

О. В. Михайлов

Інститут проблем безпеки АЕС НАН України, вул. Кірова, 36а, Чорнобиль, 07270, Україна

Результати верифікації радіонуклідного вектора для характеристики твердих радіоактивних відходів ЧАЕС, що спрямовуються на захоронення

Ключові слова:

тверді радіоактивні відходи, Чорнобильська АЕС, радіонукліди, що важко вимірюються, реперні радіонукліди, питома активність, коефіцієнт кореляції, радіонуклідний вектор

У роботі протестовано алгоритм оновлення (верифікації) коефіцієнтів радіонуклідного вектора (КРВ), встановленого у 2018 році і призначеного для характеристики експлуатаційних твердих радіоактивних відходів Чорнобильської АЕС (ТРВ ЧАЕС) за методологією Міжнародного агентства з атомної енергії. Для ^{90}Sr , ^{94}Nb , ^{241}Am , ^{14}C , ^3H та $^{235,238}\text{U}$ визначені нові значення КРВ з урахуванням введення в дію нового підходу до сортування ТРВ ЧАЕС на потоки. Для ізотопів урану $^{235,238}\text{U}$ виявлено високий ступінь кореляційного зв'язку між їхнім вмістом, який спостерігається в усіх матеріалах ТРВ незалежно від того, до горючих чи негорючих експлуатаційних відходів ЧАЕС вони належать. За результатами тестування із застосуванням t -статистики Стьюдента встановлено, що для ТРВ, що тимчасово зберігаються у східному та західному відсіках сховища ТРВ ЧАЕС, можуть бути застосовані однакові значення КРВ. Відходи слід розділяти лише на негорючі чи горючі матеріали.

Вступ

У 2018 році були розпочаті спільні науково-практичні роботи спеціалістів Інституту проблем безпеки атомних електростанцій Національної академії наук України (ІПБ АЕС НАНУ) і Державного спеціалізованого підприємства «Чорнобильська атомна електростанція» (ДСП ЧАЕС) з метою впровадження в технологічні процеси з характеристики твердих радіоактивних відходів (ТРВ) ЧАЕС у промисловому комплексі з поводження з ТРВ (ПКПТРВ) сучасних методів, побудованих на використанні радіонуклідних векторів за методологією Міжнародного агентства з атомної енергії (МАГАТЕ) [1, 2]. Це було пов'язано з тим, що встановлене на ПКПТРВ обладнання та програмне забезпечення системи радіаційно-технологічного контролю (СРТК) не дозволяли коректно визначати питому та сумарну

активність радіонуклідів, що підлягають контролю в упаковках з ТРВ відповідно до критеріїв прийняття на захоронення, діючих у Зоні відчуження [3]. Переважна частина радіонуклідів з-поміж тих, що підлягають обов'язковій паспортизації, є альфа- та бета-випромінювачами, питому активність (вміст) яких неможливо виміряти безпосередньо в контейнері за допомогою СРТК ПКПТРВ. Такі нукліди прийнято називати радіонуклідами, що важко вимірюються (РВВ) (англ. difficult-to-measure nuclides) [4]. У світовій практиці проблему з паспортизацією РВВ у складі ТРВ рекомендують вирішувати методом scaling factors (SF) — коефіцієнтів масштабування (КМ), визначаючи для кожного РВВ середнє значення SF (SF) як середнє відношення вмісту РВВ до вмісту реперних радіонуклідів (РР), або із застосуванням регресійних залежностей (correlation function — CF) між логарифмами їхнього вмісту [1, 2, 4–8]. Зазвичай

© О. В. Михайлов, 2022

РР обирають із радіонуклідів, вміст яких можна легко виміряти безпосередньо в упаковках за допомогою штатних систем контролю, наприклад спектрометрів гамма-випромінювання. Набір SF має назву радіонуклідного вектора (РВ) [2, 8]. Певний РВ застосовується до одного потоку ТРВ чи одночасно до кількох, якщо це підтверджується відповідними розрахунками. Далі за текстом відповідно до методики встановлення РВ [2] для SF , що призначається для паспортизації питомої та сумарної активності РВВ у партії ТРВ, буде застосовуватися назва «коефіцієнт РВ» (КРВ).

Перший РВ для експлуатаційних ТРВ ЧАЕС було встановлено за результатами дослідження 70 проб різних матеріалів, накопичених і законсервованих у сховищі ТРВ ЧАЕС (східному відсіку) ще до аварії 4-го енергоблока ЧАЕС у квітні 1986 року [1]. Методика проведення робіт з пробовідбору зразків ТРВ, перелік та опис вимірювального обладнання, що використовувалося, методи та алгоритми обробки експериментальних даних детально представлені в [1, 9]. Аналогічну роботу було виконано для оцінки поверхневого радіоактивного забруднення металу зі складу обладнання, що демонтується під час виведення ЧАЕС з експлуатації [10]. Одночасно в ІПБ АЕС НАН України були розпочаті роботи з розробки методичних документів щодо порядку встановлення і застосування РВ для характеристики експлуатаційних ТРВ ЧАЕС. Враховуючи міжнародний досвід, методика [2], затверджена у 2020 році, передбачала проведення регулярної або епізодичної перевірки діючих КРВ (верифікації) за даними, отриманими після повторного пробовідбору зразків ТРВ.

Новий масив даних стосовно вмісту радіонуклідів в експлуатаційних ТРВ ЧАЕС було отримано для західного відсіку сховища ТРВ ЧАЕС (СТВ ЧАЕС) за результатами відбору і дослідження 114 проб від матеріалів, віднесених до чотирьох окремих потоків відходів [11]. На етапі аналізу результатів вимірювань було встановлено, що особливості радіонуклідного забруднення ТРВ у досліджених відсіках сховища ТРВ ЧАЕС багато в чому схожі, що може бути характерною рисою експлуатаційних відходів, утворених за період нормальної роботи енергоблоків ЧАЕС. Але для обґрунтування необхідності оновлення РВ за новими даними або у продовженні його використання з урахуванням поправки на значення КРВ унаслідок радіоактивного розпаду РР, необхідно було провести додаткове дослідження, яке планувалося виконати на наступному етапі робіт. У той же час у методиці [2] процедура верифікації РВ не була деталізована,

оскільки цього не передбачали завдання документу. Після 2018 року ніяких уточнень або оновлення значень КРВ не проводилося, хоча в різних країнах світу це здійснюють регулярно. Таким чином, розробка алгоритму верифікації РВ і тестування методичних підходів до визначення нових значень КРВ є актуальним завданням і потребує виконання за умови наявності нових даних щодо вмісту нуклідів у ТРВ ЧАЕС.

Метою роботи є проведення верифікації радіонуклідних векторів, встановлених раніше для паспортизації партій ТРВ ЧАЕС на ПКПТРВ, із залученням відомих методичних підходів.

Методика досліджень і верифікації коефіцієнтів радіонуклідного вектора

У документах МАГАТЕ та іншій літературі [4, 7, 8, 12] зазначається, що для надійної реалізації методу scaling factors необхідно епізодично або періодично переглядати встановлені раніше РВ і оновлювати значення КРВ (update), якщо це вважається за необхідне. Частота верифікації валідності (to verify the validity), іншими словами — перевірки чинності попередньо встановлених значень КРВ, у різних країнах може становити від одного до п'яти років, найчастіше від півтора до двох років. Відомі дані свідчать, що відношення між вмістом радіонуклідів у спектрі забруднення різних матеріалів можуть залишатися стабільними протягом тривалого періоду експлуатації АЕС, не виключаючи різких змін умов роботи станції та методів її експлуатації [4].

За даними літератури, наприклад у [4, 5, 7, 8, 12], верифікація встановлених раніше РВ для застосування до нової партії відходів у межах відомого або нового потоку ТРВ виконується в процесі спеціального статистичного дослідження (тесту). Аналогічний тест застосовують і для вирішення питання стосовно можливості об'єднання двох або більше потоків ТРВ в один. У вибірці експериментальних даних, отриманих для нової партії ТРВ, визначають відповідні значення КРВ, тобто SF . Після цього для кожного РВВ за t -статистику Стьюдента оцінюють значущість різниці між SF , визначеними за попередніми і новими результатами вимірювань [4, 7, 12].

Якщо значущої різниці між SF , що порівнювалися (зазвичай у межах 95% довірчого інтервалу), не встановлено, це дає підстави зробити такі висновки. Якщо результати верифікації належать до одного потоку ТРВ, то немає особливої потреби в оновленні КРВ (немає доказів наявності значної зміни відносно

до попередніх даних) і його можна застосовувати й надалі для характеристики ТРВ, від яких були відібрані проби. Об'єднання вибірок і визначення нового значення КРВ за сумою даних (попередні + нові) у межах одного потоку ТРВ має сенс лише в тому випадку, коли це призводить до звуження дисперсії \overline{SF} . Коли об'єктом порівняння є дані, що належать до різних потоків ТРВ, вищенаведений результат перевірки дає підстави вважати, що досліджені вибірки є частинами однієї генеральної сукупності випадкових даних, окремі потоки можна об'єднати й надалі використовувати для паспортизації РВВ один КРВ. З практичної точки зору це може зменшити навантаження на персонал, який вимушений сортувати матеріал і завантажувати його в окремі контейнери за потоками. Якщо зі статистичної точки зору різниця між \overline{SF} , що порівнювались, є значною, необхідність проведення вищенаведених дій відпадає, і в такому випадку слід використовувати для різних потоків ТРВ окремі значення КРВ.

Об'єктами нашого дослідження були експлуатаційні ТРВ ЧАЕС, зразки від яких були відібрані і вивчені на вміст радіонуклідів раніше, а результати їх досліджень та аналізу були опубліковані в наших попередніх роботах [1, 9, 11]. Однак на відміну від даних, отриманих для ТРВ східного відсіку СТВ ЧАЕС, для західного відсіку оцінку значень \overline{SF} з метою визначення КРВ і побудови нового РВ не було зроблено. Це планувалося виконати за результатами наступного етапу досліджень. Крім цього, для сортування зразків за потоками в роботах [1, 9] і [11] були застосовані різні підходи до віднесення матеріалів до потоків ТРВ: для східного відсіку — у проекті методики [2], а для західного — в остаточній її редакції. Враховуючи останнє, для коректного виконання процедури верифікації РВ результати вимірювань для східного відсіку були перегруповані з наповненням потоків матеріалами, як і в західному відсіку: до негорючих і горючих ТРВ. Результати вимірювань у вигляді <МДА (менше значення мінімально детектованої активності) із розрахунків виключалися.

Послідовність дій щодо визначення КРВ за величиною середньгеометричного або середньоарифметичного \overline{SF} детально викладено в роботі [1]. Застосування критерію Граббса для визначення аномальних результатів у розподілі даних проводилось аналогічно процедурі, наведеної у роботі [9]. Тестування на відсутність/наявність істотної різниці між \overline{SF} виконували для однакових потоків ТРВ східного та західного відсіків СТВ, і окремо для негорючих і горючих ТРВ східного відсіку для перевірки коректності раніше визначених КРВ для побудови першого РВ.

Регресійний аналіз логарифмів вмісту РВВ та РР із визначенням парних коефіцієнтів кореляції Пірсона (КК), оцінку надійності КК та параметрів функціональної залежності між вмістом радіонуклідів проводили відповідно до [9, 13]. Необхідний обсяг розрахунків виконували із застосуванням персонального комп'ютера з ОС Windows 7 і версією Microsoft Office Excel 2003 SP3.

Процедура порівняння двох \overline{SF} із метою встановлення наявності чи відсутності істотної різниці між ними була такою. Відповідно до [4, 7] для перевірки статистичної гіпотези про те, що між двома \overline{SF} немає істотної різниці (нульова гіпотеза), застосовувався двовибірковий t -тест (two-sample t -test). При цьому два значення \overline{SF} могли відноситись як до одного потоку (одне — за попередніми, а інше — за новими результатами вимірювань), так і до різних, що для процедури порівняння не має принципового значення. Параметр t -статистики (Ст'юдента) розраховували як

$$t = \frac{|\overline{SF}_1 - \overline{SF}_2|}{S} \sqrt{\frac{n_1 \cdot n_2}{n_1 + n_2}}, \quad (1)$$

де \overline{SF}_1 і n_1 — середньгеометричне \overline{SF} і кількість даних у вибірці 1; \overline{SF}_2 і n_2 — середньгеометричне \overline{SF} і кількість даних у вибірці 2; S — корінь квадратний із об'єднаної дисперсії:

$$S^2 = \frac{(n_1 - 1) \cdot S_1^2 + (n_2 - 1) \cdot S_2^2}{n_1 + n_2 - 2}, \quad (2)$$

де S_1^2 і S_2^2 — дисперсії \overline{SF}_1 і \overline{SF}_2 у вибірках 1 і 2 відповідно.

Розрахована за формулою (1) величина t порівнювалася з його критичними значеннями, взятими з [13] відповідно до обраного рівня значущості ($\alpha = 0,05$) і числа ступенів свободи n ($n = n_1 + n_2 - 2$). Якщо умови нерівності $t < t_{\alpha, n}$ виконувались, за результатом перевірки визнавалось, що \overline{SF}_1 і \overline{SF}_2 істотно не відрізняються. Якщо результати перевірки, яку проводили для порівняння двох \overline{SF} , відповідали попереднім і новим результатам вимірювань у межах одного потоку, такий результат розглядався як основа для висновку про відсутність необхідності оновлення \overline{SF}_1 на \overline{SF}_2 , оскільки в цьому випадку не можна стверджувати, що значення \overline{SF} змінилося за будь-яких обставин. Якщо перевірка проводилася для порівняння \overline{SF}_1 і \overline{SF}_2 , що відповідали результатам вимірювань ТРВ, віднесених до окремих потоків 1 та 2, такий резуль-

тат розглядався як основа для іншого висновку: дані обох вибірок належать до однієї генеральної сукупності випадкових даних, потоки 1 і 2 можна об'єднати в один і застосовувати інтегральне значення SF_{12} до ТРВ без їх розділення. У протилежному випадку, якщо умови нерівності $t < t_{\alpha, n}$ не виконувались (тобто $t > t_{\alpha, n}$), це вважалося підтвердженням того факту, що SF_1 і SF_2 не випадково відрізняються один від одного і розбіжність між ними достовірно значуща. Це розглядалось як основа визнання факту, що до вибірок даних, що порівнювалися, слід застосовувати значення SF_1 і SF_2 окремо.

Результати та обговорення

На етапі попереднього аналізу результатів вимірювань було встановлено, що радіоактивне забруднення ТРВ у досліджених відсіках СТВ ЧАЕС визначається однаковим спектром із кількох нуклідів (^{137}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{94}Nb , ^{235}U , ^{238}U , ^{241}Am , ^3H та ^{14}C), і це є характерною рисою експлуатаційних відходів, які утворилися в період нормальної роботи енергоблоків ЧАЕС з 1978 до 1986 року [11]. Питома активність (вміст) інших радіонуклідів, що підлягають обов'язковій паспортизації, не перевищує значення МДА [9, 11]. Наведені в табл. 1 дані, що відповідають сортуванню на негорючі і горючі ТРВ, підтверджують, що ТРВ в обох відсіках багато в чому схожі й за діапазонами рівнів радіонуклідного забруднення. Однак середня питома активність (вміст) ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{94}Nb та ^{241}Am у ТРВ у західному відсіку суттєво вища порівняно зі східним, а ізотопів ^{235}U , ^{238}U — навпаки, нижча.

У табл. 2 наведені результати оцінки SF (КРВ) для РВВ, вміст яких у потоках ТРВ корелює зі вмістом РР, а в табл. 3 — дані щодо значень SF (КРВ) для РВВ, між вмістом яких і вмістом РР у ТРВ кореляції не було встановлено. Значення SF для східного відсіку відповідають результатам розрахунків за новим підходом до сортування ТРВ на негорючі (1+2+3) та горючі (4) відходи. Підкресленими є значення SF , які були використані як КРВ для побудови першого РВ [1].

Величина оціненої дисперсії середньгеометричного SF (D), наведена в табл. 2 і 3 в дужках, була порівняна зі значенням кількісного критерію для оцінки ступеня прийнятності використання цього статистичного параметра розподілу даних. Відповідно до рекомендацій МАГАТЕ, середньгеометричне значення SF слід використовувати для паспортизації РВВ, якщо значення D не перевищує 10 (для 95,5 % довірчого інтервалу SF). Якщо $D > 10$, для оцінки

Таблиця 1. Характеристика спектру забруднення твердих радіоактивних відходів ЧАЕС експлуатаційного походження у східному (с) і західному (з) відсіках сховища ТРВ ДСП ЧАЕС

Радіонукліди	Потік ТРВ	Відсік СТВ	Питома активність, Бк/кг		
			мінімальна	максимальна	середня
^{137}Cs	1+2+3	с	10	$4,8 \cdot 10^{+5}$	$2,5 \cdot 10^{+4}$
		з	$2,6 \cdot 10^{+2}$	$5,8 \cdot 10^{+5}$	$3,6 \cdot 10^{+4}$
	4	с	$1,8 \cdot 10^{+2}$	$2,4 \cdot 10^{+5}$	$2,1 \cdot 10^{+4}$
		з	$1,8 \cdot 10^{+2}$	$3,8 \cdot 10^{+6}$	$2,6 \cdot 10^{+5}$
^{60}Co	1+2+3	с	8,6	$5,9 \cdot 10^{+3}$	$6,2 \cdot 10^{+2}$
		з	5,4	$1,3 \cdot 10^{+5}$	$7,8 \cdot 10^{+3}$
	4	с	36	$5,4 \cdot 10^{+3}$	$1,0 \cdot 10^{+3}$
		з	62	$1,6 \cdot 10^{+5}$	$1,5 \cdot 10^{+4}$
^{94}Nb	1+2+3	с	1,5	$8,2 \cdot 10^{+2}$	$1,5 \cdot 10^{+2}$
		з	5,8	$1,5 \cdot 10^{+5}$	$6,8 \cdot 10^{+3}$
	4	с	15	$9,5 \cdot 10^{+2}$	$2,4 \cdot 10^{+2}$
		з	17	$3,9 \cdot 10^{+4}$	$4,0 \cdot 10^{+3}$
^{241}Am	1+2+3	с	16	$3,9 \cdot 10^{+3}$	$1,1 \cdot 10^{+3}$
		з	14	$1,1 \cdot 10^{+4}$	$1,1 \cdot 10^{+3}$
	4	с	97	$5,1 \cdot 10^{+3}$	$7,9 \cdot 10^{+2}$
		з	45	$2,0 \cdot 10^{+4}$	$3,0 \cdot 10^{+3}$
^{90}Sr	1+2+3	с	67	$9,4 \cdot 10^{+4}$	$1,1 \cdot 10^{+4}$
		з	77	$1,1 \cdot 10^{+5}$	$1,2 \cdot 10^{+4}$
	4	с	$1,5 \cdot 10^{+2}$	$1,3 \cdot 10^{+5}$	$9,5 \cdot 10^{+3}$
		з	62	$4,3 \cdot 10^{+5}$	$3,2 \cdot 10^{+4}$
^{14}C	1+2+3	с	99	$1,8 \cdot 10^{+2}$	$1,4 \cdot 10^{+2}$
		з	98	$1,3 \cdot 10^{+2}$	$1,1 \cdot 10^{+2}$
	4	с	$1,1 \cdot 10^{+2}$	$1,7 \cdot 10^{+2}$	$1,4 \cdot 10^{+2}$
		з	$1,1 \cdot 10^{+2}$	$1,6 \cdot 10^{+2}$	$1,4 \cdot 10^{+2}$
^3H	1+2+3	с	$2,1 \cdot 10^{+2}$	$3,6 \cdot 10^{+3}$	$1,7 \cdot 10^{+3}$
		з	$4,7 \cdot 10^{+2}$	$3,5 \cdot 10^{+3}$	$1,3 \cdot 10^{+3}$
	4	с	98	$3,4 \cdot 10^{+3}$	$1,7 \cdot 10^{+3}$
		з	$5,1 \cdot 10^{+2}$	$3,7 \cdot 10^{+3}$	$1,6 \cdot 10^{+3}$
^{235}U	1+2+3	с	0,12	0,67	0,35
		з	0,02	0,28	0,12
	4	с	0,07	0,63	0,28
		з	0,01	0,51	0,12
^{238}U	1+2+3	с	1,6	13,6	6,8
		з	0,25	4,8	2,2
	4	с	1,3	9,2	4,9
		з	0,07	8,0	2,7

вмісту РВВ слід застосувати встановлені регресійні залежності логарифмів вмісту нуклідів за умови, що значення КК буде вище 0,6 [4, 5].

Як показали результати порівняння даних, наведених у табл. 2, спираючись на критерій неперевикнення граничного значення дисперсії, навіть за достат-

Таблиця 2. Значення \overline{SF} і параметри регресійної залежності між вмістом РВВ в експлуатаційних ТРВ ЧАЕС і вмістом РР, встановлені за попередніми та новими даними вимірювань

Радіонукліди		Потік	Відсік СТВ	Значення \overline{SF}			Параметри регресійної залежності		
РВВ	РР			<i>n</i>	$A \pm s$	Ag (D)	Ln (<i>a</i>)	<i>b</i>	КК
⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	1+2+3+4	с	32	$2,9 \cdot 10^{-1} \pm 3,1 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-1}$ (15)	-0,45	0,84	0,68
		1+2+3	с	16	$3,7 \cdot 10^{-1} \pm 3,2 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$ (14)	-	-	-
			з	34	$4,4 \cdot 10^{-1} \pm 5,7 \cdot 10^{-1}$	$2,6 \cdot 10^{-1}$ (8)	1,47	0,72	0,75
			с + з	50	$4,2 \cdot 10^{-1} \pm 5,0 \cdot 10^{-1}$	$2,5 \cdot 10^{-1}$ (9,6)	0,07	0,84	0,79
		4	с	16	$2,0 \cdot 10^{-1} \pm 2,8 \cdot 10^{-1}$	$9,5 \cdot 10^{-2}$ (13)	-	-	-
			з	53	$6,6 \cdot 10^{-1} \pm 1,5$	$2,4 \cdot 10^{-1}$ (21)	2,54	0,62	0,68
с + з	69		$5,5 \cdot 10^{-1} \pm 1,3$	$2,0 \cdot 10^{-1}$ (21)	1,46	0,70	0,69		
⁹⁴ Nb	⁶⁰ Co	1+2+3+4	с	15	$1,6 \cdot 10^{-1} \pm 1,2 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$ (8)	-1,35	0,89	0,80
		1+2+3	с	10	$4,2 \cdot 10^{-1} \pm 9,1 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$ (22)	-	-	-
			з	36	$6,5 \cdot 10^{-1} \pm 5,5 \cdot 10^{-1}$	$4,3 \cdot 10^{-1}$ (7,7)	-0,62	0,96	0,92
			с + з	46	$5,9 \cdot 10^{-1} \pm 6,4 \cdot 10^{-1}$	$3,2 \cdot 10^{-1}$ (13)	-1,06	0,99	0,88
		4	с	7	$2,1 \cdot 10^{-1} \pm 0,9 \cdot 10^{-1}$	$1,9 \cdot 10^{-1}$ (3)	-	-	-
			з	34	$4,3 \cdot 10^{-1} \pm 3,9 \cdot 10^{-1}$	$2,6 \cdot 10^{-1}$ (9,7)	0,46	0,78	0,85
с + з	41		$3,9 \cdot 10^{-1} \pm 3,6 \cdot 10^{-1}$	$2,4 \cdot 10^{-1}$ (8)	0,02	0,82	0,87		
²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs	1+2+3+4	с	14	$1,8 \cdot 10^{-2} \pm 0,9 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$ (4)	-4,42	1,02	0,90
		1+2+3	с	6	$2,4 \cdot 10^{-2} \pm 0,8 \cdot 10^{-2}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$ (2)	-	-	-
			з	30	$3,1 \cdot 10^{-2} \pm 2,6 \cdot 10^{-2}$	$1,8 \cdot 10^{-2}$ (12)	-1,26	0,72	0,64
			с + з	36	$2,9 \cdot 10^{-2} \pm 2,4 \cdot 10^{-2}$	$1,8 \cdot 10^{-2}$ (10)	-2,13	0,81	0,70
		4	с	8	$1,6 \cdot 10^{-2} \pm 0,6 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$ (3)	-	-	-
			з	23	$2,6 \cdot 10^{-2} \pm 2,5 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$ (7)	0,31	0,61	0,76
с + з	31		$2,3 \cdot 10^{-2} \pm 2,2 \cdot 10^{-2}$	$1,6 \cdot 10^{-2}$ (6)	-1,80	0,78	0,87		

Примітка: *n* — кількість результатів вимірювань (вміст >МДА); $A \pm s$ — середньоарифметичне \pm стандартне відхилення; Ag (D) — середньгеометричне, а в дужках його дисперсія; Ln (*a*), *b* і КК — параметри лінійної регресії логарифмів $\text{Ln}(Y) = \text{Ln}(a) + b \cdot \text{Ln}(X)$, де *Y* та *X* — вміст РВВ і РР у ТРВ відповідно, а КК — коефіцієнт кореляції.

ньої кількості результатів (>15) не для всіх РВВ КРВ можна визначити на підставі середньгеометричного значення \overline{SF} , тому слід застосувати встановлені кореляційні функції. Як видно з табл. 2, такий вибір необхідно зробити для ⁹⁰Sr у горючих відходах (потік 4) і ⁹⁴Nb в негорючих відходах (потік 1+2+3), вміст яких має тісний зв'язок з вмістом РР. Але не завжди значення \overline{SF} з дисперсією, яка вище 10, ігноруються. Наприклад, у роботі [5] такі дані не виключались із подальшого аналізу і розглядалися серед інших результатів для оцінки доцільності об'єднання різних потоків ТРВ в один, незважаючи на величину дисперсії. В іншій роботі [12] для випадків, коли дисперсія \overline{SF} була вище 10, було застосовано додатковий кількісний критерій для верифікації попередніх результатів, але при цьому значення \overline{SF} з такою дисперсією із розрахунків також не виключались.

Результати перевірки даних, наведених у табл. 2, за нульовою гіпотезою дозволили зробити такі висновки. У східному відсіку немає істотної різниці між

середньгеометричними значеннями \overline{SF} для ⁹⁰Sr, ⁹⁴Nb і ²⁴¹Am у горючих і негорючих ТРВ. Це підтвердило коректність об'єднання всіх потоків в один, як було зроблено раніше в роботі [1]. Значних відмінностей між \overline{SF} для однакових потоків у східному і західному відсіках теж не було виявлено. Це підтвердило припущення, що дані обох відсіків належать до однієї генеральної сукупності випадкових даних, і їх можна об'єднати для визначення лише двох КРВ — для негорючих і горючих матеріалів.

Розподіл даних щодо вмісту РВВ і РР, поданий на рис. 1–3 у логарифмічному масштабі, наочно підтверджує належність результатів вимірювань для обох типів відходів до однієї генеральної сукупності випадкових даних, але з деякими особливостями. Як видно з рис. 2, для вмісту ⁹⁴Nb на фоні того, що дані обох відсіків можуть бути охарактеризовані однією функціональною залежністю (див. табл. 2), діапазон його розподілу у східному відсіку має чітку тенденцію до зсуву в бік нижчих значень. У той же час для

Таблиця 3. Значення \overline{SF} для РВВ в експлуатаційних ТРВ ЧАЕС, вміст яких не корелює з вмістом РР за попередніми та новими даними вимірювань

Радіонукліди		Потік	Відсік СТВ	Значення \overline{SF}				
РВВ	РР			n	A ± s	Ag (D)		
^{14}C	^{60}Co	1+2+3+4	с	15	$2,8 \cdot 10^{-1} \pm 2,6 \cdot 10^{-1}$	$1,6 \cdot 10^{-1}$ (13)		
		1+2+3	с	7	$3,7 \cdot 10^{-1} \pm 4,4 \cdot 10^{-1}$	$1,8 \cdot 10^{-1}$ (17)		
			з	13	$1,0 \pm 2,1$	$1,9 \cdot 10^{-1}$ (58)		
			с + з	20	$7,8 \cdot 10^{-1} \pm 1,7$	$1,9 \cdot 10^{-1}$ (36)		
		4	с	10	$4,7 \cdot 10^{-1} \pm 5,5 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$ (21)		
			з	27	$3,2 \cdot 10^{-1} \pm 5,8 \cdot 10^{-1}$	$5,9 \cdot 10^{-2}$ (78)		
			с + з	37	$3,6 \cdot 10^{-1} \pm 5,7 \cdot 10^{-1}$	$8,4 \cdot 10^{-2}$ (64)		
		^{14}C	^{137}Cs	1+2+3+4	с	25	$8,3 \cdot 10^{-3} \pm 7,4 \cdot 10^{-3}$	$5,2 \cdot 10^{-3}$ (9,8)
				1+2+3	с	15	$3,0 \cdot 10^{-2} \pm 7,4 \cdot 10^{-2}$	$7,1 \cdot 10^{-3}$ (30)
з	14				$3,2 \cdot 10^{-3} \pm 1,9 \cdot 10^{-3}$	$2,7 \cdot 10^{-3}$ (4)		
с + з	29				$7,9 \cdot 10^{-3} \pm 1,2 \cdot 10^{-2}$	$3,9 \cdot 10^{-3}$ (10,2)		
4	с			13	$1,7 \cdot 10^{-2} \pm 2,5 \cdot 10^{-2}$	$8,4 \cdot 10^{-3}$ (12)		
	з			30	$6,3 \cdot 10^{-3} \pm 7,9 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$ (36)		
	с + з			43	$9,4 \cdot 10^{-3} \pm 1,6 \cdot 10^{-2}$	$3,4 \cdot 10^{-3}$ (33)		
^3H	^{60}Co			1+2+3+4	с	16	$2,8 \pm 3,0$	1,2 (26)
				1+2+3	с	7	$3,9 \pm 3,8$	1,6 (38)
		з	20		15 ± 53	$8,4 \cdot 10^{-1}$ (159)		
		с + з	27		12 ± 46	$9,9 \cdot 10^{-1}$ (111)		
		4	с	10	$3,3 \pm 4,9$	1,2 (30)		
			з	17	$3,2 \pm 7,8$	$2,6 \cdot 10^{-1}$ (165)		
			с + з	27	$3,2 \pm 6,8$	$4,5 \cdot 10^{-1}$ (113)		
		^3H	^{137}Cs	1+2+3+4	с	22	$8,0 \cdot 10^{-2} \pm 8,9 \cdot 10^{-2}$	$3,6 \cdot 10^{-2}$ (23)
				1+2+3	с	16	$2,9 \cdot 10^{-1} \pm 4,6 \cdot 10^{-1}$	$7,7 \cdot 10^{-2}$ (59)
з	26				$7,0 \cdot 10^{-2} \pm 8,5 \cdot 10^{-2}$	$3,6 \cdot 10^{-2}$ (13)		
с + з	42				$1,6 \cdot 10^{-1} \pm 3,1 \cdot 10^{-1}$	$4,8 \cdot 10^{-2}$ (26)		
4	с			13	$2,4 \cdot 10^{-1} \pm 3,9 \cdot 10^{-1}$	$6,2 \cdot 10^{-2}$ (43)		
	з			18	$1,1 \cdot 10^{-1} \pm 1,8 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$ (132)		
	с + з			31	$1,6 \cdot 10^{-1} \pm 2,9 \cdot 10^{-1}$	$3,2 \cdot 10^{-2}$ (92)		
^{235}U	^{60}Co			1+2+3+4	с	15	$5,9 \cdot 10^{-4} \pm 6,4 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$ (17)
				1+2+3	с	7	$9,7 \cdot 10^{-4} \pm 1,1 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$ (26)
		з	10		$1,2 \cdot 10^{-4} \pm 1,8 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$ (194)		
		с + з	17		$4,7 \cdot 10^{-4} \pm 8,3 \cdot 10^{-4}$	$6,9 \cdot 10^{-5}$ (224)		
		4	с	10	$2,9 \cdot 10^{-4} \pm 2,7 \cdot 10^{-4}$	$3,7 \cdot 10^{-4}$ (28)		
			з	20	$1,9 \cdot 10^{-4} \pm 4,0 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$ (87)		
			с + з	30	$4,8 \cdot 10^{-4} \pm 1,1 \cdot 10^{-3}$	$6,3 \cdot 10^{-5}$ (120)		
		^{235}U	^{137}Cs	1+2+3+4	с	21	$2,0 \cdot 10^{-5} \pm 2,2 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$ (14)
				1+2+3	с	16	$8,6 \cdot 10^{-5} \pm 1,8 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$ (45)
з	11				$2,3 \cdot 10^{-6} \pm 2,0 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$ (13)		
с + з	27				$5,2 \cdot 10^{-5} \pm 1,4 \cdot 10^{-4}$	$6,2 \cdot 10^{-6}$ (65)		
4	с			11	$2,1 \cdot 10^{-5} \pm 1,8 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$ (5)		
	з			23	$3,0 \cdot 10^{-6} \pm 3,6 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$ (28)		
	с + з			34	$1,4 \cdot 10^{-5} \pm 3,6 \cdot 10^{-5}$	$2,9 \cdot 10^{-6}$ (54)		
^{238}U	^{137}Cs			1+2+3+4	с	21	$1,9 \cdot 10^{-4} \pm 1,4 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$ (8)
				1+2+3	с	16	$1,7 \cdot 10^{-3} \pm 3,7 \cdot 10^{-3}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$ (45)
		з	9		$2,8 \cdot 10^{-5} \pm 2,2 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$ (8)		
		с + з	25		$1,1 \cdot 10^{-3} \pm 3,0 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$ (74)		
		4	с	11	$3,3 \cdot 10^{-4} \pm 2,3 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$ (4)		
			з	25	$4,8 \cdot 10^{-5} \pm 6,0 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$ (35)		
			с + з	36	$2,4 \cdot 10^{-4} \pm 7,1 \cdot 10^{-4}$	$4,2 \cdot 10^{-5}$ (66)		

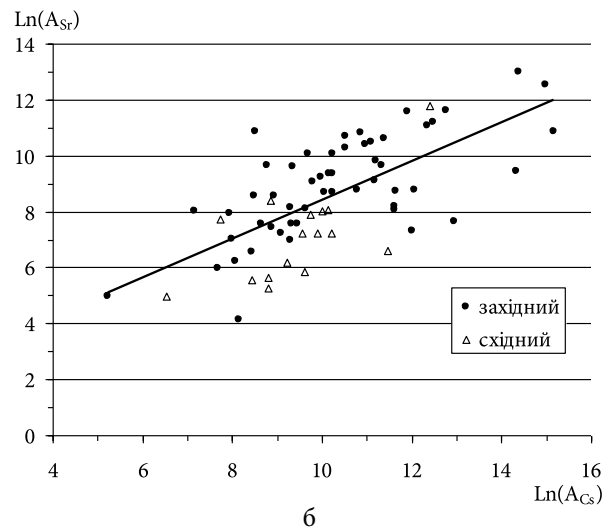
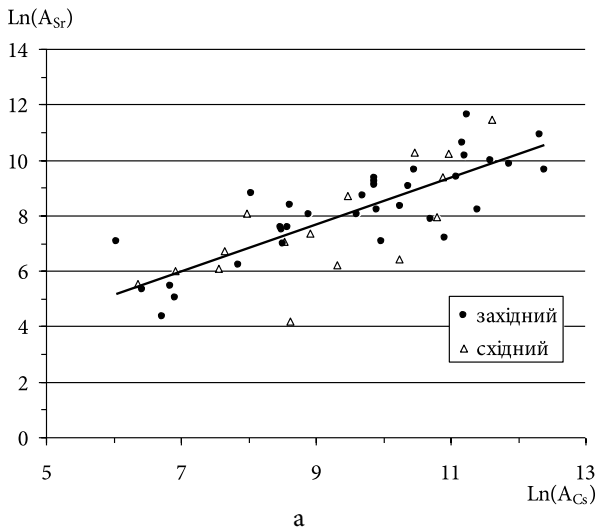


Рис. 1. Розподіл питомої активності ^{90}Sr і ^{137}Cs в твердих негорючих (а) та горючих (б) експлуатаційних відходах ЧАЕС

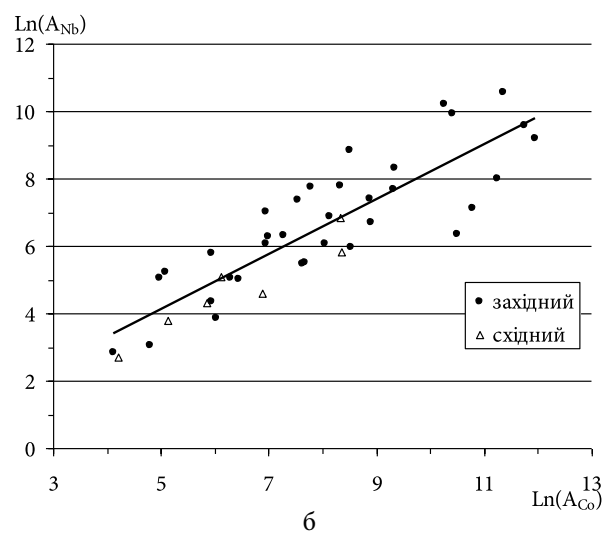
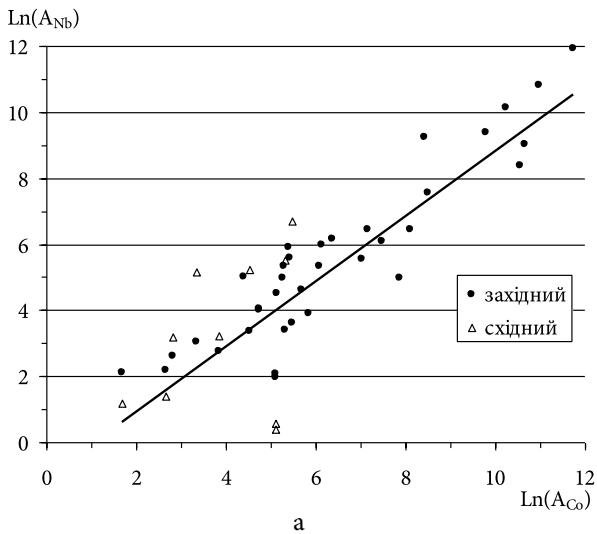


Рис. 2. Розподіл питомої активності ^{94}Nb і ^{60}Co в твердих негорючих (а) та горючих (б) експлуатаційних відходах ЧАЕС

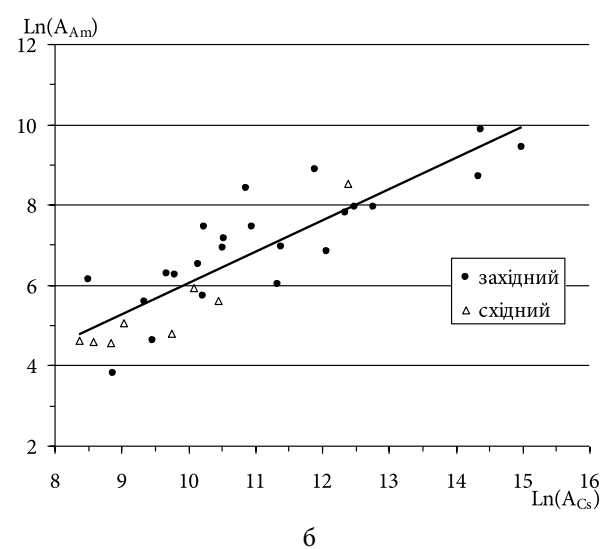
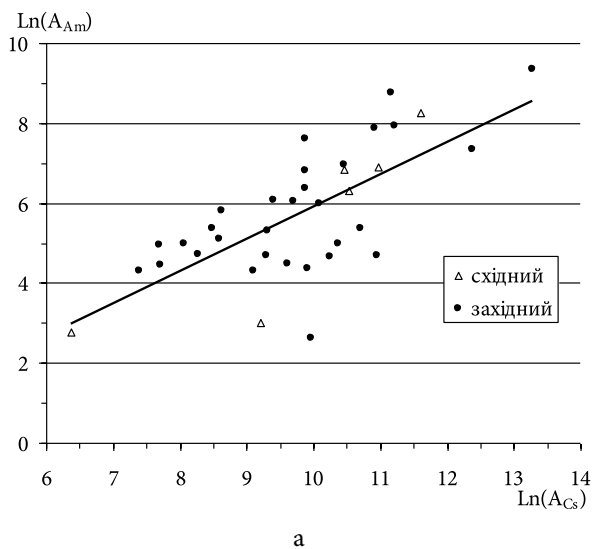


Рис. 3. Розподіл питомої активності ^{241}Am і ^{137}Cs в твердих негорючих (а) та горючих (б) експлуатаційних відходах ЧАЕС

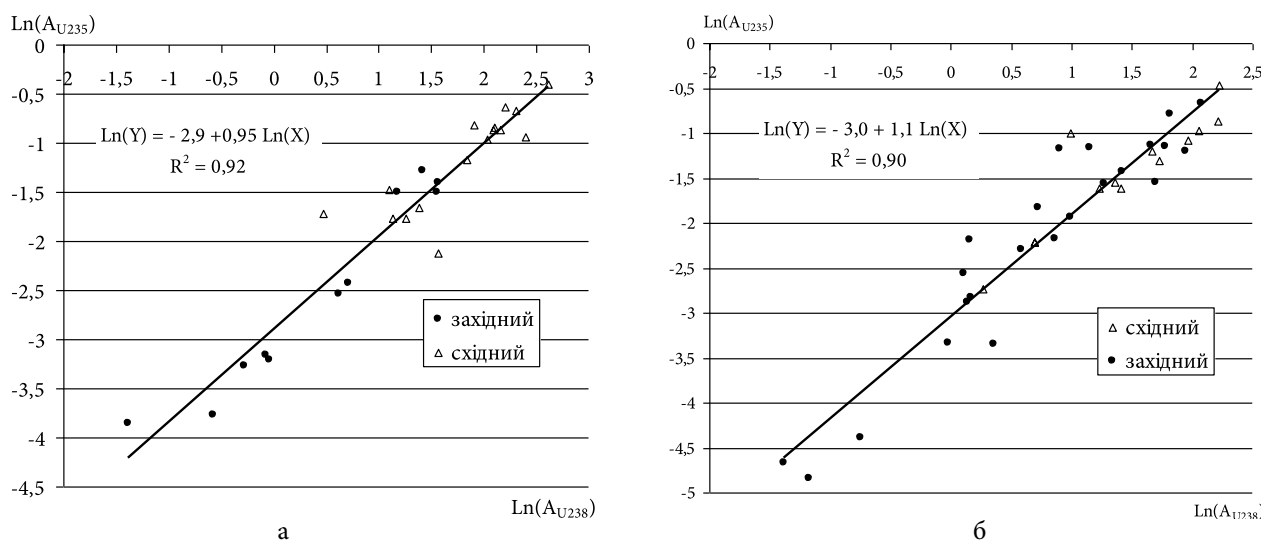


Рис. 4. Розподіл питомої активності ^{235}U і ^{238}U в твердих негорючих (а) та горючих (б) експлуатаційних відходах ЧАЕС

ізоотопів урану, між вмістом яких є високий ступінь кореляційного зв'язку (рис. 4), навпаки — для східного відсіку спостерігається чітка тенденція до зсуву діапазону їхнього вмісту в бік найвищих значень. При цьому функціональні залежності для горючих і негорючих відходів практично ідентичні. Це, ймовірно, є відображенням особливості спектра радіонуклідного забруднення експлуатаційних відходів ЧАЕС, складованих у сховищі ТРВ.

На відміну від радіонуклідів ^{90}Sr , ^{94}Nb , ^{241}Am та ізоотопів ^{235}U , ^{238}U , для РВВ, наведених у табл. 3, тісного зв'язку між їхнім вмістом і вмістом РР у складі ТРВ не було встановлено. Результати проведеної перевірки нульової гіпотези для ^{14}C , ^3H і ^{235}U , ^{238}U не виявили істотної різниці між середньгеометричними SF як для однакових потоків східного і західного відсіків СТВ, так і для різних потоків східного відсіку. На підставі цього попередні і нові результати вимірювань були об'єднані з метою визначення КРВ для застосування до ТРВ обох відсіків без розділення. Однак, як це можна оцінити з даних у табл. 3, лише в 15 % випадків із досліджених потоків ТРВ дисперсія середньгеометричного SF не перевищила 10. Для об'єднаних даних (обох відсіків разом) це характерно для 100 % випадків. Значне розсіювання випадкових даних, про що свідчить занадто висока дисперсія середньгеометричного SF , а також відсутність кореляції між вмістом радіонуклідів вимагає як КРВ для ^{14}C , ^3H і ^{235}U , ^{238}U обрати середньоарифметичне значення SF . А це шлях до систематичного завищення паспортних даних щодо їхньої питомої та сумарної активності в упаковках, що направляються на захоронення. Наприклад, якщо звернутися до даних

табл. 2, можна дійти висновку: якщо як КРВ замість середньгеометричного SF використовувати його середньоарифметичне значення, значення паспортної активності ^{90}Sr , ^{94}Nb і ^{241}Am в середньому може бути завищене в 1,8 раза. Цей висновок підтверджують і результати детального аналізу світового досвіду, висвітлені в роботі [7]:

діапазон вмісту РВВ, прогнозований з використанням середньоарифметичного значення SF , завжди зміщується в бік більших значень, на відміну від використання його середньгеометричного SF , коли він залишається практично незмінним;

вміст РВВ, оцінений за середньгеометричним значенням SF , зазвичай призводить до заниження в діапазоні низьких значень, тоді як за середньоарифметичним SF — до завищення в діапазоні високих значень;

недооцінка в діапазоні низьких значень вмісту РВВ мало впливає на оцінку остаточного запасу сховища для захоронення ТРВ, тоді як його завищення в діапазоні високих значень вмісту РВВ призводить до значно більшого впливу на цей показник.

З урахуванням вищенаведених тверджень впливає, що вибір як КРВ середньгеометричного SF з високою дисперсією може бути більш виправданим з економічної точки зору, ніж більш прагматичне прагнення до виконання вимог методичних документів, включно з рекомендаціями МАГАТЕ. Однак це завжди супроводжується ризиком припуститися значної помилки під час оцінки паспортної активності того чи іншого РВВ в упаковці, для якого не було встановлено кореляції між його вмістом і вмістом РР. Тому в країнах з розвинутим ядерним паливним циклом немає

єдності щодо алгоритму вирішення цього питання. В Японії, Словенії та Великобританії віддають перевагу середньоарифметичному значенню SF , а в Бразилії, Канаді, Франції, Республіці Корея, Італії, Іспанії, Швеції та США — середньогометричному SF [3]. У той же час у таких країнах, як Німеччина, Угорщина, Литва, Мексика та Словаччина, для паспортизації активності РВВ використовують результати регресійного аналізу логарифмів вмісту РВВ і РР.

Слід зазначити, що раніше в роботах [9, 11] було встановлено, що для вмісту ^{94}Nb у ТРВ характерною є кореляція не тільки з ^{60}Co , але і з ^{137}Cs , хоча вона й не така тісна. З практичної точки зору це відкриває можливість використовувати для прогнозу активності ^{94}Nb у відходах результати гамма-спектрометрії обох РР. Але використання в якості РР ^{60}Co потребує вносити поправку в значення КРВ частіше порівняно з використанням ^{137}Cs , період напіврозпаду якого значно більший. У цій роботі для ^{94}Nb як РР було залишено ^{60}Co , враховуючи однаковість найбільш вірогідних шляхів спільного переміщення нуклідів у складі теплоносія та інших транспортних потоків їхнього перенесення і забруднення поверхні різних матеріалів всередині активної зони реактора й поза її межами. У табл. 3 для ^{14}C , ^3H і ^{235}U наведені дані щодо значень SF , визначених на підставі аналізу розподілу вміст РВВ / вміст РР для двох РР, які можуть бути використані замість попередніх значень КРВ, встановлених для східного відсіку. У цьому випадку, як зазначено у [4], не завжди співвідношення активності радіонуклідів та їхній спектр збігаються з теоретично можливими за результатами моделювання процесів генерації радіонуклідів в активній зоні реактора. Тільки результати вимірювань тих чи інших матеріалів, що складають відходи, можуть дати відповіді на це питання.

Таким чином, спираючись на отримані в роботі результати, можна стверджувати, що застосована процедура верифікації РВ дозволяє визначити набір нових значень КРВ, які можуть бути використані для побудови оновленого РВ, призначеного для характеристики експлуатаційних ТРВ ЧАЕС. При цьому для східного і західного відсіків СТВ є необхідність сортувати відходи лише на негорючі та горючі матеріали, виходячи з того, що горючі ТРВ планувалось після спалювання повторно паспортизувати у вигляді золи з використанням іншого значення КРВ, за іншою методикою. Але, поки це не зроблено, отримані значення КРВ дозволяють оцінити очікувані рівні питомої та сумарної активності радіонуклідів у складі ТРВ.

Щодо РВВ, вміст яких у ТРВ за результатами вимірювань не перевищував значення МДА, слід зазначити наступне. Оскільки вміст ^{60}Co і ^{137}Cs за новими даними є суттєво вищим у ТРВ західного відсіку, застосування алгоритму розрахунку КРВ за методикою [2] може призвести до отримання дещо нижчих значень КРВ порівняно з даними роботи [1]. Але до отримання експериментальних даних стосовно реальних рівнів радіоактивного забруднення експлуатаційних ТРВ ЧАЕС такими РВВ це не є підставою для оновлення раніше отриманих значень КРВ.

Висновки

У роботі протестовано методичні підходи щодо проведення верифікації РВ, призначеного для характеристики ТРВ ЧАЕС за методологією МАГАТЕ. Реалізація алгоритму перевірки валідності (чинності) коефіцієнтів РВ потребувала перегляду попередніх даних із застосуванням нового підходу до сортування зразків ТРВ на потоки.

За результатами проведених розрахунків визначені значення КРВ, які можуть бути використані для побудови нового РВ, який можна застосувати до обох відсіків сховища ЧАЕС, розділяючи ТРВ лише на горючі та негорючі відходи. Це може забезпечити зменшення витрат часу та навантаження на персонал, який має сортувати негорючі відходи на окремі потоки матеріалів, і спростити процедуру їхньої радіологічної характеристики.

Для ^{90}Sr , ^{94}Nb та ^{241}Am були встановлені значення КРВ або функціональні залежності, які можуть забезпечити прогноз їхньої паспортної активності в упаковках з найкращою точністю. Значення КРВ, визначені для ^{14}C , ^3H та $^{235},^{238}\text{U}$, для яких немає кореляції їхнього вмісту з вмістом ^{137}Cs або ^{60}Co , дозволяють провести консервативну оцінку їхньої паспортної активності в упаковках. На прикладі таких нуклідів, як ^{90}Sr , ^{94}Nb та ^{241}Am ступінь завищення даних може скласти не менш ніж 1,8 раза.

Для ізотопів урану $^{235},^{238}\text{U}$ виявлено високий ступінь кореляційного зв'язку між їхнім вмістом, що характерно для всіх матеріалів ТРВ незалежно від того, до горючих чи негорючих експлуатаційних відходів ЧАЕС вони відносяться.

Список використаної літератури

1. Результаты определения радионуклидного вектора для характеристики твердых радиоактивных отхо-

- дов ГСП ЧАЭС / А. В. Михайлов, Н. И. Павлюченко, А. В. Мясников, А. К. Терзи // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. — 2019. — Вип. 20. — С. 24–37.
2. Система управления производственными процессами. Методика установления радионуклидных векторов для характеристики партий твердых радиоактивных отходов. СТП 2.035–2018. — Славутич : ГСП ЧАЭС, 2018. — 24 с. (редакция 2020 года)
 3. Критерії приймання радіоактивних відходів на захоплення в спеціально обладнаному приповерхневому сховищі твердих радіоактивних відходів (СОПСТРВ). Перший етап експлуатації СОПСТРВ. Приймання РАВ від ЗПРРВ та ЗПТРВ ДСП «ЧАЕС» для захоронення в два симетричних відсіки СОПСТРВ. Редакція 5. Затверджено т. в. о генерального директора Державної корпорації «УкрДО «Радон»» — директора ДСП «Техноцентр» А. Д. Новіковим. — Чорнобиль, 2009. — 38 с.
 4. Determination and use of scaling factors for waste characterization in NPP. IAEA Nuclear Energy Series NW-T-1.18. — Vienna : IAEA, 2009. — 142 p.
 5. Determination of scaling factors to estimate the radionuclide inventory of wastes from the IEA-R1 research reactor / M. H. T. Taddei, J. F. Macacini, R. Vicente [et al.] // J Radioanal. Nucl. Chem. — 2015. — Vol. 303 (3). — P. 2467–2481. — doi.org/10.1007/s10967-014-3789-3.
 6. Михайлов А. В. Методология применения радионуклидных векторов для характеристики РАО АЭС / А. В. Михайлов, В. А. Краснов, В. Н. Безмылов // Ядерна енергетика та довкілля. — 2018. — Вип. 12 (2). — С. 51–58.
 7. Kim T. H. Statistical methodologies for scaling factor implementation: Part 1. Overview of current scaling factor method for radioactive waste characterization / T. H. Kim, J. Park, J. Lee, J. Kim, J. Y. Kim, S. H. Lim // Journal of Nuclear Fuel Cycle and Waste Technology. — 2020. — Vol. 18, No. 4. — P. 517–536. — doi.org/10.7733/jnfcwt.2020.18.4.517.
 8. Kim A. M. Nuclide vector for decommissioning and release measurements in Germany / A. M. Kim, F. Lietzmann // Transactions of the Korean Nuclear Society Autumn Meeting (Goyang, Korea, October 24–25, 2019). — Available at: https://www.kns.org/files/pre_paper/42/19A-032-AndreaMaria.pdf.
 9. Mykhailov O. V. Analysis of radionuclide contamination features in solid radwaste of “light” eastern compartment of solid waste repository of Chornobyl NPP / O. V. Mykhailov, V. M. Bezmylov, A. K. Terzi // Nuclear Power and the Environment — 2020. — Vol. 16 (1). — P. 40–48.
 10. Результаты исследований трудноизмеряемых радионуклидов в металле демонтируемого оборудования Чернобыльской АЭС и оценка коэффициентов масштабирования / А. В. Максименко, М. Д. Бондарьков, Б. Я. Осколков [и др.] // Ядерна енергетика та довкілля. — 2019. — № 1 (13). — С. 67–75
 11. Mykhailov O. V. Investigation of radionuclide contamination of materials stored in solid radwaste repository of Chornobyl NPP / O. V. Mykhailov, A. K. Terzi // Nuclear Power and the Environment — 2021. — Vol. 22 (3). — P. 28–36.
 12. Kim T. Determination and verification of the scaling factor for the radionuclide inventory of the radioactive waste from nuclear power plants / T. Kim, K. Kang, J. Ha // Journal of Nuclear Science and Technology. — 2008. — Vol. 45, Sup. 5. — P. 756–757. — doi.org/10.1080/00223131.2008.10875965.
 13. Ross S. M. Introduction to probability and statistics for engineers and scientists. Third Edition / S. M. Ross. — USA : Elsevier Academic Press, 2004. — 641 p.

O. V. Mykhailov

Institute for Safety Problems of Nuclear Power Plants, NAS of Ukraine, 36a, Kirova st., Chornobyl, 07270, Ukraine

Results of Radionuclide Vector Verification to Characterize Solid Radwaste of Chornobyl Nuclear Power Plant Sent for Burial

The first radionuclide vector (RV) for characterization of operational solid radioactive wastes (SRW) of Chornobyl Nuclear Power Plant (ChNPP) according to the IAEA methodology was established in 2018 and consisted of a set of scaling factors (SF), which have never been refined and updated, as it is recommended to be done from time to time. In this work, verification algorithm of previously established SF values, provided for by RV setting technique, was tested, and their values were updated with taking into account the implementation of a new approach for sorting ChNPP SRW into the streams. It was established that for such nuclides as ^{90}Sr , ^{94}Nb and ^{241}Am , geometric mean values of SF or correlation function (CF) established on the basis of regression analysis of logarithms of nuclide content, can be used. For the other radionuclides (^{14}C , ^3H and $^{235,238}\text{U}$), whose activity levels were higher than the minimum detectable activity (MDA), arithmetic mean values of SF only can be used. For uranium isotopes $^{235,238}\text{U}$, a high degree of correlation between their content is observed in all SRW materials, regardless of whether they belong to combustible or non-combustible operational waste of the ChNPP.

According to the test results (testing for significance of difference under the null hypothesis) using the Student's t -statistics, it was established that the same SF values can be applied to the waste temporarily stored in the eastern and western compartments of the ChNPP SRW repository. The waste should be separated into non-combustible and combustible materials only. This follows from the fact that combustible solid waste, if they are to be burned as it is planned, must be re-characterized using the SF value already determined for ash and by a different technique. However, until these wastes are burned, the obtained data allow estimating the expected levels of nuclide content in their ash residue.

Keywords: solid radioactive waste, Chornobyl NPP, difficult-to-measure nuclides, key nuclides, specific activity, correlation factor, radionuclide vector.

References

- Mikhailov A. V., Pavliuchenko N. I., Miasnikov A. V., Terzi A. K. (2019). [Results of radionuclide vectors determination to be used in characterization of SSE NPP's solid radwaste]. *Problems of Chornobyl Exclusion Zone*, vol. 20, pp. 13–26. (in Rus.)
- Production process control system. Methodology for the determination of radionuclide vectors for the characterization of batches of solid radioactive waste*. STP 2.035–2018. SSE ChNPP, Slavutych, 2018, 24 p. (revised 2020) (in Rus.)
- Criteria for acceptance of waste for burial in specially equipped near-surface repository for solid radwaste (SESRSRW). First stage of SESRSRW operation. Acceptance of RAW from SSE "ChNPP" PTLRW and PTSRW for burial in two symmetrical compartments of SESRSRW*. Revision 5. Endorsed by acting Director General of State Corporation "UkrSE 'Radon'". Chornobyl, 2009. 38 p. (in Ukr.)
- IAEA (2009). *Determination and use of scaling factors for waste characterization in NPP*. IAEA Nuclear Energy Series NW-T-1.18. Vienna: IAEA, 142 p.
- Taddei M. H. T., Macacini J. F., Vicente R., Marumo J. T., Terremoto L. A. A. (2015). Determination of scaling factors to estimate the radionuclide inventory of wastes from the IEA-R1 research reactor. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, vol. 303, no. 3, pp. 2467–2481. doi.org/10.1007/s10967-014-3789-3.
- Mikhailov A. V., Krasnov V. A., Bezmylov V. N. (2018). [Methodology for using radionuclide vectors to characterize NPP RAW]. *Nuclear Power and the Environment*, vol. 12, no. 2, pp. 52–58. (in Rus.)
- Kim T. H., Park J., Lee J., Kim J., Kim J. Y., Lim S. H. (2020). Statistical methodologies for scaling factor implementation: Part 1. Overview of current scaling factor method for radioactive waste characterization. *Journal of Nuclear Fuel Cycle and Waste Technology*, vol. 18, no. 4, pp. 517–536. doi.org/10.7733/jnfcwt.2020.18.4.517.
- Kim A. M., Lietzmann F. (2019). Nuclide vector for decommissioning and release measurements in Germany. Proceedings of the *Transactions of the Korean Nuclear Society Autumn Meeting (Goyang, Korea, October 24–25, 2019)*. Available at: https://www.kns.org/files/pre_paper/42/19A-032-AndreaMaria.pdf.
- Mykhailov O. V., Bezmylov V. M., Terzi A. K. (2020). Analysis of radionuclide contamination features in solid radwaste of "light" eastern compartment of solid waste repository of Chornobyl NPP. *Nuclear Power and the Environment*, vol. 16, no. 1, pp. 40–48.
- Maksymenko A. M., Bondarkov M. D., Oskolkov B. Ya., Seida V. A., Dubas V. N. (2019). [Results for studies of hard-to-measure radionuclides in the metal of Chornobyl Nuclear Power Plant equipment being dismantled, and estimation of scaling factor]. *Nuclear Power and the Environment*, vol. 13, no. 1, pp. 67–75. (in Rus.)
- Mykhailov O. V., Terzi A. K. (2021). Investigation of radionuclide contamination of materials stored in solid radwaste repository of Chornobyl NPP. *Nuclear Power and the Environment*, vol. 22, no. 3, pp. 28–36.
- Kim T., Kang K., Ha J. (2008). Determination and verification of the scaling factor for the radionuclide inventory of the radioactive waste from nuclear power plants. *Journal of Nuclear Science and Technology*, vol. 45, sup. 5, pp. 756–757. doi.org/10.1080/00223131.2008.10875965.
- Ross S. M. (2004). *Introduction to probability and statistics for engineers and scientists*. Third Edition. USA: Elsevier Academic Press, 641 p.

Надійшла 26.07.2022

Received 26.07.2022