Мінімальне число зразків ( $n_o$ ), потрібне для оцінки медіани питомої активності проби ґрунту із заданою відносною похибкою  $\delta$  при довірчій вірогідності  $p$  і відносній похибці вимірювання  $\delta_{\text{вим}}$  на основі виразу (1), дорівнює  $n_o \geq (U_p / \ln(1 + \delta))^2 \cdot (s_{n,пр}^2 + (0,005 \cdot \delta_{\text{вим}})^2)$ . Для оперативного знаходження величини  $n_o$  доведена номограма рис. 3, а. Вона побудована на основі цього співвідношення для базових значень параметрів  $s_{n,пр}$  (0,1 по  $^{137}\text{Cs}$  і 0,15 по  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{239+240}\text{Pu}$ )), стандартної пробопідготовки, вимірювання активності у зразках об'ємом  $100 \text{ см}^3$  з похибкою  $\delta_{\text{вим}} = 10\%$  і довірчою ймовірністю  $p = 0,95$ . Наведений на номограмі вираз дозволяє перерахувати мінімально потрібне число вимірюваних зразків на будь-які інші значення параметрів  $s_{n,пр}$ ,  $\delta_{\text{вим}}$  і  $p$ . Значення  $n_o$  округлені в більший бік.

Мінімальне необхідне число точкових проб для оцінки медіани щільності забруднення ґрунту із заданою відносною похибкою  $\delta$  при довірчій вірогідності  $p$  і відносній похибці вимірювання  $\delta_{\text{вим}}$  на основі виразу (1) дорівнює  $n \geq (U_p / \ln(1 + \delta))^2 \times (s_n^2 + (s_{n,пр}^2 + s_{\text{вим}}^2) / n_o)$ . Номограма рис. 3, б дає змогу швидко визначити цю величину. Вона побудована для базових значень параметрів пробовідбору та вимірювання активності радіонуклідів (площа пробовідбору  $\geq 0,005 \text{ м}^2$ ; актив-

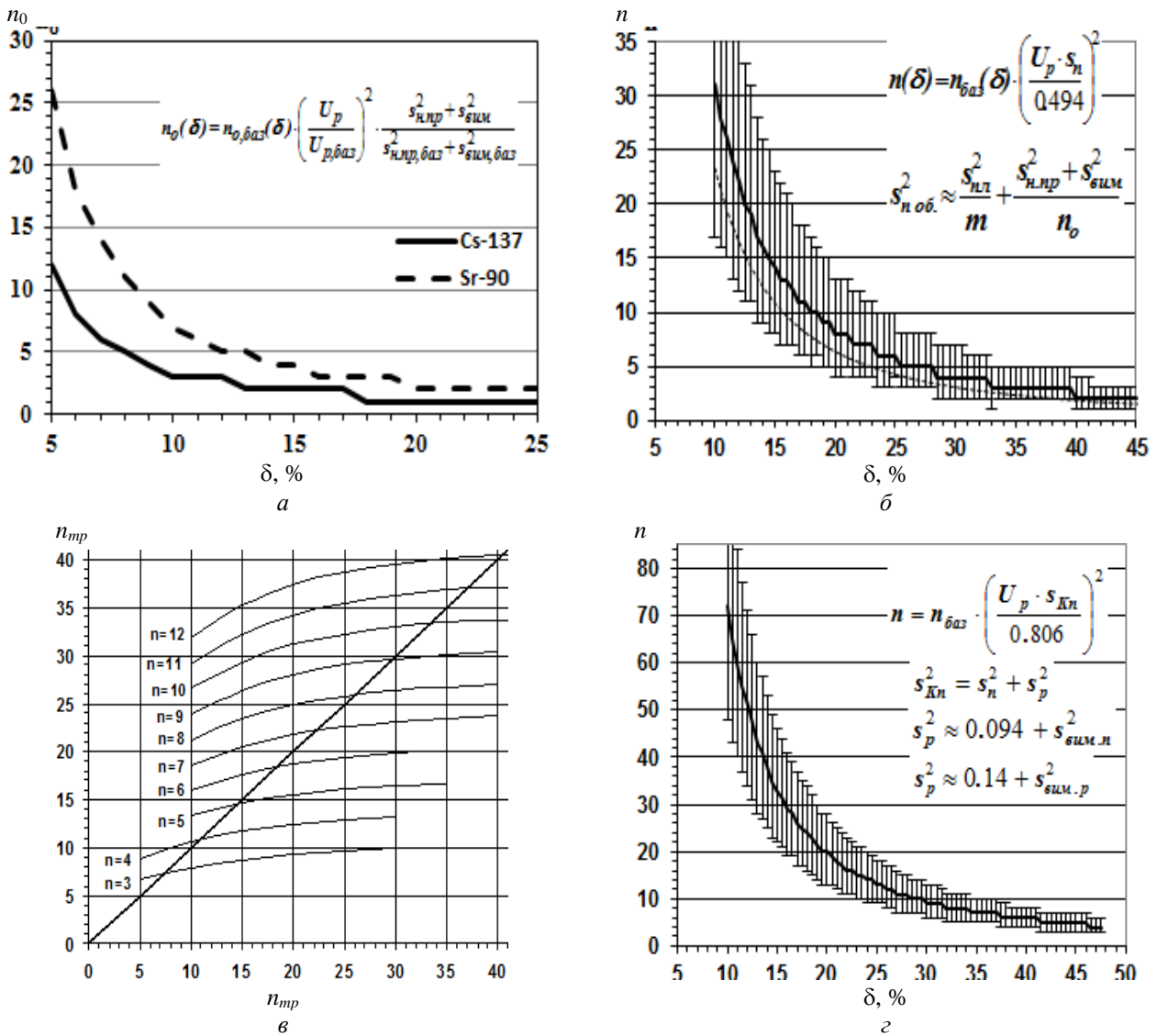


Рис. 3. Мінімально необхідне число відібраних проб і зразків: а - для оцінки медіани активності проби ґрунту з похибкою  $\delta$  об'ємом  $100 \text{ см}^3$ ; б - для оцінки медіани щільності забруднення ґрунту на безградієнтних ділянках; в - для оцінки монотонного тренду щільності забруднення; г - для оцінки медіани коефіцієнта переходу  $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ ).

ність радіонукліда вимірюється в одному зразку від проби ( $100 \text{ см}^3$ ) з похибкою  $\delta_{вим} \leq 10 \%$ ;  $s_n = 0,3 \pm 0,1$ ;  $p = 0,95$ ). Пунктирною лінією відмічено граничне значення за відсутності неоднорідності забруднення проб і похибки вимірювання. Знайдене число проб ( $n_{\delta_{аз}}$ ) перераховується на будь-які інші значення параметрів із використанням формули, наведеної там же.

Аналогічно визначається мінімально необхідне число об'єднаних проб ґрунту (декількох точкових проб, відібраних в різних місцях для оцінки медіани щільності забруднення ґрунту радіонуклідом із заданою відносною похибкою  $\delta$  при довірчій вірогідності  $p$ . Для цього випадку на номограмі (див. рис. 3, б) наведена наближена формула для знаходження дисперсії  $s_{n, об.}^2(m)$ , в якій  $m$  – число об'єднаних точкових проб ґру-

нту;  $n_0$  – число зразків, узятих від проби для вимірювання активності;  $s_{нл}$  – стандартне відхилення логарифма щільності забруднення ґрунту на безградієнтній ділянці, рівне для чорнобильських випадань 0,28. Знайдене значення  $s_{n, об.}^2(m)$  підставляється у формулу для перерахунку  $n(\delta)$  замість  $s_n^2$ .

У рамках прийнятої методології забруднення ґрунту радіонуклідами на майданчику (ділянці) розглянуто випадок оцінки лінійного тренду логарифма щільності забруднення ґрунту  $z_{mp}(x, y) = a_0 + a_1x + a_2y$ . Для безградієнтного майданчика  $a_1 = a_2 = 0$ . Мінімально необхідне число проб при оцінці монотонного тренду щільності забруднення  $n_{mp}$  визначається на основі співвідношення (2). Звідси в першому на-

ближенні  $s_{заг}^2 \cong s_n^2$ . Величина  $n_{mp}$  дорівнює мінімально необхідному числу проб для оцінки медіани щільності на еквівалентному (віртуальному) безградієнтному майданчику, помноженому на деяку величину, залежну в загальному випадку від координат точок пробовідбору і точки, в якій задана відносна похибка  $\delta$ . Для оперативного знаходження величини  $n_{mp}$  побудована номограма (див. рис. 3, *в*). Ця величина відповідає точці перетину «жирної» лінії з однією з тонких, побудованих для значень  $n$  (числа проб, необхідного для оцінки медіани щільності забруднення на еквівалентному віртуальному безградієнтному майданчику). При  $n_{mp} > 40$  ( $n > 12$ ) отримана модель дозволяє використовувати вираз  $n_{mp}(\delta) \cong 3,4 \cdot n(\delta)$ .

Для знаходження мінімально необхідного числа точкових рослинних проб, яке треба відібрати на безградієнтній по забрудненню ділянці для оцінки медіани питомої активності радіонукліда в урожаї із заданою відносною похибкою  $\delta$ , використовується номограма рис. 3, *б*. Для цього у формулі для перерахунку  $n(\delta)$  замість  $s_n$  необхідно підставити значення  $s_p = 0,37$ . Для знаходження мінімально необхідного числа зв'язаних проб, необхідних для оцінки медіани коефіцієнта переходу із заданою похибкою  $\delta$  наведено номограму рис. 3, *г*. Вона побудована на основі загального співвідношення (1) при  $s = s_{Kn}$  для базових значень  $s_{Kn} = 0,49 \pm 0,09$  і  $p = 0,95$ . Якщо похибка вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  ( $^{90}\text{Sr}$ ) у зразках ґрунту або рослин перевищує базове значення ( $s_{вим.n} = 0,005 \delta_{вим.n} > 0,05$ ,  $s_{вим.p} = 0,01 \delta_{вим.p} > 0,1$ ) або  $p \neq 0,95$ , то число проб коректується по формулі, наведеній на номограмі.

Для знаходження мінімально необхідного числа проб молока при радіоекологічних обстеженнях населених пунктів у пасовищний період ( $s_m^n = 0,39$ ,  $\delta_{вим} = 15\%$ ) на основі загального співвідношення (1) при  $s = s_m^n$  нами побудована базова табл. 2. Мінімумально необхідне число проб для оцінки медіани питомої активності радіонукліда в молоці із заданою відносною похибкою  $\delta$  при довірчій вірогідності  $p = 0,95$  у конкретний момент пасовищного періоду знаходиться таким чином. Для значень  $\delta$  і  $\delta_{вим}$  у таблиці знаходяться значення  $n_\infty$  – мінімумально необхідне число проб без урахування чисельності тварин (число корів не обмежено).

Для стада чисельністю  $N$  отриманий об'єм проб  $n_\infty$  коректується за формулою  $n = 1/(1/n_\infty + 1/N)$ . Тварин у групі для відбору проб молока вибирають випадково. Мінімумально

необхідне число проб для оцінки медіани питомої активності радіонуклідів у молоці корів у населеному пункті в конкретний момент стійлового періоду дорівнює  $n_{cm} = 2,56 \cdot n$ .

**Таблиця 2. Мінімумально необхідне число проб молока ( $n_\infty$ ) для конкретного моменту пасовищного періоду без урахування чисельності тварин у групі**

$\delta$ % при $p = 0,95$	Похибка виміру $\delta_{вим}$ , %				
	15	20	30	40	50
10	55	56	58	61	65
15	25	26	27	28	30
20	15	15	16	17	18
25	10	10	11	11	12
30	7	7	7	8	8
35	6	6	6	7	7
40	4	4	5	5	5
45	4	4	4	4	5
50	3	3	3	3	3

Якщо потрібно, щоб довірча вірогідність  $p \neq 0,95$ , то знайдене число проб коректується за формулою  $n' = n \cdot (U_p/1/645)^2$  або  $n'_{cm} = n_{cm} \cdot (U_p/1/645)^2$ . Якщо  $\delta_{вим} > 15\% \pm 2\sigma$ , то для коректування  $n_\infty$  використовується співвідношення  $n'_\infty = n_\infty (s_m^n/0,39)^2$  і приблизна оцінка дисперсії  $(s_m^n)^2 \approx 0,15 + (0,005 \cdot \delta_{вим})^2$ .

**Максимально допустима похибка вимірювання активності радіонуклідів**

При контролі якості продукції в промисловості часто буває скрутно або економічно невиправдано проводити вимірювання з високою точністю. Схожі ситуації виникають і в радіоекології, коли варіабельність оцінок обумовлена не стільки похибками вимірювання, а і статистичними властивостями оцінюваного параметра. У рамках даної методології зменшення похибки вимірювання активності радіонукліда призводить до зростання на величину  $\Delta n$  мінімумального числа проб (зразків) при оцінці медіани оцінюваного параметра. В якості критерію знаходження гранично допустимої похибки  $Sup \delta_{вим}$  прийнято неперевіщення  $\Delta n$  заданої величини при обумовлених вимогах до точності оцінки медіани. При  $\delta_{вим}$ , узятую на рівні  $2\sigma$ , для знаходження  $Sup \delta_{вим}$  вибрана методологія дозволяє отримати співвідношення  $Sup \delta_{вим} (\Delta n) < 200 \cdot \sqrt{\Delta n \cdot n_o} \cdot \ln(1 + \delta) / U_p$ . Ця оцінка в деякому розумінні універсальна. Вона не залежить від виду відібраних проб, параметрів пробовідбору, неоднорідності забруднення проб і технології пробопідготовки та вимірювання активності. При  $n_o = 1$  вона справедлива для всіх



розглянутих у даній роботі випадків оптимізації та планування числа відібраних проб і вимірювань, що проводяться. При  $n_o > 1$  – в основному для завдання оптимізації і планування числа ві-

дібраних від проби ґрунту зразків, при визначенні медіани її активності. Її поведінка при  $\Delta l < 0,5$  і  $p = 0,95$  показана на рис. 4.

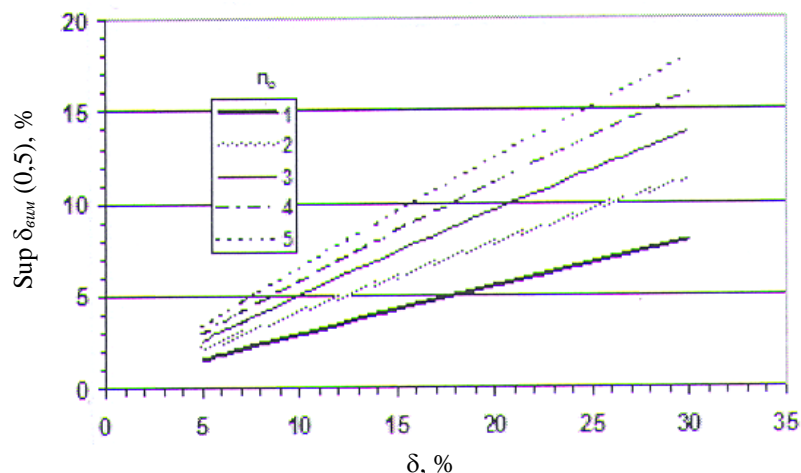


Рис. 4. Граничне значення  $\delta_{\text{вим}}$ , що значимо впливає на мінімально необхідне число відібраних проб і вимірювань активності.

Це найбільш жорсткі вимоги до точності вимірювання. При цій похибці вимірювання не треба відбирати додаткові проби й вимірювати активність радіонуклідів у додаткових зразках, щоб забезпечити необхідну точність оцінки медіани. Таким чином, для забезпечення необхідної точності та достовірності оцінок медіан параметрів не слід прагнути до високої точності одиничного вимірювання активності у зразку. Доцільніше запланувати й відібрати декілька додаткових проб (дві, три) і вимірювання активності проводити з більшою похибкою.

### Висновки

1. У результаті виконаних досліджень запропоновано методологію оптимізації відбору проб при радіологічному моніторингу та радіаційному контролі сільськогосподарських угідь і продукції на територіях, забруднених радіонуклідами після ядерних аварій, що сталися, або можливих, з викидом у довкілля радіоактивних матеріалів у різних фізико-хімічних формах і високою неоднорідністю забруднення радіонуклідами територій з розвиненим сільським господарством. Отримано оцінки для стандартних відхилень логарифмів: питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) в одиничній пробі ґрунту і щільності забруднення ними ґрунту; питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в урожаї рослин і молоці корів для однорідної за умовами утримання групи тварин в населеному пункті; коефіцієнтів переходу  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  із ґрунту в рослини.

2. Розроблено методи розрахунку мінімального числа відібраних проб і вимірюваних зразків, що забезпечують задану точність оцінок: активності

одиничної проби ґрунту; щільності забруднення ґрунту радіонуклідами; питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в урожаї рослин, молоці корів у населеному пункті і коефіцієнтів переходу «ґрунт - рослина». Ці методи рекомендовані організаціям Міністерства АПК України, МНС України, яке здійснює радіаційний контроль довкілля. На їхній основі розроблені: Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження); СОУ 74.14-37-425:2006. Якість ґрунту. Методи відбору проб ґрунту для радіаційного контролю; СОУ 74.14-37-424:2006. Якість ґрунту. Визначення щільності забруднення території сільськогосподарських угідь радіонуклідами техногенного походження; СОУ 01.1-37-426:2006. Якість продукції рослинництва. Методи відбору проб для радіаційного контролю.

3. Визначено вимоги до гранично допустимої похибки вимірювання активності радіонукліда в одиничному зразку, що значимо не впливають на точність оцінки медіани забруднення обстежуваного об'єкта. Показано, що для мінімізації витрат на визначення активності радіонуклідів у пробах ґрунту і рослин при забезпеченні необхідної точності оцінки медіани контрольованого параметра не слід прагнути до високої точності одиничного вимірювання активності зразка, а вигідніше відібрати більшу кількість проб і проводити вимірювання з більшою похибкою.

Основні положення викладеної методології оптимізації відбору проб ґрунту та вимірюваних зразків були розроблені й апробовані при побудові карт щільності забруднення 30-кілометрової



зони ЧАЕС радіонуклідами  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ , а також карти співвідношення активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у пробах ґрунту за станом на 2000 р. До теперішнього часу ці карти є найбільш адекватними, які були

складені після аварії на ЧАЕС. У 2014 р. з використанням цієї методології в УкрНДІСГР були побудовані детальні карти забруднення території Іванківського району ізотопами  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ .

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Инструкция по отбору проб почв при радиационном обследовании загрязнении местности.* - М., 1987. - 10 с.
2. *Экспресс-методика* оценки плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий радиоактивными изотопами цезия по данным гамма-съёмки местности с учетом радионуклидного состава и распределения радионуклидов по профилю почвы. - К., 1989. - 12 с.
3. *Методические рекомендации по оценке радиационной обстановки в населенных пунктах.* - М., 1990. - 118 с.
4. *Яковлев Е.А., Остапенко А.И., Бондарева Н.М. и др.* Временные методические рекомендации по проведению радиоэкологических исследований в зоне влияния АЭС. - К.: Минэнерго СССР, 1990. - 98 с.
5. *Методические указания по проведению обследования сельхозугодий в хозяйствах загрязненной радионуклидами зоны в 1991 - 1992 гг.* - К., 1991. - 11 с.
6. *Методичні рекомендації для ведення спостережень за радіоактивним забрудненням навколишнього середовища / Під ред. О. В. Войцеховича та В. В. Канівця.* - К.: ВІПОЛ, 2001. - 218 с.
7. *Малиновський А.С., Дідух М.І., Романчук Л.Д. та ін.* Радіоекологічна оцінка території зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області (20 років після аварії на ЧАЕС). - Житомир, 2006. - 76 с.
8. *Soil sampling for environmental contaminants.* - Vienna: IAEA, 2004. - 75 p.
9. *Кеадал М., Стьюарт А.* Статистические выводы и связи. - М.: Наука, 1973. - 899 с.
10. *Афифи А., Эйзен С.* Статистический анализ. Подход с использованием ЭВМ. - М.: Мир, 1992. - 488 с.
11. *Хомутинин Ю.В., Каушаров В.А., Жебровская Е.И.* Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге: моногр. - К.: ВІПОЛ, 2001. - 160 с.
12. *Хомутинин Ю.В.* Оптимизация пробоотбора при оценке плотности радиоактивных выпадений // 36. наук. праць Ін-ту ядерних дослідж. - 2003. - № 1(9). - С. 145 - 155.
13. *Хомутинин Ю.В.* Статистические характеристики коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в растения и минимально необходимое число сопряженных проб для их достоверной оценки // 36. наук. праць Ін-ту ядерних дослідж. - 2003. - № 3(11). - С. 95 - 105.
14. *Хомутинин Ю.В.* Оптимальное число измеряемых образцов для определения активности пробы почвы, содержащей топливные частицы // Проблемы Чернобыля. - 2004. - Вып. 15. - С. 127 - 134.
15. *Хомутинин Ю.В.* Погрешность измерения активности неоднородно загрязненных проб почвы // 36. наук. праць Ін-ту ядерних дослідж. - 2003. - № 2(10). - С. 149 - 159.

**Ю. В. Хомутинин, С. Е. Левчук, В. В. Павлюченко**

*Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии НУБиП Украины, Киев*

### ОПТИМИЗАЦИЯ РАДИАЦИОННОГО МОНИТОРИНГА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ И УГОДИЙ

Изложена общая методология оптимизации числа отобранных проб и измерений, которые проводятся при мониторинге сельскохозяйственных угодий и радиационном контроле продукции. Предложены методы расчета минимально необходимого числа отобранных проб и измерительных образцов, которые обеспечивают заданную точность оценки уровней загрязнения радионуклидами контролируемых объектов. Оценена предельная погрешность измерения активности радионуклида в единичном образце, не оказывающая значимого влияния на точность оценки медианы уровня загрязнения радионуклидами контролируемого объекта.

*Ключевые слова:* радиоэкология, мониторинг, отбор проб, оптимизация числа отобранных проб.

**Yu. V. Khomutinin, S. E. Levchuk, V. V. Pavliuchenko**

*Ukrainian Research Institute of Agricultural Radiology of NULES, Kyiv*

### OPTIMIZATION OF RADIATION MONITORING OF AGRICULTURAL PRODUCTS AND LANDS

General methodology of optimization of the number of samples and subsamples for measurements, collected during monitoring, was presented. The methods of calculating of the required number of samples, which provides specified accuracy of radionuclides contamination values of controlled objects was proposed. Maximum value of radionuclide activity measurement uncertainty of a single sample, which has not significant effect on the accuracy of the median of radionuclide contamination value of the controlled object, was estimated.

*Keywords:* radioecology, monitoring, sampling, optimization.

## REFERENCES

1. *Instructions* for soil sampling at radiation examination of areas contamination. - Moskva, 1987. - 10 p. (Rus)
2. *Express-method* of density estimating of agricultural land contamination with radioactive cesium isotopes according to the gamma survey of area based on radionuclide composition and distribution of radionuclides in the soil profile. - Kyiv, 1989. - 12 p. (Rus)
3. *Guidelines* on the assessment of the radiation situation in the settlements. - Moskva, 1990. - 118 p. (Rus)
4. *Yakovlev E.A., Ostavnenko A.I., Bondarev N.M. et al.* Temporary guidelines for radioecological research conducting in the NPP impact zone. - Kyiv: USSR Ministry of Energy, 1990. - 98 p. (Rus)
5. *Guidelines* for the inspection of agricultural farms contaminated with radionuclides of zone in 1991 - 1992. - Kyiv, 1991. - 11 p. (Rus)
6. *Guidelines* for conducting observations of environment radioactive pollution / Ed. A.V. Voitsekhovich and V.V. Kanivets. - Kyiv: VIPOL, 2001. - 218 p. (Ukr)
7. *Malinowski A.S., Didukh M.I., Romanchuk L.D. et al.* Radio-ecological assessment of the zone of unconditional (obligatory) resettlement of Zhytomyr region (20 years after the Chernobyl accident). - Zhytomyr, 2006. - 76 p. (Ukr)
8. *Soil* sampling for environmental contaminants. - Vienna: IAEA, 2004. - 75 p.
9. *Keedal M., Stewart A.* Statistical inference and communication. - Moskvs: Nauka, 1973. - 899 p. (Rus)
10. *Affifi A., Eisen S.* Statistical analysis: an approach using a computer. - Moskva: Mir, 1992. - 488 p. (Rus)
11. *Khomutinin Yu.V., Kashparov V.A., Zhebrovskaya E.I.* Optimization of samples selection and measurement during the radio-ecological monitoring: monograph. - Kyiv: VIPOL, 2001. - 160 p. (Rus)
12. *Khomutinin Yu.V.* // Zbirnyk naukovykh prats' Instytutu yadernykh doslidzhen'. - 2003. - No. 1(9). - P. 145 - 155. (Rus)
13. *Khomutinin Yu.V.* // Zbirnyk naukovykh prats' Instytutu yadernykh doslidzhen'. - 2003. - No. 3(11). - P. 95 - 105. (Rus)
14. *Khomutinin Yu.V.* // Problemy Chornobylya. - 2004. - Iss. 15. - P. 127 - 134. (Rus)
15. *Khomutinin Yu.V.* // Zbirnyk naukovykh prats' Instytutu yadernykh doslidzhen'. - 2003. - No. 2(10). - P. 149 - 159. (Rus)

Надійшла 11.02.2016  
Received 11.02.2016