

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

*Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології
Національного університету біоресурсів і природокористування України, Київ, Україна*

*Відповідальний автор: khomutinin@gmail.com

**МЕТОДОЛОГІЯ ОПЕРАТИВНОЇ ОЦІНКИ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЗЕМЕЛЬ
СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ З МЕТОЮ ПОВЕРНЕННЯ ЇХ
У ГОСПОДАРСЬКЕ ВИКОРИСТАННЯ**

Отримано достовірні регресійні залежності: потужність амбієнтного еквівалента дози – щільність забруднення ^{137}Cs ; щільність забруднення ^{137}Cs – щільність забруднення ^{90}Sr . На їхній основі запропоновано та апробовано економічно вигідний підхід до оцінки щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs , ^{90}Sr та ізотопами плутонію з контрольованою похибкою. Запропонований підхід дає змогу оперативно з мінімальними витратами оцінювати щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , ^{90}Sr та ізотопами плутонію на сільськогосподарських угіддях, нерівномірно забруднених цими радіонуклідами.

Ключові слова: ^{137}Cs , ^{90}Sr , ґрунт, радіоактивне забруднення, Чорнобильська аварія.

1. Вступ

Після Чорнобильської аварії, відповідно до чинного законодавства України, з території площею 4,2 тис. км², з яких 2,0 тис. км² за межами чорнобильської зони відчуження (1-а зона), було відселено населення та припинено або обмежено традиційну господарську діяльність [1, 2]. За межами зони відчуження в Україні було виведено з господарського обороту 101,3 тис. га сільськогосподарських угідь, що належать до зони безумовного (обов'язкового) відселення (ЗБ(О)В). ЗБ(О)В – це територія, що зазнала інтенсивного забруднення довгоживучими радіонуклідами, із щільністю забруднення ґрунту понад доаварійний рівень ізотопами цезію від 555 кБк·м⁻² та вище або стронцію від 111 кБк·м⁻² та вище, або плутонію від 370 Бк·м⁻² та вище, де розрахована ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів може перевищити 5,0 мЗв за рік понад дозу, яку вона одержувала в доаварійний період. Відповідно до Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» [3, 4] територія ЗБ(О)В була віднесена до радіаційно-небезпечних земель, «на яких неможливе подальше проживання населення, одержання сільськогосподарської та іншої продукції, продуктів харчування, що відповідають республіканським та міжнародним допустимим рівням вмісту радіоактивних речовин, або які нецільно використовувати за екологічними умовами». Критеріями переходу постраждалих територій та населення до умов нормального життя

(за радіологічним фактором) у даний час в Україні є неперевіщення доз опромінення населення та радіоактивного забруднення продуктів харчування [5]. При поверненні в господарське використання сільськогосподарських угідь щільність забруднення їх радіонуклідами має відповідати вище наведеним критеріям, а вирощена на них продукція має відповідати допустимим рівням вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування [6].

Необхідно відзначити, що частина територій України була виведена з господарського використання не за радіологічними критеріями, а виходячи зі сформованих на той час соціально-економічних умов. На 2011 р. в ЗБ(О)В перевищення показника щільності забруднення ^{137}Cs у 555 кБк·м⁻² спостерігалось тільки на 25 % території 2-ї зони [3, 4].

За час, що пройшов після аварії, радіологічна ситуація стабілізувалася. Тільки за рахунок радіоактивного розпаду щільність забруднення території ^{137}Cs та ^{90}Sr зменшилася більше, ніж у 2 рази. Унаслідок цього, а також автореабілітаційних процесів знизилася рівні радіоактивного забруднення продукції, що дозволяє в деяких випадках розглядати питання повернення виведених земель у господарське використання відповідно до чинних радіологічних критеріїв та існуючих нормативно-правових актів. Основою для радіологічної реабілітації забруднених радіонуклідами територій і, зокрема, сільськогосподарських угідь, є результати радіологічного моніторингу, який передбачає визначення щільності забруднення сільськогосподарських угідь ^{137}Cs , ^{90}Sr та ізотопами плутонію.

Оцінки щільності забруднення угіддя ^{137}Cs , ^{90}Sr та ізотопами плутонію, що засновані на результатах прямих вимірювань, мають найменшу похибку. Для отримання репрезентативних оцінок щільності забруднення угіддя радіонуклідами необхідно мати їхнє значення в різних точках угіддя, особливо в разі плямистості та неоднорідності забруднення. Мале число точок вимірювання не дає задовільного результату. Для отримання репрезентативних оцінок щільності забруднення угіддя радіонуклідами на основі прямих вимірювань необхідно провести дослідження великої кількості проб ґрунту [7 - 10]. Число проб тим більше, чим більша площа угіддя. Це пов'язано зі значними матеріальними витратами, що неприйнятно при масовому радіологічному обстеженні сільськогосподарських угідь.

Одним з можливих підходів до зниження витрат на оцінку щільності забруднення угіддя ^{137}Cs , ^{90}Sr та ізотопами плутонію є використання регресійних (кореляційних) залежностей (далі – залежностей) між характеристиками радіоактивного забруднення. Такий підхід був успішно використаний при побудові карт поширення стронцієвого сліду в ближній зоні аварії на ЧАЕС [11] та карт забруднення території радіонуклідами, що представляють собою паливний компонент чорнобильських радіоактивних випадань [12] і пропонується в методичних рекомендаціях [13]. Однак використання тільки залежностей для оцінки щільності забруднення угідь ^{137}Cs , ^{90}Sr та ізотопами плутонію має істотний недолік. Цей підхід дозволяє швидко з мінімальними витратами оцінити лише середні значення щільності забруднення (дрейф) і не враховує її локальні особливості (неоднорідності). Для усунення цього недоліку необхідно об'єднати інформацію про щільність забруднення, отриману на основі залежностей, з результатами прямих вимірювань активності радіонуклідів у пробах ґрунту. Це дозволяє істотно поліпшити репрезентативність оцінок щільності забруднення. Такий метод просторової інтерполяції результатів вимірювань отримав назву «регресійний кригінг». Ефективність цього підходу продемонстрована в роботі [15]. Основа такого підходу – кореляційна залежність між характеристиками радіоактивного забруднення угіддя.

Ця робота присвячена отриманню репрезентативних оцінок залежностей (потужність амбієнтного еквівалента дози (ПАЕД) гамма-випромінювання – щільність забруднення ^{137}Cs ; щільність забруднення ^{137}Cs – щільність забруднення ^{90}Sr ; щільність забруднення ^{90}Sr – щільність забруднення ізотопами плутонію ($^{238,239,240}\text{Pu}$)) та їхніх статистичних характеристик південно-західного сліду чорнобильських радіоактивних випадань.

2. Матеріали та методи досліджень

Сільськогосподарські угіддя, на яких визначалися радіологічні характеристики забруднення радіонуклідами ґрунту, розташовані на південно-західному і західному слідах чорнобильських радіоактивних випадань (Київська та Житомирська області). Були зібрані, статистично оброблені методами математичної статистики [15 - 17] та проаналізовані експериментальні результати по щільності забруднення сільськогосподарських угідь радіонуклідами та величини ПАЕД у точках відбору проб ґрунту. Для просторової інтерполяції результатів вимірювань використані геостатистичні методи (кригінг, регресійний кригінг) [18 - 20].

Знаходження залежностей між величинами проводиться, як правило, методами найменших квадратів або максимуму правдоподібності. В основі їх лежить припущення, що різниці між результатами вимірювання (спостереження) і регресійною моделлю мають випадковий характер і описуються нормальним законом розподілу ймовірностей (розподіл Гаусса). Тип розподілу ймовірностей цих залишків визначається розподілом прогнозованої характеристики. Часто при побудові залежностей не враховують цей фактор, формально використовуючи для знаходження параметрів методи найменших квадратів і максимуму правдоподібності. Точність прогнозу значень характеристики визначається залишковою дисперсією між експериментальними і прогнозованими значеннями. Чим більша ця дисперсія, тим менш достовірні результати прогнозу (мають більшу похибку). Важливість урахування при обробці експериментальних даних типу розподілу ймовірностей значень, що спостерігаються, відзначається в публікаціях ряду європейських учених [21, 22]. Ігнорування цього чинника в разі логнормального розподілу експериментальних значень в окремих випадках може призводити до суттєвих похибок (до 50 %).

У нашому випадку постулат про нормальність розподілу експериментальних даних, що спостерігаються, не виконується. Зазначені вище характеристики радіоактивного забруднення ґрунту описуються логнормальним законом розподілу ймовірностей

$$f(X) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot X \cdot s} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{\ln(X) - \mu}{s} \right)^2}, \quad (1)$$

де X – значення характеристики радіоактивного забруднення; μ і s – середнє значення і стандартне відхилення логарифма величини X . Середнє геометричне значення величини X (медіана) до-

рівнює $GM = \exp(\mu)$, а стандартне геометричне відхилення – $GSD = \exp(s)$. Тому різниці між результатами вимірювання та значеннями відповідної кореляційної моделі також будуть підкоряються логнормальному закону розподілу ймовірностей. Для того щоб при побудові залежностей врахувати цей фактор, необхідно перетворити вимірювані величини таким чином, щоб результати перетворення описувались нормальним розподілом. Таким перетворенням є звичайне логарифмування експериментальних значень.

У даній роботі порівнюються результати двох підходів до побудови залежностей: без урахування типу розподілу ймовірностей експериментальних величин і з урахуванням цього фактора. У всіх випадках буде використана лінійна кореляційна залежність як між характеристиками радіоактивного забруднення угіддя, так і між їхніми логарифмами

$$Y = b_0 + b_1 \cdot X. \quad (2)$$

При цьому стандартне відхилення (похибка прогнозу) індивідуального значення залежної змінної Y в точці X визначається як

$$\sigma_Y(X) = s_{\text{зал}} \cdot \sqrt{1 + \frac{1}{n} + \frac{(X - \bar{X})^2}{\sum (X_i - \bar{X})^2}}, \quad (3)$$

де $s_{\text{зал}}$ – залишкове стандартне відхилення, яке в основному визначає точність прогнозу; n – число вимірювань, за якими побудована кореляційна залежність; \bar{X} – середнє значення характеристики X за результатами вимірювань.

Для того щоб при побудові залежності врахувати логнормальний тип розподілу ймовірностей можливих значень Y і X , будемо розглядати логарифми цих величин $y = \ln(Y)$ і $x = \ln(X)$. Вони описуються розподілом Гаусса. Для них лінійна кореляційна залежність має вид $y = b'_0 + b'_1 \cdot x$. У реальних величинах ця залежність є ступеневою функцією $Y = Y_0 \cdot X^{b_1}$. Однак в даному випадку зручно розглядати не безпосередньо значення X , а деяку нормовану безрозмірну величину $\eta = X/C$, де C деяке обране значення X . Тоді буде дотримано «правило розмірності» і параметр Y_0 буде мати фізичний зміст (значення Y при $X = 1$). У цьому випадку кореляційна залежність набуде вигляду

$$Y = Y_0 \cdot \eta^{b_1}. \quad (4)$$

3. Кореляційна залежність між ПАЕД і щільністю забруднення ^{137}Cs

У цій роботі нами було зібрано, статистично оброблено та проаналізовано результати прямих вимірювань щільності забруднення ^{137}Cs сільськогосподарських угідь (Поліський та Народицький райони) і значення ПАЕД у точках відбору проб ґрунту, які було отримано протягом 2017 - 2020 рр. На рис. 1 наведено узагальнену лінійну кореляційну залежність виду $A = b_1 \cdot D + b_0$ між ПАЕД D (мкЗв/год) і щільністю забруднення угіддя ^{137}Cs A (кБк/м²) без урахування типу розподілу ймовірностей експериментальних величин. У табл. 1 наведено всі характеристики параметрів цього співвідношення, а також коефіцієнт кореляції r і залишкове стандартне відхилення $s_{\text{зал}}$.

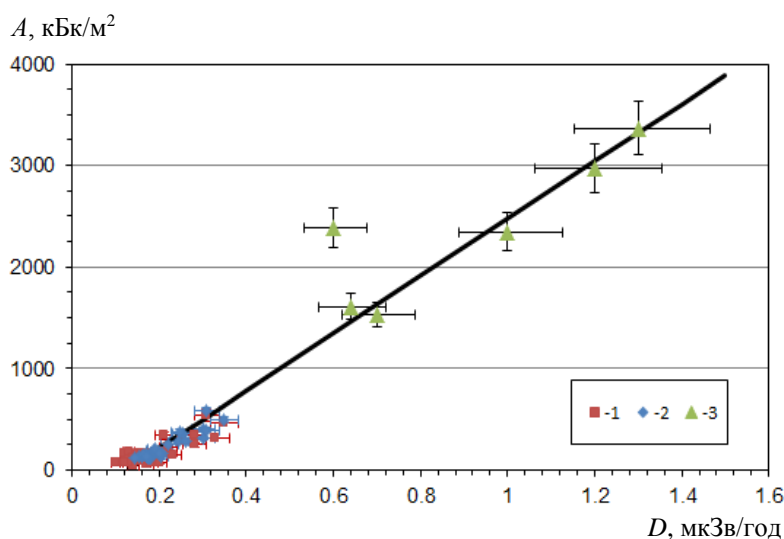


Рис. 1. Кореляційна залежність між ПАЕД і щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs на момент проведення вимірювань без урахування типу розподілу ймовірностей експериментальних величин: 1 – поле біля с. Рагівка; 2 – поле біля с. Осика; 3 – поле біля с. Христинівка. (Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

Таблиця 1. Параметри залежності (2) між ПАЕД і щільністю забруднення ґрунту ¹³⁷Cs на момент проведення вимірювань без урахування типу розподілу ймовірностей експериментальних величин

Територія	b_0		b_1		r	$s_{зал}$
	середнє	σ	середнє	σ		
Поліський і Народицький райони	-249,7	28,8	2828,1	84,2	0,97	156,9
Поле біля с. Осика	-218,4	42,4	2082,0	187,1	0,92	53,1
Поле біля с. Рагівка	-114,8	31,7	1519,2	165,8	0,84	63,1

Для того щоб при побудові залежності врахувати логнормальний тип розподілу ймовірностей можливих значень A і D , значення D було нормовано на величину $D_0 = 1$ мкЗв/год. На рис. 2 наведено результати статистичного аналізу тих самих даних, що й на рис. 1, але з урахуванням

логнормального розподілу ймовірностей експериментальних величин. У табл. 2 наведено всі характеристики параметрів залежності (4), а також коефіцієнт кореляції r і залишкове стандартне відхилення $s_{зал}$.

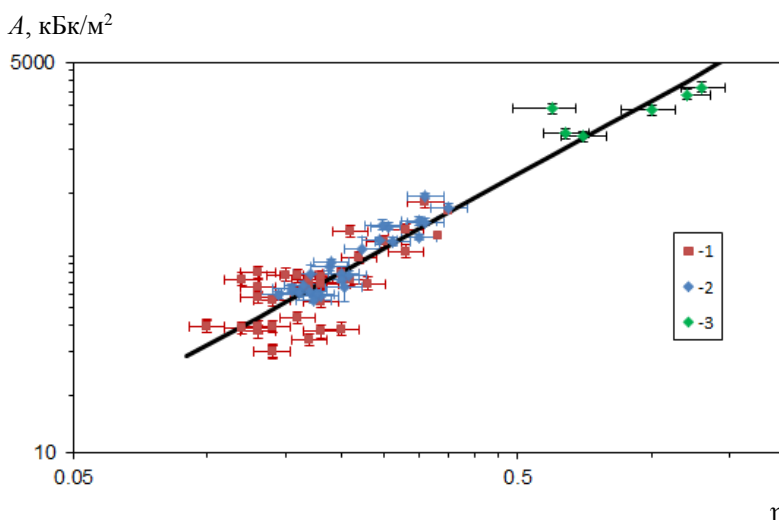


Рис. 2. Кореляційна залежність між η і щільністю забруднення ґрунту ¹³⁷Cs на момент проведення вимірювань з урахуванням логнормального розподілу ймовірностей спостережуваних величин:
 1 – поле біля с. Рагівка; 2 – поле біля с. Осика; 3 – поле біля с. Христинівка.
 (Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

Таблиця 2. Параметри залежності між ПАЕД і щільністю забруднення ґрунту ¹³⁷Cs на момент проведення вимірювань з урахування логнормального розподілу ймовірностей експериментальних величин

Територія	$Ln(Y_0)$		b'_1		r	$s_{зал}$
	середнє	σ	середнє	σ		
Поліський і Народицький райони	7,90	0,13	1,69	0,08	0,93	0,35
Поле біля с. Осика	8,20	0,32	1,83	0,20	0,91	0,19
Поле біля с. Рагівка	7,52	0,39	1,50	0,22	0,76	0,42

Для того щоб зіставити й порівняти прогностичні властивості регресійних моделей (2) і (4), було побудовано відповідні довірчі області, в яких будуть перебувати не менше 90 % індивідуальних прогнозованих значень щільності забруднення ґрунту ¹³⁷Cs. На рис. 3 вони наведені у двох варіантах – звичайному і логарифмічному. Це дозволяє спостерігати особливості прогнозування при малих і великих значеннях ПАЕД.

З наведеного рисунка видно, що модель (3) задовільно працює при великих значеннях ПАЕД і погано при малих, оскільки нижній довірчий інтервал набуває від’ємних значень, що суперечить

фізичній суті прогнозованої величини. Модель (4) не має таких недоліків, однак при великих значеннях ПАЕД вона дає консервативні оцінки меж довірчої області. Однією з причин цього може бути те, що в розглянутій сукупності вимірювань основна їхня кількість була виконана на ділянках з низькими значеннями ПАЕД. З табл. 1 і 2 видно, що для узагальнених моделей (параметри виділені кольором) величина залишкового стандартного відхилення має досить велике значення, що в основному визначає похибку прогнозування.

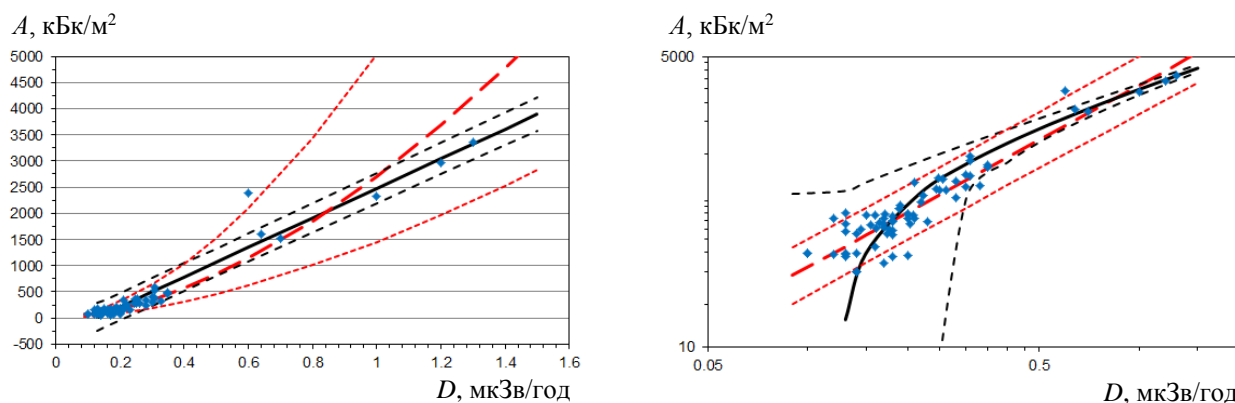


Рис. 3. Довірчі області, усередині яких буде перебувати 90 % всіх можливих прогнозованих значень щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs : - - - - - границі довірчої області для моделі (2); - - - - - границі довірчої області для моделі (4). (Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

Поліпшити прогностичні властивості моделей (2) і (4) для конкретного угіддя можна тільки використовуючи репрезентативну вибірку пов'язаних

вимірювань, що отримані тільки на цьому угідді. Прикладом цього є результати радіологічного обстеження полів біля с. Осика (рис. 4).

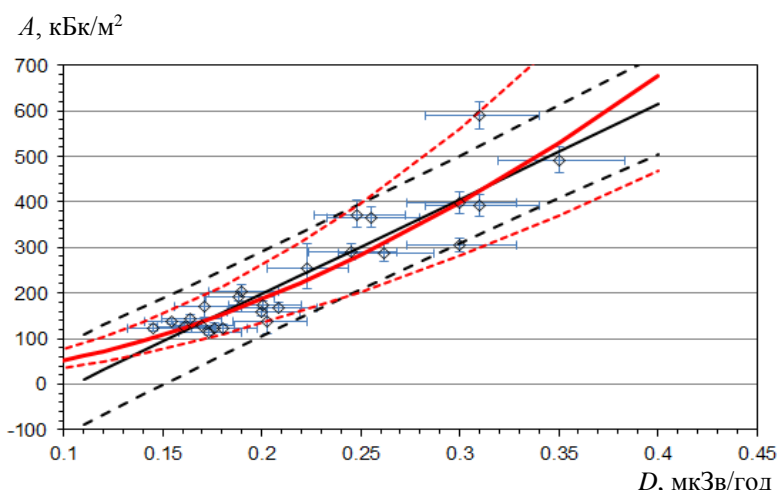


Рис. 4. Прогноз щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs на момент проведення вимірювань ПАЕД на полі біля с. Осика. (Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

Для цього випадку моделі (2) і (4) дають приблизно однакові результати для середніх значень щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs . Однак при малих значеннях ПАЕД для моделі (2) нижня довірча межа можливих значень іде в негативну область, що суперечить фізичній суті цієї характеристики радіоактивного забруднення.

4. Кореляційна залежність між щільністю забруднення ^{137}Cs і щільністю забруднення ^{90}Sr

Було зібрано, статистично оброблено та проаналізовано результати визначення щільності забруднення сільськогосподарських угідь ^{137}Cs і ^{90}Sr Поліського та Народицького районів, що були отримані протягом 2017 - 2020 рр. Вимірювання активності ^{137}Cs і ^{90}Sr проводилися в тих самих пробах (пов'язані вимірювання). Для аналізу відібрано тільки дані, отримані на угіддях,

переораних після аварії на ЧАЕС. Щоб уникнути впливу розпаду ізотопів, усі результати було перераховано на 2020 р.

Для прогнозування щільності забруднення угіддя ^{90}Sr ($Y = A_{^{90}\text{Sr}}$) по його щільності забруднення ^{137}Cs ($X = A_{^{137}\text{Cs}}$), як і в розділі 2, було використано дві моделі: без урахування в точці визначення типу розподілу можливих значень імовірностей щільності забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr (2) і в припущенні, що вони розподілені за логнормальним законом (4).

Результати аналізу показано на рис. 5. У табл. 3 наведено параметри характеристики (коефіцієнт кореляції r і залишкове стандартне відхилення $s_{\text{зал}}$) моделі (2) $Y = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot X$, а в табл. 4, відповідно, моделі (4) $Y = A_{^{90}\text{Sr}}^0 \cdot \varphi^{\alpha_1}$, $\varphi = ^{137}\text{Cs}(\text{кБк/м}^2)/1(\text{кБк/м}^2)$.

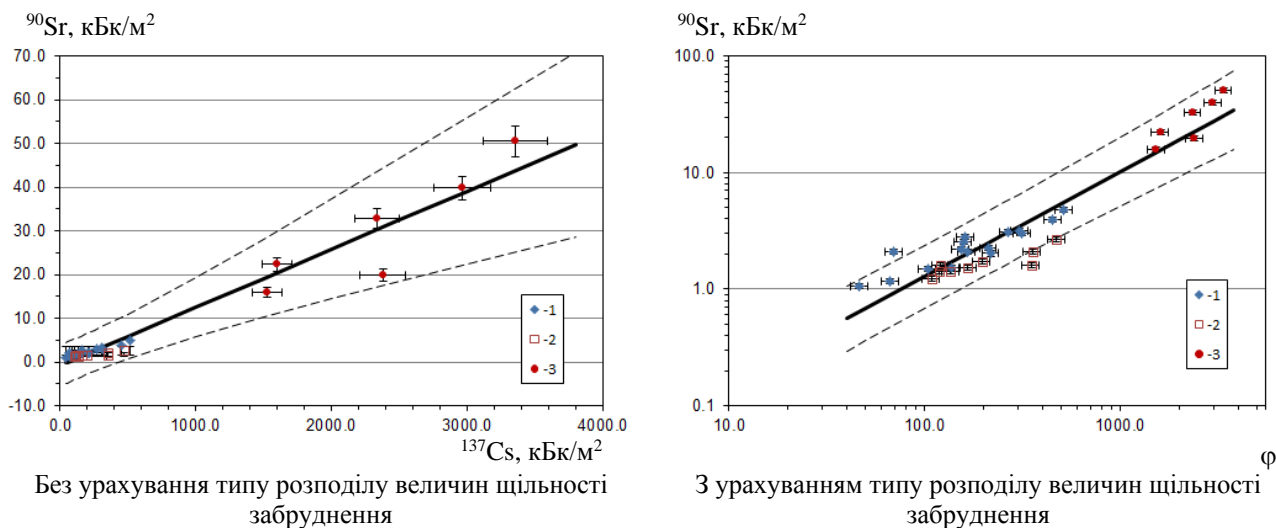


Рис. 5. Прогноз щільності забруднення ґрунту ^{90}Sr на 2020 р. на основі пов'язаних вимірювань ^{137}Cs і ^{90}Sr в тих самих пробах ґрунту: 1 – с. Рагівка; 2 – с. Осика; 3 – с. Христинівка. (Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

Таблиця 3. Параметри моделі (2) прогнозу щільності забруднення ґрунту ^{90}Sr на 2020 р. без урахування типу розподілу ймовірностей експериментальних величин

Територія	α_0		α_1		r	$s_{\text{зал}}$
	середнє	σ	середнє	σ		
Поліський і Народицький райони	-0,76	0,61	0,0133	0,0006	0,98	2,78
Поле біля с. Осика	1,06	0,15	0,0029	0,0006	0,89	0,22
Поле біля с. Рагівка	0,99	0,18	0,007	0,0007	0,93	0,37

Таблиця 4. Параметри моделі (4) прогнозу щільності забруднення ґрунту ^{90}Sr на 2020 р. у припущенні логнормального розподілу ймовірностей експериментальних величин

Територія	$\text{Ln}(A_{^{90}\text{Sr}}^0)$		α'_1		r	$s_{\text{зал}}$
	середнє	σ	середнє	σ		
Поліський і Народицький район	-3,92	0,33	0,91	0,06	0,94	0,37
Поле біля с. Осика	-1,35	0,43	0,35	0,08	0,86	0,13
Поле біля с. Рагівка	-2,02	0,37	0,55	0,07	0,90	0,19

Поліпшити прогностичні властивості моделей (2) і (4) (зменшити величину $s_{\text{зал}}$) для конкретного угіддя можна використовуючи тільки пов'язані вимірювання, що отримані тільки на цьому угідді. Однак це пов'язано зі значними матеріальними витратами на відбір досить великого числа проб ґрунту і вимірюванням у них активності ^{137}Cs і ^{90}Sr .

5. Співвідношення між щільністю забруднення ґрунту ^{90}Sr та ізотопами плутонію

У Законі України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» [3], відповідно до якого забруднена радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС територія України розділена на зони, конкретно не обумовлено, які саме ізотопи плутонію розглядаються. При оцінці щільності забруднення ґрунту ізотопами плу-

тонію і побудові відповідних карт у 1999 р. розглядалися ізотопи $^{239-240}\text{Pu}$ [12]. Для побудови карт було використано співвідношення $^{90}\text{Sr}/^{239-240}\text{Pu}$, середнє значення якого для території, забрудненої переважно конденсаційним компонентом випадань, на 1999 р. дорівнювало 147. У методичних рекомендаціях [13] розглядаються ізотопи $^{238,239,240}\text{Pu}$.

Радіоактивне забруднення сільськогосподарських угідь ^{90}Sr та ізотопами плутонію сформувалось як суперпозиція глобальних і чорнобильських випадань. Відповідно до досліджень [13] на сільськогосподарських угіддях, розташованих на території Поліського району Київської області та Народицького району Житомирської області, величини забруднення ґрунту ізотопами $^{238,239,240}\text{Pu}$ за рахунок Чорнобильської аварії близькі до величин забруднення цими радіонуклідами за рахунок глобальних випадань. Тому в даній роботі для оцінки щільності забруднення ґрунту ізотопами

^{238,239,240}Pu чорнобильського походження будемо використовувати відношення

$$K = \frac{{}^{90}\text{Sr}(\text{сум})}{{}^{238,239,240}\text{Pu}(\text{ч})}. \quad (5)$$

Оскільки компоненти відношення (5) є випадковими величинами, що розподілені за логнормальним законом розподілу ймовірностей, то величина *K* також матиме логнормальний розподіл. Параметри цього розподілу на основі даних [13] на 2020 р. рівні *GM* = 22, *GSD* = 1,49.

6. Оцінка щільності забруднення ґрунту ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr та ізотопами плутонію

Сільськогосподарське угіддя є засобом виробництва рослинницької продукції. Забруднення радіонуклідами цієї продукції (продуктів харчування людини, кормів тварин) повністю визначається ступенем забруднення ними відповідного сільськогосподарського угіддя. Увесь урожай рослинницької продукції, виробленої на одному угідді, як правило, змішується, і вміст радіонуклідів у ньому є випадковою величиною й описується відповідним законом розподілу ймовірностей.

У роботах [7 - 9] показано, що на безградієнтних за забрудненням угіддях щільність забруднення ґрунту ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr та ізотопами плутонію є випадковою величиною, яка має логнормальний закон розподілу ймовірностей і повністю характеризується середнім геометричним (медіаною) та геометричним стандартним відхиленням. Нерівномірно забруднені радіонуклідами сільськогосподарські угіддя можна розбити на безградієнтні за забрудненням ділянки, тоді на кожній

ділянці щільність поверхневого забруднення ґрунту радіонуклідом буде випадковою величиною з логнормальним законом розподілу ймовірностей [23]. Щільність забруднення ґрунту радіонуклідом угіддя в цілому також може бути охарактеризована випадковою величиною з логнормальним законом розподілу ймовірностей з відповідними параметрами: медіаною (середнім геометричним) $\bar{A}_z = \exp\left(\frac{1}{S} \sum_{i=1}^n S_i \cdot \text{Ln}(\bar{A}_z^i)\right)$ і геометричним стандартним відхиленням $GSD(A_z) = \exp\left(\sqrt{s_0^2 + s_c^2}\right)$, де *S_i* – площа *i*-ї ділянки угіддя; \bar{A}_z^i – медіана щільності забруднення ґрунту радіонуклідом на *i*-й ділянці; *s₀* – усереднена оцінка стандартного відхилення *Ln*(*A_z*) на безградієнтній за забрудненням ділянці (табл. 5); *s_c* – оцінка стандартного відхилення значень *Ln*(\bar{A}_z^i) для даного угіддя (варіабельність між безградієнтними за забрудненням ділянками).

Величина *s_c* може бути оцінена наступним чином. Методами геостатистичної інтерполяції (ординарний, регресійний кригінг) [18 - 20] будується сіткова функція для середніх значень *Ln*($\bar{A}_z(dx_i, dy_j)$) в осередках (ділянках) (*dx_i*, *dy_j*). Ділянки (*dx_i*, *dy_j*) через їхні невеликі розміри вважаємо безградієнтними за забрудненням. Величини *Ln*(\bar{A}_z^i) і *s_c* є статистичними характеристиками сіткової функції (QGIS SAGA GIS).

Таблиця 5. Усереднені оцінки стандартного відхилення *S₀* для чорнобильських радіоактивних випадань: *S* - площа відбору проби ґрунту; $\delta_{\text{вим}} \leq 10\%$ на рівні $\pm \text{STD}$ (починаючи з 2017 р.)

Радіонуклід	Умови, для яких одержана оцінка	<i>s₀</i>
¹³⁷ Cs	Точкові проби: <i>S</i> ≥ 0,005 м ² ; вимірювання ¹³⁷ Cs в ємності 100 см ³ або в посудині Марінеллі (1000 см ³)	0,29 ± 0,1
⁹⁰ Sr (²³⁹⁺²⁴⁰ Pu)	Точкові проби: <i>S</i> ≥ 0,005 м ² ; об'єм зразка 100 см ³	0,30 ± 0,1
¹³⁷ Cs	Об'єднані проби (5 точкових): 30-км зона ЧАЕС; <i>S</i> точкової проби 0,001 м ² ; вимірювання ¹³⁷ Cs в ємності 100 см ³ або в посудині Марінеллі (1000 см ³)	0,24 ± 0,07
⁹⁰ Sr (²³⁹⁺²⁴⁰ Pu)	Об'єднані проби (5 точкових): зона відчуження ЧАЕС; <i>S</i> точкової проби 0,001 м ² ; об'єм зразка 100 см ³	0,28 ± 0,08
¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr (²³⁹⁺²⁴⁰ Pu)	Об'єднані проби (5 точкових): конденсаційні і глобальні випадання за межами 30-км зони ЧАЕС; <i>S</i> точкової проби 0,001 м ² ; вимірювання ¹³⁷ Cs в ємності 100 см ³ або в посудині Марінеллі (1000 см ³), об'єм зразка для визначення активності ⁹⁰ Sr (²³⁹⁺²⁴⁰ Pu) 100 см ³	0,17 ± 0,04
Потужність дози	Середнє для потужності амбієнтного еквівалента дози гамма- і рентгеновського випромінювання (ПАЕД) при вимірюванні дозиметрами РКС-01 «СТОРА-ТУ» і ДРГ-01Т	0,12 ± 0,01

У даній роботі основою для оцінки статистичних характеристик щільності забруднення угід-

дя ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr та ізотопами плутонію є результати вимірювання ПАЕД і невеликої кількості резуль-

татів прямих вимірювань щільності забруднення ^{137}Cs , ^{90}Sr . При оцінці щільності забруднення угіддя ^{137}Cs , ^{90}Sr реалізуються два варіанти: при наявності результатів прямих вимірювань щільності забруднення ^{137}Cs , ^{90}Sr ; при відсутності результатів прямих вимірювань щільності забруднення ^{137}Cs , ^{90}Sr . У першому варіанті для оцінки щільності забруднення угіддя ^{137}Cs , ^{90}Sr використовується регресійний кригінг. У другому варіанті використовується чисто регресійний підхід (використовуються тільки залежності, див. розділ 2). Перший варіант також має два випадки: вибірки результатів прямих вимірювань щільності забруднення ^{137}Cs , ^{90}Sr репрезентативні; вибірки результатів прямих вимірювань нерепрезентативні (мають малий об'єм обсягу). У першому випадку при узагальненні результатів прямих і

непрямих вимірювань використовується регресія, що отримується на основі прямих вимірювань. У другому випадку при узагальненні результатів прямих і непрямих вимірювань використовується параметри усередненої регресії (див. рис. 1 і 2).

Оцінки середнього геометричного GM щільності забруднення угіддя ^{137}Cs , ^{90}Sr і відповідні значення S_c визначаються в QGIS процедурою «Статистика реєстрового шару» на основі сіткової функції $\bar{A}_z(dx_i, dy_j)$ або в SAGA GIS безпосередньо при побудові цієї функції. Оцінки стандартного відхилення логарифма щільності забруднення угіддя ^{137}Cs , ^{90}Sr $s_{Cs, Sr}$ обчислюються залежно від розглянутих вище варіантів і випадків (табл. 6).

Таблиця 6. Стандартне відхилення логарифма щільності забруднення s_{Cs} , s_{Sr}

Є результати прямих вимірювань щільності забруднення ^{137}Cs	Вибірki репрезентативні	$s_{Cs} = \sqrt{0,3^2 + s_c^2 + s_{3alD-Cs}^2}$
	Вибірki нерепрезентативні	$s_{Cs} = \sqrt{0,3^2 + s_c^2 + 0,39^2}$
Результатів прямих вимірювань щільності забруднення ^{137}Cs немає		$s_{Cs} = \sqrt{0,3^2 + s_c^2 + 0,39^2}$
Є результати прямих вимірювань щільності забруднення ^{90}Sr	Вибірki репрезентативні	$s_{Sr} = \sqrt{0,3^2 + s_c^2 + s_{3alD-Cs}^2 + s_{3alCs-Sr}^2}$
	Вибірka ^{90}Sr нерепрезентативна	$s_{Sr} = \sqrt{s_{Cs}^2 + 0,56^2}$
	Вибірka ^{137}Cs нерепрезентативна	$s_{Sr} = \sqrt{s_{Cs}^2 + s_{3alCs-Sr}^2}$
Результатів прямих вимірювань щільності забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr немає		$s_{Sr} = \sqrt{0,3^2 + s_c^2 + 0,39^2 + 0,56^2}$

Геометричне стандартне відхилення щільності забруднення угіддя ^{137}Cs обчислюються як $GSD_{Cs} = \exp(s_{Cs})$, ^{90}Sr як $GSD_{Sr} = \exp(s_{Sr})$. У табл. 6 для обчислення величин s_{Cs} , s_{Sr} використовується залишкові стандартні відхилення $s_{3alD-Cs}$ і $s_{3alCs-Sr}$. При використанні моделей (4) значення s_{3al} безпосередньо обчислюються при оцінці її параметрів (репрезентативні вибірки). Якщо вибірки нерепрезентативні або відсутні, результати прямих вимірювань значення $\bar{s}_{3alD-Cs}$ і $\bar{s}_{3alCs-Sr}$ беруться з табл. 2 і 4.

При використанні моделей (2) значення s_{3al} обчислюються на основі співвідношення $s_{3al} = \sqrt{\ln\left(\left(\frac{s_{3al}}{(b_0 + b_1 \cdot \bar{X})}\right)^2 + 1\right)}$, де \bar{X} – середнє значення характеристики X (D або A_{137Cs}) за результатами вимірювань. Якщо вибірки пов'язаних вимірювань $D-^{137}\text{Cs}$ репрезентативні, то значення s_{3al} безпосередньо обчислюються при

оцінці параметрів моделі. Якщо вибірки нерепрезентативні або відсутні, результати прямих вимірювань значення $\bar{s}_{3alD-Cs}$ і $\bar{s}_{3alCs-Sr}$ беруться з табл. 1 і 3.

Оцінки щільності забруднення ґрунту угіддя ізотопами $^{238,239,240}\text{Pu}$ на 2020 р. обчислюються як

$$GM_{238,239,240Pu} = \frac{GM_{90Sr}}{22},$$

$$GSD_{238,239,240Pu} = \exp\left(\sqrt{\ln(GSD_{90Sr})^2 + 0,4^2}\right).$$

Проілюструємо запропонований підхід на прикладі поля біля с. Рагівка. На цьому полі було виміряно значення ПАЕД в 703 точках, визначено значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs в 44 точках та значення щільності забруднення ґрунту ^{90}Sr в 16 точках. Відбір проб і вимірювання проводилися в 2017 - 2019 рр. Вибірki результатів вимірювання ^{137}Cs і ^{90}Sr репрезентативні. Оцінки середнього геометричного GM щіль-

ності забруднення угіддя ^{137}Cs , ^{90}Sr і відповідні значення s_c визначаються на основі сіткової функції (grid) з кроком $\approx dx = 10$, $dy = 15$ м. Резуль-

тати розрахунків наведено в табл. 7. Розподіл щільності забруднення ^{90}Sr в межах поля наведено на рис. 6.

Таблиця 7. Статистичні характеристики щільності забруднення ^{137}Cs , ^{90}Sr та ізотопами плутонію поля біля с. Рагівка у перерахунку на 2020 р.

Тип моделі	^{137}Cs		^{90}Sr		$^{238,239,240}\text{Pu}$	
	GM , кБк/м ²	GSD	GM , кБк/м ²	GSD	GM , кБк/м ²	GSD
Модель (2)	133,0	2,23	1,95	2,29	0,090	2,51
Модель (4)	130,3	2,17	1,93	1,61	0,089	1,86

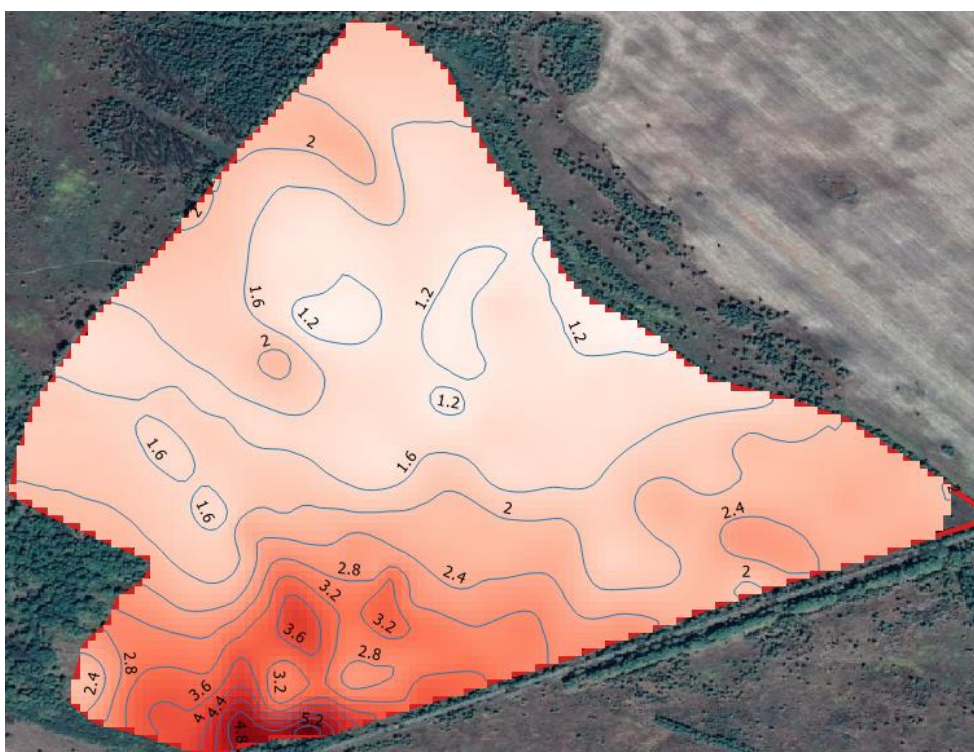


Рис. 6. Щільність забруднення поля біля с. Рагівка ^{90}Sr на 2020 р.

З табл. 7 видно, що модель без урахування типу розподілу ймовірностей спостережуваних величин і модель з урахуванням логнормального розподілу ймовірностей спостережуваних величин дають приблизно однакові оцінки медіани щільності забруднення поля радіонуклідами. Але модель з урахуванням логнормального розподілу ймовірностей спостережуваних величин в цілому дає менші значення GSD .

7. Висновки

На основі методів геостатистичного аналізу і залежностей між характеристиками радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь запропоновано й апробовано економічно невитратний підхід до оцінки щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs , ^{90}Sr та ізотопами плутонію з контрольованою похибкою. Для його практичної реалізації на основі численних даних для західного

сліду чорнобильських радіоактивних випадань отримано достовірні залежності: потужність амбієнтного еквівалента дози – щільність забруднення ^{137}Cs ; щільність забруднення ^{137}Cs – щільність забруднення ^{90}Sr .

Запропонована методологія дозволяє оперативно з мінімальними витратами оцінювати щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , ^{90}Sr та ізотопами плутонію на сільськогосподарських угіддях з нерівномірним розподілом їх по площі та істотно поліпшити репрезентативність оцінок щільності забруднення. Це дає змогу більш обґрунтовано приймати рішення по радіологічній реабілітації забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь і поверненні їх у господарське використання.

Дослідження проведені в рамках науководослідних тем № 110/1-2020, № 110/12-2020 за фінансової підтримки МОН України.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. *Twenty-five Years after Chernobyl Accident: Safety for the Future* (Kyiv: KIM, 2011) 328 p.
2. *Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення*. В.І. Холоша (ред.) (К.: Вета, 2008) 54 с.
3. Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» від 27.02.91 р. № 791а-ХІІ. *Відомості Верховної Ради УРСР* 16 (1991) ст. 198.
4. Закон України «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи» від 28.02.91 р. № 797-ХІІ. *Відомості Верховної Ради УРСР* 16 (1991) ст. 201.
5. I. Labunska et al. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 1. Human dietary exposure to Caesium-137 and possible mitigation measures. *Environment International* 117 (2018) 250.
6. Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. Гігієнічний норматив ГН 6.6.1.1-130-2006. *Офіційний вісник України* 29 (2006) 142.
7. Ю.В. Хомутинин, В.А. Кашпаров, Е.И. Жебровская. *Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге* (К.: ВПОЛ, 2001) 160 с.
8. Ю.В. Хомутинин. Оптимизация пробоотбора при оценке плотности радиоактивных выпадений. *Ядерная физика та енергетика* 1(9) (2003) 145.
9. Ю.В. Хомутинин, С.С. Левчук, В.В. Павлюченко. Оптимизация відбору проб ґрунту при картуванні щільності радіоактивних випадень. *Вісник Житомир. ун-ту* 3(1) (55) (2016) 74.
10. Yu. Khomutinin et al. Optimising sampling strategies for emergency response: Soil sampling. *Journal of Environment Radioactivity* 222 (2020) 106344.
11. V.A. Kashparov et al. Soil contamination with ^{90}Sr in the near zone of the Chernobyl accident. *Journal of Environment Radioactivity* 56(3) (2001) 285.
12. V.A. Kashparov et al. Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout. *Science of the Total Environment* 317(1-3) (2003) 105.
13. Методичні рекомендації по проведенню експертної оцінки радіоактивно-забруднених земель сільськогосподарського призначення для повернення їх у виробництво (К., 2020).
14. Ю.В. Хомутинин и др. Оперативное картографирование загрязненных радионуклидами территорий *Ядерная та радіаційна безпека* 3 (2019) 51.
15. С.А. Айвазян. *Прикладная статистика. Исследование зависимостей* (Москва: Финансы и статистика, 1985) 488 с.
16. М. Кендалл, А. Стюарт. *Статистические выводы и связи*. Т. 2 (Москва: Наука, Физматлит, 1973) 899 с.
17. А.А. Афифи, С.П. Эйзен. *Статистический анализ: Подход с использованием ЭВМ*. Пер. с англ. (Москва: Мир, 1982) 488 с.
18. В.В. Демьянов, Е.А. Савельева. *Геостатистика: теория и практика* (Москва: Наука, 2010) 327 с.
19. T. Hengl, G. Heuvelink, A. Stein. A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression kriging. *Geoderma* 120(1-2) (2004) 75.
20. T. Hengl, G.B.M. Heuvelink, D.G. Rossiter. About regression kriging: From equations to case studies. *Computers & Geosciences* 33 (2007) 1301.
21. B. Sansoni, R. Iyer, R. Kurth. Concentration of analytical data as part of data processing in trace element analysis. *Fresenius Zeitschr. Anal. Chem.* 306 (1981) 212.
22. B. Markert. Sample preparation (cleaning, drying, homogenization) for trace element analysis in plant matrices. *Science of the Total Environment* 176(1-3) (1995) 45.
23. Ю.В. Хомутинин та ін. Картографування забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь для повернення їх у господарське використання. *Ядерная физика та енергетика* 20(3) (2019) 285.

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

Ukrainian Institute of Agricultural Radiology of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

*Corresponding author: khomutinin@gmail.com

OPERATIVE ASSESSMENT OF RADIOACTIVE CONTAMINATION OF AGRICULTURAL LAND FOR THEIR RETURN TO USE

Significant regression dependencies between ambient equivalent dose rate and ^{137}Cs contamination density, as well as between ^{137}Cs and ^{90}Sr contamination densities were obtained. An economically inexpensive approach to estimating the density of soil contamination by ^{137}Cs , ^{90}Sr , and plutonium isotopes with controlled uncertainties has been proposed and tested. The approach allows also the immediate evaluation of the density of radionuclide soil contamination even if there is a contamination gradient within the agricultural land.

Keywords: ^{137}Cs , ^{90}Sr , soil, radioactive contamination, Chernobyl accident.

REFERENCES

1. *Twenty-five Years after Chernobyl Accident: Safety for the Future* (Kyiv: KIM, 2011) 328 p.
2. *Radiological Condition of the Territories Referred to the Zones of Radioactive Contamination*. V.I. Kholosha (ed.) (Kyiv: Veta, 2008) 54 p. (Ukr)
3. Law of Ukraine "On the Legal Regime of the Territory Suffered from Radioactive Contamination as a Result of the Chernobyl Accident" of February 27, 1991 No. 791a-XII. *Vidomosti Verkhovnoyi Rady URSR 16 (1991) Art. 198*. (Ukr)
4. Law of Ukraine "On the Status and Social Protection of Citizens Suffered from the Chernobyl Accident" of February 28, 1991 No. 797-XII. *Vidomosti Verkhovnoyi Rady URSR 16 (1991) Art. 201*. (Ukr)
5. I. Labunska et al. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 1. Human dietary exposure to Caesium-137 and possible mitigation measures. *Environment International 117 (2018) 250*.
6. State hygienic standards. Permissible levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr radionuclides in food and drinking water. Hygienic Standard HS 6.6.1.1-130-2006. *Ofitsiynyy Visnyk Ukrayiny 29 (2006) 142*. (Ukr)
7. Yu.V. Khomutinin, V.A. Kashparov, E.I. Zhebrovskaya. *Optimization of Sampling and Measurements of Samples during Radioecological Monitoring* (Kyiv: VIPOL, 2001) 160 p. (Rus)
8. Yu.V. Khomutinin. Optimization of sampling for assessment of contamination density by local territory radionuclides. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy) 1(9) (2003) 145*. (Rus)
9. Yu.V. Khomutinin, S.E. Levchuk, V.V. Pavlyuchenko. Optimization of soil sampling in the mapping of radioactive fallout density. *Visnyk Zhytomyrskoho Universytetu 3 (1) (55) (2016) 74*. (Ukr)
10. Yu. Khomutinin et al. Optimising sampling strategies for emergency response: Soil sampling. *Journal of Environment Radioactivity 222 (2020) 106344*.
11. V.A. Kashparov et al. Soil contamination with ^{90}Sr in the near zone of the Chernobyl accident. *Journal of Environment Radioactivity 56(3) (2001) 285*.
12. V.A. Kashparov et al. Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout. *Science of the Total Environment 317(1-3) (2003) 105*.
13. Methodical recommendations for expert assessment of radioactively contaminated agricultural lands for their return to production (Kyiv, 2020). (Ukr)
14. Yu.V. Khomutinin et al. Operational mapping of areas contaminated with radionuclides. *Yaderna ta Radiatsiyna Bezpeka (Nuclear and Radiation Safety) 3 (2019) 51*. (Rus)
15. S.A. Ayvazyan. *Applied Statistics. Dependency Research* (Moskva: Finansy i statistika, 1985) 488 p. (Rus)
16. M. Kendall, A. Stewart. *Statistical Conclusions and Communications*. Vol. 2 (Moskva: Nauka, Fizmatlit, 1973) 899 p. (Rus)
17. A.A. Afifi, S.P. Azen. *Statistical Analysis: A Computer Oriented Approach*. Translation from English (Moskva: Mir, 1982) 488 p. (Rus)
18. V.V. Demyanov, E.A. Savelieva. *Geostatistics: Theory and Practice* (Moskva: Nauka, 2010) 327 p. (Rus)
19. T. Hengl, G. Heuvelink, A. Stein. A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression kriging. *Geoderma 120(1-2) (2004) 75*.
20. T. Hengl, G.B.M. Heuvelink, D.G. Rossiter. About regression kriging: From equations to case studies. *Computers & Geosciences 33 (2007) 1301*.
21. B. Sansoni, R. Iyer, R. Kurth. Concentration of analytical data as part of data processing in trace element analysis. *Fresenius Zeitschr. Anal. Chem. 306 (1981) 212*.
22. B. Markert. Sample preparation (cleaning, drying, homogenization) for trace element analysis in plant matrices. *Science of the Total Environment 176(1-3) (1995) 45*.
23. Yu.V. Khomutinin et al. Mapping of radionuclide-contaminated agricultural land to make them available for use. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy) 20(3) (2019) 285*. (Ukr)

Надійшла/Received 28.10.2020