

Лаврова Т.В.

ORCID: 0009-0006-8058-2128
lavrova@uhmi.org.ua

Войцехович О.В.

ORCID: 0000-0001-5557-4288
o.voitsekhovych@gmail.com

Кориченський К.О.

ORCID: 0000-0003-2439-2224
korychenskyi@gmail.com

Гінчук Т.В.

ORCID: 0009-0001-0148-3935
tarasginchuk@gmail.com

Деревец Т.Г.

ORCID: 0009-0007-1445-4969
tanyauhmi@ukr.net

Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України та НАН України, Київ, Україна

УДК 502.175:[661.879:502.174 DOI: <https://doi.org/10.15407/Meteorology2024.05.048>

ОЦІНКА РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ НА МАЙДАНЧИКУ І ЗОНАХ ВПЛИВУ ОБ'ЄКТІВ УРАНОВОЇ СПАДЩИНИ КОЛИШНЬОГО ВО «ПХЗ»

Розглядаються узагальнені результати багаторічних радіоекологічних спостережень і оцінок стану радіоактивного забруднення промислового майданчика переробки уранових руд колишнього ВО «Придніпровський хімічний завод» (далі ВО «ПХЗ») і на прилеглих територіях. Багаторічні дослідження виконувалися в рамках державних програм і участі авторів у різних міжнародних проєктах з метою ідентифікації джерел забруднення природного середовища і елементів екосистеми, а також виконання програм радіоекологічного моніторингу для виявлення пріоритетних шляхів опромінення працівників підприємств на майданчику і населення, що проживає у зонах його впливу. Статистичний аналіз даних багаторічних спостережень (2005–2021 рр.) дозволив визначити характеристики і рівні забруднення всіх елементів природного середовища зони впливу даного майданчика природними радіонуклідами у техногенно підвищених концентраціях (у ґрунтах, підземних і поверхневих водах, атмосферному повітрі). Виконано аналіз динаміки характеристик забруднення довкілля на етапах до початку здійснення масштабних заходів приведення радіаційно-небезпечних, що стали основними факторами впливу забруднення для населення. Отримані результати використано для обґрунтування заходів приведення радіаційно-забрудненої території і об'єктів колишньої виробничої інфраструктури ВО «ПХЗ» в екологічно безпечний стан.

Ключові слова: хвостосховища, майданчик і об'єкти радіологічної спадщини, радіонукліди природного походження, забруднення, ґрунти, аерозолі, підземні води і поверхневі води, радіоекологічний моніторинг.

Колишнє виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (ВО «ПХЗ») розташоване у місті Кам'янське (Дніпропетровська область України). ВО «ПХЗ» переробляв уран-місткі руди, які поставляли з України, Німеччини, Чехії та Казахстану, і виробляв уранові концентрати в період з 1948 р. по 1992 р. (Коровин, 2017). Об'єкти, пов'язані з урановим виробництвом на «ПХЗ» розташовані на кількох ділянках Кам'янському і Сухачівському майданчиках (рис. 1). Основні колишні об'єкти У-промислового комплексу розташовані на промисловій околиці міста на території Кам'янського майданчика, де в межах його південного сектору розміщені колишні об'єкти переробки уранової руди, гідрометалургійний завод, а також інші об'єкти радіохімічного виробництва. Всього тут розміщено більше 20 будівель, що використовувалися у циклі уранового виробництва, 3 хвостосховища радіоактивних залишків уранового виробництва та інші. Водозбірна територія південного сектору майданчика (площа приблизно 1,2 км²) є суттєво забрудненою радіонуклідами уранового ряду. Північний сектор Ка-

м'янського майданчика території колишнього ВО «ПХЗ» (приблизно 1,3 км²) використовували для виробництва цирконію та мінеральних добрив, в основному не пов'язаних з переробкою уранової сировини в минулому, і тому є набагато менш забрудненим.

На відстані 1,5 км від південного сектору Кам'янського майданчика розташоване хвостосховище «Дніпровське» площею 0,77 км² (рис. 1). На поверхні даного хвостосховища розміщено біля 6 мільйонів тон фосфогіпсу у якості захисного покриття, яке можна розглядати у якості потенційної мінеральної сировини для переробки (Кориченський та ін., 2021).

З півночі ділянка колишнього ВО «ПХЗ» обмежена відстійниками вугільних сланців і ДМК Дніпровського металургійного заводу, а також р. Дніпро. Між водозбірною територією Кам'янського промислового майданчика і «Дніпровським» хвостосховищем протікає р. Коноплянка, куди розвантажуються забруднені підземні води у зоні впливу місць локалізації радіоактивних залишків урано-

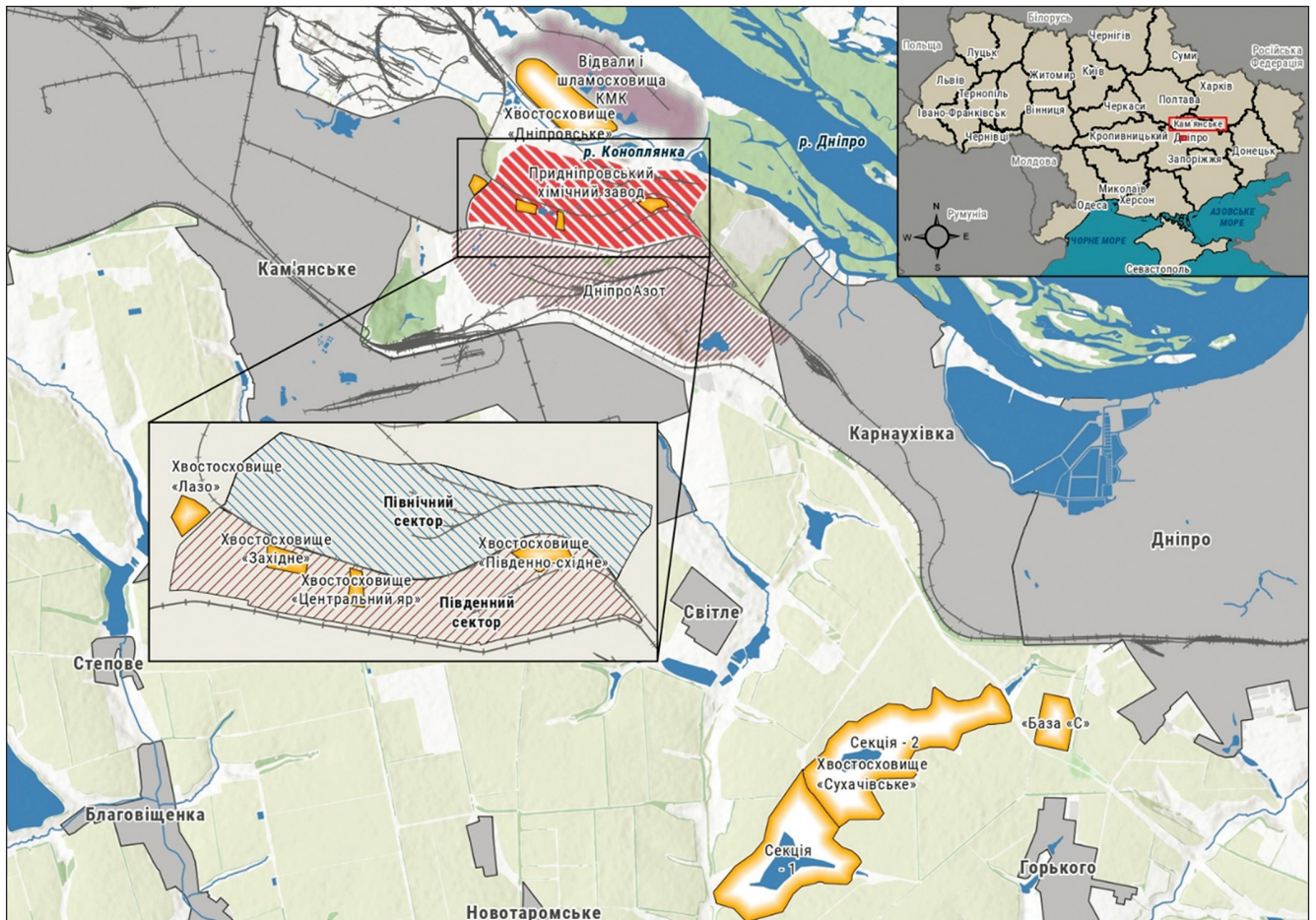


Рис. 1. Схематичний план майданчиків колишнього ВО «ПХЗ» із розташуванням основних об'єктів локалізації залишків уранового виробництва

вого виробництва, розташовані на майданчику «ПХЗ» і фільтраційних стоків хвостосховища «Дніпровське» (Ткаченко та ін., 2020).

Інші об'єкти колишнього ВО «ПХЗ» (дві секції хвостосховища «Сухачівське» площею 1,5 км² та колишні рудні склади «База С» площею 0,25 км²) розташовані приблизно за 15 км від меж основного промислового майданчика «ПХЗ» (рис. 1) на території «Сухачівського» майданчика. Раніше сюди по пульпопроводах транспортували залишки переробки уранової та інших руд. Секції 1 і 2 хвостосховища «Сухачівське» огорожені, але не мають захисного покриття.

Загальна кількість залишків уранового виробництва у всіх хвостосховищах на майданчику, включаючи фосфогіпс, які знаходяться на поверхні хвостосховищ «Дніпровське» і «Сухачівське» та прилеглих територіях, становить близько 42 млн тонн із визначеною приблизною загальною активністю $3,2 \cdot 10^{15}$ Бк (Коровин, 2017; IAEA, 2006, р. 106–115). Територія і колишні об'єкти локалізації залишків уранових руд і хвостосховищ протягом багатьох років були і залишаються джерелами іонізуючого опромінення

працівників підприємств на майданчику, населення міста Кам'янське і можуть впливати на забруднення навколишнього природного середовища зони впливу ВО «ПХЗ» за рахунок міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі з аерозолями повітря та атмосферними опадами, що сприяють змиву і надходженню у водні об'єкти (підземні і поверхневі води).

За період після припинення діяльності уранового виробництва (1992 р.) заходів виведення уранових об'єктів з експлуатації не виконували. Тривалий період з 1992 року до кінця 2000 року колишні потужності U-виробництва були фактично безгосподарними (Коровин, 2017). Оператор майданчика державне підприємство «Бар'єр» було створено у 2000 р., після чого розпочалися системні спостереження за формуванням радіологічних ризиків і виконання комплексної програми радіаційного моніторингу та технічного нагляду (Voitsekhovych & Lavrova, 2012) в рамках державних програм радіаційного контролю і міжнародних проєктів (Development and application ..., 2013; Development of the method ..., 2017; Бугай та ін., 2021). Результати

попередніх оцінок джерел і радіологічних ризиків для даного майданчика викладено у дослідженнях авторів (Lavrova & Voitsekhovych, 2013; Ткаченко та ін., 2020; Кориченський та ін., 2021; Лаврова та ін., 2019, 2021, 2022).

Мета роботи: узагальнення результатів багаторічних комплексних спостережень за радіаційним забрудненням території колишнього ВО "ПХЗ" та зони його впливу і висновків досліджень, які покладено в основу стратегії приведення даного майданчика у безпечний стан.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Комплексні дослідження стану забруднення майданчика, у тому числі, радіаційних впливів накопичених залишків уранового виробництва на елементи навколишнього природного середовища (ґрунти, атмосферне повітря, наземні і водні екосистеми) виконувалися з метою визначення пріоритетних забруднювальних речовин, а саме: радіоактивних елементів уранового сімейства ^{238}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{222}Rn , визначення їх внеску у формування основних шляхів радіаційних ризиків для населення (зовнішнє гамма-опромінення, інгаляційні шляхи надходження) на основі методичних рекомендацій (Радіаційно-гігієнічне регламентування..., 2006).

Для виконання завдань програм радіаційного моніторингу застосовували сучасні польові й аналітичні методи для визначення радіоактивного забруднення довкілля із просторовим аналізом забруднення із використанням методів статистичного аналізу і ГІС-технологій. Визначення вмісту природних радіонуклідів у пробах природного середовища виконано із застосуванням методів α -, β -радіометрії, рідинно-сцинтиляційного лічення, α - і γ -спектрометрії (Лаврова та ін., 2019, 2021; Лаврова, 2023).

Для вивчення стану забруднення території, оцінки забруднення колишніх виробничих приміщень за показниками зовнішнього гамма-випромінювання застосовували радіометри-дозиметри ДКС-96, а також радіометри іншого типу у поєднанні із супутниковою навігаційною системою (Garmin-GPS-60). На всіх основних ділянках із високим рівнем радіоактивного забруднення за даними гамма-зйомок вивчалися вертикальна структура радіоактивного (радіонуклідами уранового ряду) і хімічного забруднення ґрунтів. Проби ґрунту відбиралися на глибину 0–30 см, із застосуванням шнекових відбірників від 30 см до 1 м і глибше із поділом колонок ґрунту на характерні шари 5–10 см (Лаврова та ін., 2021).

У зонах впливу 5 хвостосховищ, на найбільш забруднених ділянках промислової території май-

данчика ВО "ПХЗ" і у населених пунктах зони впливу майданчика (с. Таромське) і м. Кам'янське (метеостанція) були встановлені ізокінетичні повітря-фільтруючі установки та планшети радіоактивних випадінь (Лаврова та ін., 2021). Протягом тривалого періоду вивчалися динаміка показників об'ємної активності (ОА) радіоактивних аерозолів і аерозольних випадінь. Методами пасивної трекової радіометрії і шляхом вимірювання активності альфа-часток радону (радонометрами) вивчалися характеристики об'ємної активності (ОА) ^{222}Rn у повітрі на різних об'єктах майданчика (Вимірювання активностей ^{222}Rn ..., 2000), а також показники ексхалатції ^{222}Rn з поверхні ґрунту на території хвостосховищ, як індикатора цілісності їх захисного покриття.

Програма відбору проб підземних вод здійснювалася на 15 спостережних свердловинах майданчика згідно із програмою і методами, які описано у роботі один раз на рік (Ткаченко та ін., 2020). Проби поверхневих вод відбирали 1 раз на місяць або 1 раз у квартал на 5 пунктах спостережень на р. Дніпро і р. Коноплянка (Лаврова та ін., 2019). Накопичення радіонуклідів вивчалися у донних відкладах р. Коноплянка і Дніпровському водосховищі (Моніторингові дослід. ..., 2014).

Активність радіонуклідів U-ряду у пробах ґрунтів, аерозолях, залишках рудних матеріалів і рослинних зразках визначали за методом гамма-спектрометрії із використанням гамма-спектрометричних напівпровідникових детекторів типу GWL, GMX (Ortec), BEGe (Canberra) (Моніторингові дослід. ..., 2014; Лаврова та ін., 2021). Визначення активності альфа-випромінюючих радіонуклідів $^{238,234}\text{U}$, $^{232,230,228}\text{Th}$, ^{210}Pb і ^{210}Po у контрольних пробах води і твердо-фазних проб вимірювалися також із використанням засобів альфа-бета радіометрії (ВИМС, 2003а, 2003б) і альфа-спектрометрії з радіохімічною підготовкою проб (ВИМС, 2003с-2003ф). Хімічний склад поверхневих і підземних вод визначали за стандартними методиками (Набиванець та ін., 2007). Статистичну оцінку результатів виконано методами варіаційної статистики із використанням стандартних методів статистичного аналізу, основні алгоритми якого надано у (Лаврова та ін., 2019).

РЕЗУЛЬТАТИ ОЦІНКИ РАДІОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Оцінка забруднення території радіоактивними залишками уранового виробництва. Активність природних радіонуклідів уранового і торієвого рядів у верхньому шарі ґрунтів на фонових ділянках визначається у межах $0,02\text{--}0,07\text{ кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$ із майже рівноважним відношенням активності всіх радіонуклідів уранового ряду (табл. 1). Співвідно-

шення між активністю ^{238}U і ^{232}Th визначено у межах $1,0 \pm 0,2$, що співпадає з даними інших дослідників для техногенно незабруднених ґрунтів (Лаврова та ін., 2021). Тому активність ^{232}Th на майданчику ВО «ПХЗ» було визначено у якості показника фонових рівнів знаходження радіонуклідів уранового ряду. Активність радіонуклідів у ґрунтах на фонових ділянках підпорядковується нормальному статистичному закону, а в аерозолях повітря — логнормальному.

У ґрунтах на багатьох ділянках майданчика визначено присутність ^{226}Ra у відносно високих концентраціях, є також ділянки, де домінують високі концентрації активності ^{238}U , ^{234}U або ^{230}Th (Лаврова та ін., 2021). Необхідність і вимоги щодо очищення таких територій мають бути визначені в рамках стратегії приведення даної території у безпечний стан. Різний характер домінування радіонуклідів уранового ряду у ґрунтах майданчика залежить від наближення ділянки відбору проб до об'єкту характерного етапу технологічного циклу переробки уранових руд, а також типу залишків переробки руд і механізмів, які призвели до накопичення та поширення забруднень.

Найвищі рівні забруднення ґрунту та їх поширення на глибину до 1,5 метра характерні для територій складування рудної сировини і залишків, навколо колишніх будівель виробництва готової продукції, технологічних споруд з очищення технічних вод.

На більшості забруднених ділянок майданчика активність радіонуклідів уранового ряду змінюється в залежності від типу руд, і залишків уранового виробництва в діапазоні від 3–5 кБк·кг⁻¹ до 10 кБк·кг⁻¹ і вище (Лаврова та ін., 2021), що вище за рівні звільнення матеріалів від регулюючого контролю 1 кБк·кг⁻¹ (Порядок звільнення..., 2010).

На ділянках, забруднених залишками переробки уранових руд, у структурі забруднення ґрун-

тів домінують дочірні продуктів розпаду урану $^{230}\text{Th} > ^{226}\text{Ra} > ^{210}\text{Pb}$. Для ділянок навколо об'єктів виробництва торієвої очистки концентратів найбільші рівні вмісту ^{230}Th визначено до 3 МБк·кг⁻¹. На ділянках цехів радієвого очищення концентратів максимальні рівні активності ^{226}Ra у поверхневому шарі ґрунту визначено у діапазоні від 600 до 9 МБк·кг⁻¹. Максимальна активність ізотопів U становить близько 3,2 МБк·кг⁻¹ і виявляється на ділянках біля будівель виробництва готової продукції. Такі ділянки території є джерелами опромінення для робітників підприємств, розташованих на майданчику, і підлягають очищенню.

Статистичний аналіз отриманих результатів дозволить встановити межі фонового коливання певного показника: для показників, варіації даних яких підпорядковуються нормальному статистичному закону за рівнянням: $\bar{X} + 3\sigma$, і логнормального — $\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 3}$, з розрахунками величин середньо-арифметичного значення (\bar{X}) і стандартного квадратичного відхилення (σ) та середньо-геометричного значення (\dot{X}) і геометричного стандартного відхилення ($\epsilon_{\text{геом}}$), відповідно.

Оцінка фонові активності радіонуклідів у ґрунтах та верхньої межі коливань природного фону (за рівнянням $\bar{X} + 2\sigma$), дисперсної фази аерозолів (їх об'ємної активності, щільності випадінь) на рівні 95% квантилі, відповідно до (Порядок визначення..., 2001), представлено у табл. 1.

Підвищені і високі рівні активності залишків переробки уранових руд у ґрунтах майданчика, які є одночасно альфа- і гамма-випромінювачами, формують підвищені рівні зовнішнього гамма-опромінювання на території майданчика і зонах його впливу.

Оцінка просторового забруднення території майданчика за рівнем потужності амбієнтного еквівалента дози (ПАЕД) гамма-випромінювання виконана із застосуванням геостатистичного підходу з можливістю просторового зображення результатів

Таблиця 1. Фонові рівні активності радіонуклідів у ґрунтах і частках пилу (аерозолях)

U-238		Ra-226		Pb-210		Po-210		Th-232	
\bar{X}	$\bar{X} + 2\sigma$	\bar{X}	$\bar{X} + 2\sigma$	\bar{X}	$\bar{X} + 2\sigma$	\bar{X}	$\bar{X} + 2\sigma$	\bar{X}	$\bar{X} + 2\sigma$
<i>Черноземи і лугові ґрунти (0-20 см), кБк·кг⁻¹ сухої ваги</i>									
0,026	0,031	0,026	0,031	0,040	0,047	0,040	0,047	0,030	0,036
<i>Об'ємна активність аерозолів у повітрі, 10⁻⁶·Бк·м⁻³</i>									
$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.
3,9-1,53 ^{±1}	11,2	3,9-1,65 ^{±1}	11,5	335-1,45 ^{±1}	870	100-1,45 ^{±1}	260	1,9-1,73 ^{±1}	5,0
<i>Щільність випадінь дисперсної фази аерозолів, 10⁻⁶·Бк·м⁻²·сек⁻¹</i>									
0,05-1,35 ^{±1}	0,085	0,06-1,35 ^{±1}	0,100	1,4-1,50 ^{±1}	4,70	1,4-1,50 ^{±1}	1,40	0,03-1,3 ^{±1}	0,06



Рис. 2. Карта ПАЕД гамма-випромінювання території колишнього ВО "ПХЗ" (Development of the method ..., 2017) із локацією хвостосховищ "Західне", "Центральний Яр" і "Південно-східне", і основних зон локалізації поверхневого забруднення ґрунтів (1) — седиментаційні відстійники і прилеглі території, (2) — зона розташування основних будівель колишнього уранового виробництва і (3) — територія розвантаження уранових руд для подальшої переробки

у вигляді картосхем. Загальну карто-схему території колишнього ВО "ПХЗ" створено в рамках міжнародного проєкту (Development of the method ..., 2017) за узагальнюючими результатами зйомок 2007–2016 рр. (рис. 2).

Встановлено, що площі територій, де рівні ПАЕД > 0,50 мкЗв·год⁻¹ і які підлягають ремедіації,

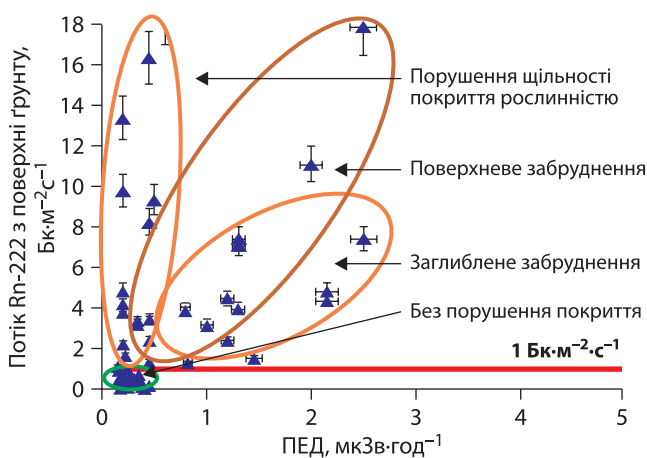


Рис. 3. Залежність ексхалації ²²²Rn від ПАЕД гамма-випромінювання на різних ділянках хвостосховища "Центральний Яр"

складають до 30% усієї території (близько 0,72 км²), з яких 5% території (близько 0,04 км²) із високим рівнем забруднення (>10 мкЗв·год⁻¹), що підлягають обов'язковому очищенню. Найбільшими рівнями забруднення за показниками ПАЕД гамма-випромінювання (10–30 мкЗв·год⁻¹) є ділянки навколо будівель U-виробництва, навколо колишніх цехів розмелу руд (2 зона на рис. 2), в місцях локалізації залишків уранових руд (3 зона на рис. 3), місцях аварійних розливів і місцях несанкціонованих скидів залишків переробки уранових руд. Максимальні рівні ПАЕД (до 1,5 мЗв·год⁻¹) виявлено в цехах колишніх будівель з екстракції урану і торієвого очищення (Лаврова та ін., 2021).

Аналіз просторового розподілу ПАЕД гамма-випромінювання порівняно із іншими факторами радіологічного впливу дозволив визначити, що зовнішнє гамма-опромінення є основним фактором впливу на працівників підприємств, які можуть регулярно відвідувати забруднені ділянки і об'єкти території майданчика колишнього "ПХЗ", де потужність дози гамма-випромінювання перевищує рівень дії 0,5 мкЗв·год⁻¹ (Норми рад. ..., 2000) (рис. 2). Дози опромінення працівників, які не мають доступу до забрудненої території, не перевищують

встановлених граничних річних доз для населення ($1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$) над природним фоном (Норми рад. ..., 2000). Річні дози опромінення для представників населення, що проживають за межами майданчика, від джерел, розташованих на території "ПХЗ", оцінено у межах $0,02\text{--}0,05 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ (Кириченко, 2015).

Активність Ra-226 в ґрунтах обумовлює присутність Rn-222 у ґрунті і підвищені рівні його ексхаляції з поверхні. Аналіз частотного рівнів ексхаляції ^{222}Rn з поверхні ґрунтів виявив їх лог-нормальний характер їх розподілу. На фонових ділянках забруднення усереднені показники ексхаляції радону-222 визначені на рівні $63 \cdot 1,7^{\pm 1} \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ із максимальним значенням ($X \cdot \epsilon + 3$) на рівні $300 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$. На рекультивованих ділянках хвостосховищ рівень ексхаляції ^{222}Rn дорівнює $80 \cdot 1,9^{\pm 1} \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ з максимальним рівнем $620 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$, що у 2 рази вище за фоновий рівень $300 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$.

На поверхні ґрунтового покриву хвостосховищ "Центральний Яр", "Західне" регулярно спостерігалися високі рівні потоку ^{222}Rn (від 1,5 до $100 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$), що свідчить про невідповідність існуючого покриття проєктним умовам безпеки і необхідності спорудження нового ґрунтового покриття (рис. 3).

На прикладі аналізу залежності ексхаляції ^{222}Rn від ПАЕД гамма-випромінювання на різних ділянках хвостосховища "Центральний яр" показано її можливі варіанти від дії різних факторів: поверхневого забруднення, заглибленого (внаслідок пошкодження захисних шарів покриття), зменшення щільності покриття (внаслідок життєдіяльності дерев'янистої рослинності, розвиток кореневої системи якої може впливати на зменшення щільності покриття) (див. рис. 3).

Аналізом даних встановлено, що значна варіабельність рівнів ексхаляції ^{222}Rn на поверхні ґрунтів майданчика є суттєво залежною від характеристик проникності ґрунтового покриття хвостосховищ, активності ^{226}Ra в ґрунтах і тилі хвостосховищ, меншою мірою вона обумовлена метеорологічними умовами. Виявлені залежності враховувались на етапі математичного моделювання прогнозних оцінок об'ємної активності радону (ОА) за межами майданчика.

Оцінка забруднення повітря та його поширення за межі майданчика. Оцінку забруднення повітря радіоактивними аерозолями об'єктів дослідження проводили за результатами спостережень, які порівнювали із фоновими рівнями (рис. 4), розраховуючи інтегральний показник перевищення над фоном ($Q_f = C_i/C_\phi$), а для оцінки стану забруднення — із допустимими концентраціями у повітрі ДК^{inhal} для певних категорій (Норми рад. ..., 2000).

Найвищі рівні забруднення повітря спостерігалися у літні сухі періоди 2007 і 2008 рр. коли на поверхні хвостосховищ, зокрема, "Південно-східного" виконували заміну ґрунтового покриття. Встановлено, що протягом періодів ведення земляних робіт на поверхні хвостосховищ активність радіоактивних аерозолів за показниками вмісту ^{238}U зростала від 60 до 100 разів, а для ^{226}Ra від 40 до 150 разів порівняно із природним фоном. Об'ємні активності аерозолу у деякі періоди перевищували фонові у 70–200 і 100–270 разів, відповідно. За нормальних умов і відсутності вітрового підйому пилу забруднення повітря аерозолями на майданчику наближається до фонових значень (див. рис. 4).

За результатами цієї вибірки даних спостережень виконано розрахунки статистичних характеристик розподілу даних, які підпорядковуються логнормальному статистичному закону розподілу імовірнісних величин. Аналіз статистичних характеристик отриманих рядів даних спостережень згідно із рекомендаціями (Берлянд, 1985) дозволив виділити три групи рівнів забруднення для характеристики стану аерозольного забруднення за показниками щільності радіоактивних випадінь і об'ємної активності аерозолу у повітрі (табл. 2).

За результатами спостережень і модельних розрахунків, які виконано з урахуванням типових метеорологічних характеристик, складної топографії на майданчику і для різних типів покриття для певних ділянок за результатами (Kchalchenkov et al., 2016) встановлено, що розповсюдження ореолу із аерозольним забрудненням може поширюватися у межах до 500 м від джерела вітрового підйому. Встановлено, що максимальні разові концентрації за умов найгіршого сценарію (швидкості вітру $12 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$) для мешканців с. Таромське складають для ^{226}Ra (найбільш вагомий дозоутворюючий радіонуклід) — $12,5 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-3}$, що становить 0,4% від ДК^{inhal} для населення $3 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-3}$ (Kchalchenkov et al., 2016).

Важливим чинником радіаційного забруднення атмосферного повітря на території майданчиків уранових виробництв є радіоактивний газ ^{222}Rn (дочірній елемент ^{226}Ra), обумовлений присутністю в ґрунтах ^{226}Ra (природний чинник) і залишках виробництва (техногенний чинник).

Дослідженнями рівнів середньомісячної об'ємної активності (ОА) ^{222}Rn із застосуванням методу пасивної радонотрії, встановлено, що ОА ^{222}Rn в приміщенні будівель на майданчику коливаються у широкому діапазоні значень від 0,2 до $1 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ (еквівалентна рівноважна об'ємна активність ЕРОА $80\text{--}400 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, коефіцієнт рівноваги $F = 0,4$), а в окремих підвальних приміщеннях будівель, де про-

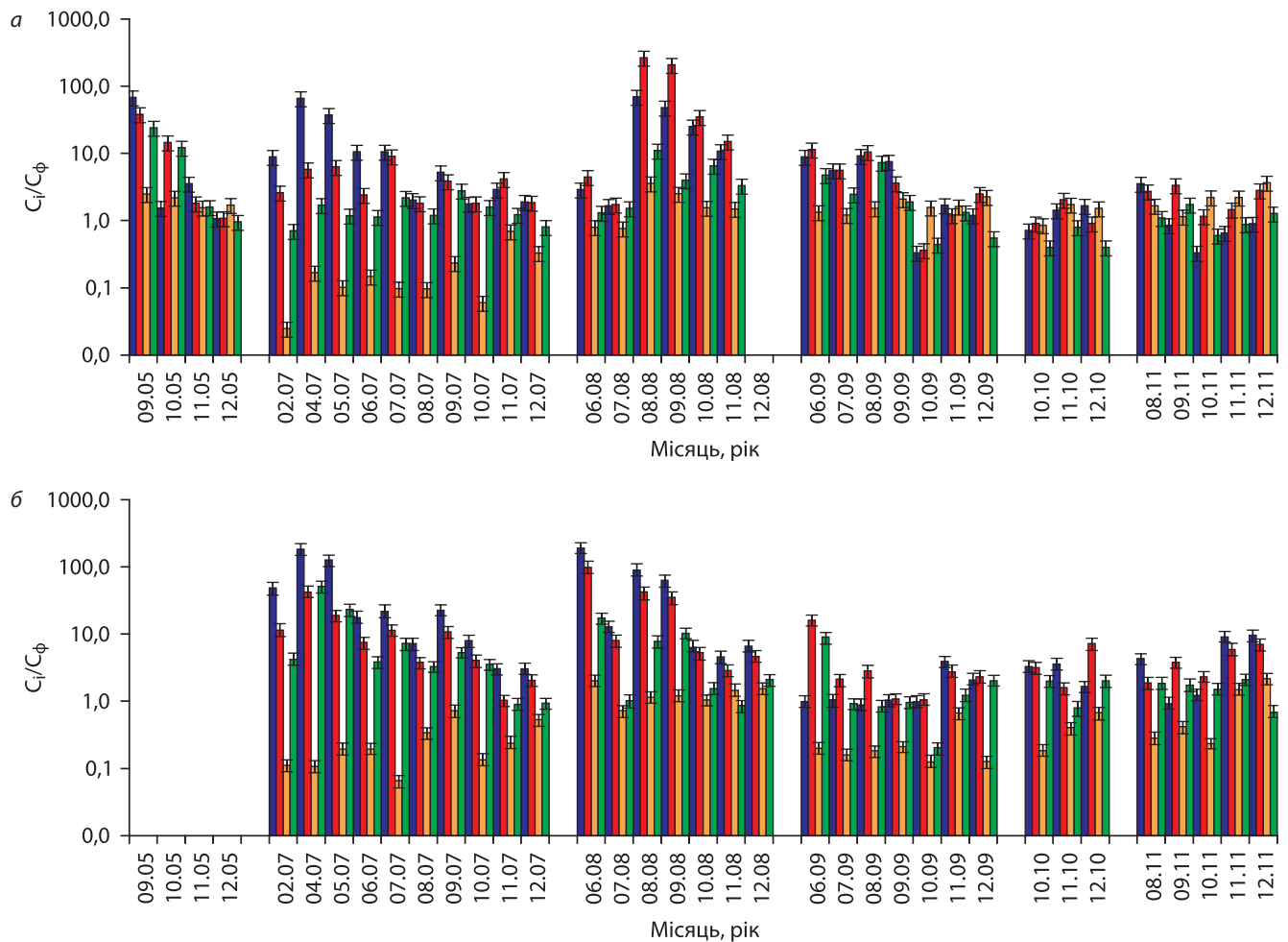


Рис. 4. Індекс (C_i/C_ϕ) забруднення атмосферного повітря (об'ємні активності радіонуклідів уранового ряду і ^{232}Th в аерозолях) за періоди спостережень у районі хвостосховища "Південно-східне" (а) 08–11.2008 та 06–09.2009 періоди земляних робіт під час відновлення ґрунтового покриття та хвостосховищі "Центральний Яр" (б) 02–09.2007 та 06–09.2008 земляні роботи в 100 м від границі хвостосховища: ■ — U-238; ■ — Ra-226; ■ — Pb-210; ■ — Th-232

Таблиця 2. Рівні забруднення приземного шару атмосфери

Рн	Середня характеристика			Градації рівнів забруднення					
	мкБк·м ⁻² ·с ⁻¹		Q _f	III (низьке)		II (підвищене)		I (відносно високе)	
	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	max		мкБк·м ⁻² ·с ⁻¹	Q _f	мкБк·м ⁻² ·с ⁻¹	Q _f	мкБк·м ⁻² ·с ⁻¹	Q _f
<i>Щільність випадань, мкБк·м⁻²·с⁻¹</i>									
²³⁸ U	0,07·1,62 ^{±1}	0,39	4,6	≤0,08	0,8 (50%)	0,08–0,15	1,8 (40%)	≥0,16	≥1,8 (10%)
²²⁶ Ra	0,08·1,55 ^{±1}	0,39	3,9	≤0,08	0,8 (50%)	0,08–0,16	1,6 (40%)	≥0,16	≥1,6 (10%)
²¹⁰ Pb	1,86·1,41 ^{±1}	5,2	1,1	≤3,80	0,8 (90%)	3,80–7,00	1,5 (10%)	≥7,0	—
²³² Th	0,03·1,48 ^{±1}	0,09	1,5	≤0,05	0,8 (90%)	0,03–0,09	1,5 (5%)	≥0,09	≥1,5 (5%)
<i>Об'ємна активність, мкБк·м⁻³</i>									
²³⁸ U	4,5·1,82 ^{±1}	27	2,4	≤8,7	0,8 (70%)	8,7–15,0	1,3 (20%)	≥15,0	≥1,3 (10%)
²²⁶ Ra	4,5·1,77 ^{±1}	25	2,2	≤9,6	0,8 (70%)	9,6–15,0	1,3 (20%)	≥15,0	≥1,3 (10%)
²¹⁰ Pb	630·1,40 ^{±1}	1750	2,0	≤720	0,8 (70%)	720–1200	1,3 (25%)	≥1200	≥1,3 (5%)
²³² Th	1,8·1,60 ^{±1}	7,5	1,5	≤4,2	0,8 (90%)	4,2–6,5	1,3 (9%)	≥6,5	≥1,3 (1%)

водилось вилучення урану з рудних розчинів, до 20 Бк·м⁻³, що вимагає очищення таких будівель для повторного використання.

Об'ємна активність ²²²Rn у повітрі відкритого простору також змінювалася в широкому діапазоні значень — від 0,03 до 2,5 Бк·м⁻³ (еквівалентна рівноважна об'ємна активність ЕРОА 5–500 Бк·м⁻³, коефіцієнт рівноваги $F=0,2$) та за своїм частотним розподілом наближалася до нормального характеру із медіаною 200±68 Бк·м⁻³, що обумовлено процесами турбулентного перемішування повітряних мас. При цьому кореляцію між ОА ²²²Rn в повітрі та його ексхалациєю не встановлено ($r^2=0,35$, $p < 0,05$). Аналіз результатів доводить, що хоча нове покриття хвостосховищ може призводити до зменшення ексхалациї ²²²Rn із його поверхні від 10 до 100 разів, але не може суттєво впливати на зменшення ОА ²²²Rn у повітрі на його поверхні у тих випадках, коли ґрунти прилеглих до хвостосховищ територій є суттєво забрудненими ²²⁶Ra.

Результати досліджень і виконані на їх основі моделювання також підтверджують незначний внесок аерозольного шляху в поширення ²²²Rn за межі майданчика (Kovalets et al., 2017).

Таким чином, інгаляційні шляхи опромінення від аерозольного забруднення і поширення ОА ²²²Rn у повітрі можуть бути суттєвими тільки для працівників, які працюють на майданчику ВО «ПХЗ», та не створюють загрози для населення міста.

Оцінка забруднення підземних вод. Для характеристики радіаційного забруднення підземних

і поверхневих вод за результатами статистичного аналізу, алгоритм якого описано у (Лаврова та ін., 2019) встановлено статистичні характеристики фонових рівнів, що обумовлено присутністю природних радіонуклідів у природних водах, верхня межа якого визначається рівнем 95% квантилі від всієї вибірки даних (табл. 3).

В системі спостережень за станом підземних вод на майданчику відсутні фонові свердловини, що розташовані вище його промислового впливу, тому виконано оцінки для алювіального горизонту в районі сел. ім. Горького (свердловина 103) за зоною впливу хвостосховища “Сухачівське”, а також у якості промислового фону оцінено мінімальний рівень забруднення у алювіальних водах з свердловини 1-3П, розташованій в межах Кам'янського майданчику вище впливу хвостосховища “Західне”.

За результатами багаторічних спостережень встановлено, що основні ореоли забруднення підземних вод поширюються під тілом хвостосховищ в алювіальному горизонті на відстані до 10–300 м від хвостосховищ за напрямком фільтраційного потоку до р. Коноплянка. Такі води мають високий рівень мінералізації і високі концентрації радіонуклідів уранового сімейства, зокрема, ізотопів урану у вигляді сульфатних і карбонатних комплексів (від 5–10 Бк·дм⁻³ до 1000 Бк·дм і вище) (Ткаченко та ін., 2020; Бугай та ін., 2021; Заноз та ін., 2021; Лаврова та ін., 2022).

Для вод техногенного горизонту у тілі хвостосховищ було визначено відносно синхронну динаміку

Таблиця 3. **Фонові рівні активність радіонуклідів у природних водах**

Активність радіонуклідів, Бк·дм ⁻³							
U-238		Ra-226		Pb-210		Po-210	
<i>Підземні води, Сухачівський майданчик, свердловина 103, алювіальний горизонт</i>							
$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.
0,055·1,47±1	0,140	0,012·1,44±1	0,030	0,035·1,17±1	0,050	0,006·1,51±1	0,020
<i>Підземні води, Кам'янський майданчик, свердловина 1-3П, алювіальний горизонт, промисловий фон</i>							
$\bar{X} \pm \sigma$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.
0,23±0,08	0,300	0,054·1,85±1	0,350	0,078·1,31±1	0,170	0,023·1,32±1	0,050
<i>Поверхневі води, р. Дніпро (в районі метеостанції м. Кам'янське)</i>							
$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\bar{X} \pm \sigma$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.
0,015·1,50±1	0,032	0,009·1,40±1	0,023	0,026±0,010	0,043	0,003·1,65±1	0,010
<i>Поверхневі води, р. Коноплянка, промисловий фон</i>							
$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	95% кв.
0,080·1,40±1	0,150	0,020·1,46±1	0,050	0,031·1,32±1	0,070	0,004·1,58±1	0,008

Примітка: 95% квантиль — верхня межа фонових рівнів.

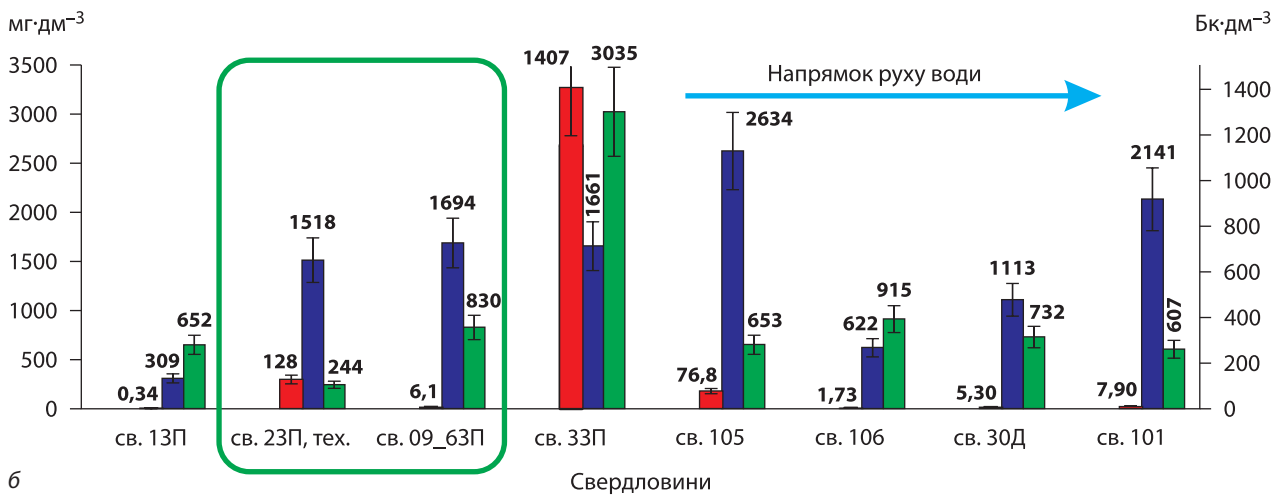
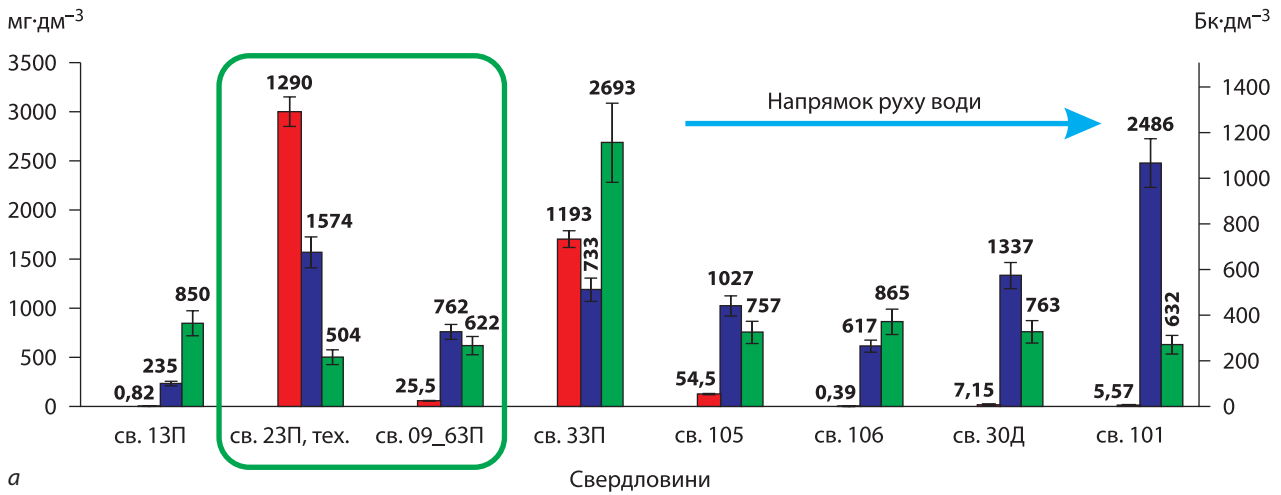


Рис. 5. Просторовий розподіл концентрацій урану та основних аніонів у техногенному (тех.) і алювіальному водоносних горизонтах хвостосховища “Західне”, за даними 2009 р. (а) і 2021 р. (б): ■ — U-238 (Бк·дм⁻³); ■ — SO₄²⁻ (мг·дм⁻³); ■ — HCO₃⁻ (мг·дм⁻³); — — свердловини на різні горизонти на одній ділянці

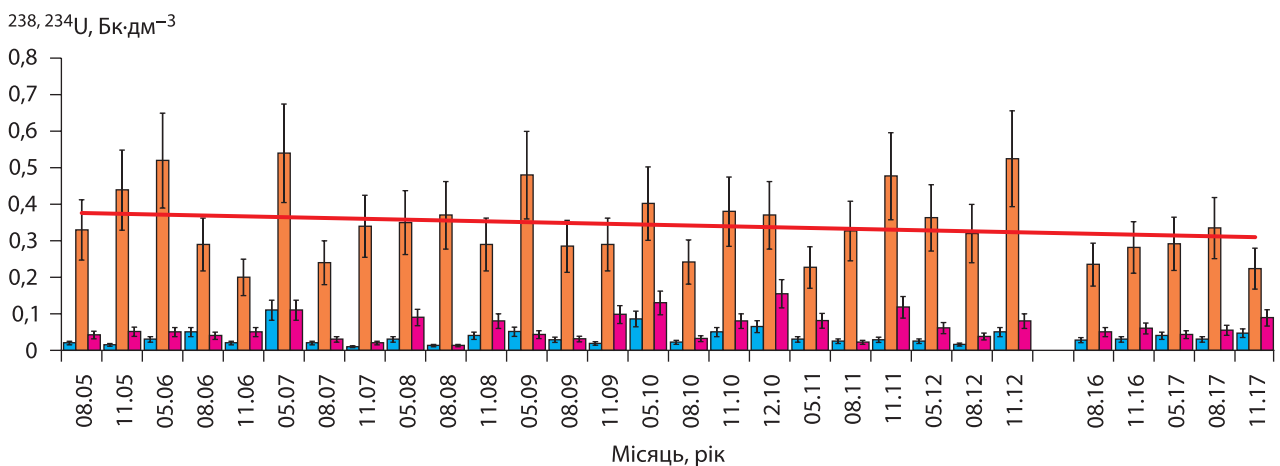


Рис. 6. Тренди формування забруднення вод р. Кооплянка ураном у зоні витоку в р. Дніпро (2), р. Дніпро на фоновій ділянці (1) та нижче 500 м гирла р. Кооплянка (3): ■ — р. Дніпро, фонові ділянка (1); ■ — р. Кооплянка (2); ■ — р. Дніпро, контрольна ділянка (3)

формування трендів вмісту сульфат- і карбонат-іонів у воді і активністю ізотопів урану. Проте, за межами підтоплених ділянок хвостосховища “Західне” в алювіальних ґрунтах такої кореляції часто не спостерігається (рис. 5), що може свідчити про різні джерела їх надходження. Встановлено, що ізотопи урану ($^{238}, ^{234}\text{U}$), об’ємна активність яких у 100 і більше разів перевищує об’ємну активність інших елементів уранового ряду ($^{226}\text{Ra}, ^{210}\text{Pb}, ^{210}\text{Po}$), є домінуючими в підземних і поверхневих водах (складають до 95% сумарної альфа-активності вод).

Найвищі рівні мінералізації та активності радіонуклідів, особливо ізотопів урану, виявлено у водах техногенних горизонтів. Динаміку їхнього забруднення простежено на прикладі хвостосховищ “Західне” (Заноз та ін., 2021) і “Дніпровське” (Лаврова та ін., 2022). Встановлено, що максимальні концентрації ізотопів урану (1290 Бк·дм⁻³ у 2005 р.) зменшилися до 128 Бк·дм⁻³ у 2021 р. у хвостосховищі “Західне”, і збільшилися від 80 Бк·дм⁻³ у 2009 р. до 250 Бк·дм⁻³ у 2017 р., або у 3 рази, у хвостосховищі “Дніпровське” (Лаврова та ін., 2022). Приклади просторового розподілу активності урану і домінуючих аніонів у підземних водах зони впливу хвостосховища “Західне” показано на рис. 5.

Показники індексу хімічного забруднення (I_{3i}/I_{3f}) підземних вод у межах основного ореолу винесення із хвостосховищ перевищують фонові рівні у 20–40 разів, що відповідає класу “екстремально забруднених” вод. За останні 70 років з часу заповнення хвостосховищ “Західне” і “Центральний яр” ореол забруднених вод із високими концентраціями активності урану (>10 Бк·дм⁻³) перемістився від хвостосховищ на відстань близько 300 м (Лаврова та ін., 2022). Проте на інших територіях

майданчика (за межами впливу хвостосховищ) рівні забруднення вод алювіального горизонту є близькими до фонових для цієї промислової зони (Лаврова та ін., 2022). Це свідчить про те, що основним джерелом надходження радіоактивних і хімічних забруднювачів у підземні води з території майданчика “ПХЗ” є і протягом тривалого періоду будуть залишатися саме хвостосховища залишків уранового виробництва.

Оцінка забруднення поверхневих вод. Методологія спостережень за радіоактивним і хімічним забрудненням поверхневих вод у зоні впливу майданчика колишнього ВО “ПХЗ” представлена у роботі (Лаврова та ін., 2019). Результати моніторингових досліджень вмісту $^{238}, ^{234}\text{U}, ^{226}\text{Ra}$ у водах малих річок зони впливу майданчика дозволяють оцінити забруднення р. Коноплянка у межах зони формування поверхневого стоку, що охоплює майданчик.

У якості ділянки для оцінки фонових рівнів забруднення поверхневих вод визначено пункт відбору проб води у р. Дніпро на відстані приблизно 10 км вище за течією від зони впливу забруднених стоків з майданчика колишнього ВО “ПХЗ”. Також регулярно відбиралися проби води з р. Коноплянка у місці її витoku, у середній течії і на ділянці її впадіння у водосховище. Статистичні характеристики вмісту радіонуклідів на цих ділянках надано у табл. 4.

Дослідженнями (Ткаченко та ін., 2020) показано, що з території майданчика радіонукліди уранового ряду надходять у р. Коноплянка із поверхневим стоком, дренажними водами зливової каналізації і, частково, при розвантаженні підземного стоку. За даними аналізу багаторічних даних спостережень виявлено, що у зоні впливу забруднених стоків поверхневих вод з території майданчика об’ємна активність $^{238}, ^{234}\text{U}$ і ^{226}Ra у воді р. Коноплянка зрос-

Таблиця 4. Активність радіонуклідів у поверхневих водах зони впливу майданчику ВО “ПХЗ”

Активність радіонуклідів, Бк·дм ⁻³											
U-238			Ra-226			Pb-210			Po-210		
<i>р. Коноплянка, заплавні озера, в зоні впливу хвостосховища “Д”</i>											
$\bar{X} \pm \sigma$	max	Q_f	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	max	Q_f	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	max	Q_f	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	max	Q_f
0,13±0,04	0,25	7,9	0,03·1,43±1	0,08	3,5	0,035·1,26±1	0,07	1,6	0,004·1,80±1	0,025	2,5
<i>р. Коноплянка, в районі седиментаційного відстійника, за зоною впливу хвостосховища</i>											
$\bar{X} \pm \sigma$	max	Q_f	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	max	Q_f	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	max	Q_f	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	max	Q_f
0,16±0,05	0,27	8,4	0,03·1,62±1	0,11	4,7	0,033·1,28±1	0,07	1,6	0,004·1,50±1	0,015	1,5
<i>р. Дніпро, 500 м нижче гирла (контрольна ділянка)</i>											
$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	max	Q_f	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	max	Q_f	$\bar{X} \pm \sigma$	max	Q_f	$\dot{X} \cdot \epsilon^{\pm 1}$	max	Q_f
0,03·1,43±1	0,08	2,4	0,01·1,55±1	0,05	2,0	0,033±0,01	0,05	1,2	0,004·1,60±1	0,015	1,5

Таблиця 5. Типові характеристики гідрологічних, гідрохімічних і радіаційних показників поверхневих вод

Характеристики	р. Коноплянка	р. Дніпро	р. Самара	р. Вільнянка
Середні витрати води, м ³ ·с ⁻¹	0,2–0,6	500–1500	10–20	0,2–1,2
Мінералізація, г·дм ⁻³	0,3–1,1	0,2–0,4	1,8–2,5	3,5–6,5
Сумарна альфа-активність, Бк·дм ⁻³	0,20–0,60	0,03–0,15	0,10–0,30	0,95–3,6
Типовий вміст ²³⁴⁺²³⁸ U, Бк·дм ⁻³	0,15–0,55	0,02–0,12	0,10–0,29	0,85–3,5

тає, перевищуючи у 5–10 разів фонові рівні вмісту радіонуклідів уранового ряду природного походження.

Оцінки середньорічних величин об'ємної активності ²³⁸, ²³⁴U і ²²⁶Ra у воді р. Коноплянка у зоні витоку в р. Дніпро складають 320±130 мБк·дм⁻³ і 45±15 мБк·дм⁻³, відповідно, що не перевищує встановлені контрольні рівні забруднення за критерієм рівня дії для активності ²³⁴⁺²³⁸U, ²²⁶Ra (1,0 Бк·дм⁻³) (Норми рад. ..., 2000) (табл. 4).

У донних відкладах р. Коноплянка активність ²³⁸, ²³⁴U і ²²⁶Ra визначено на рівні 300±60 Бк·кг⁻¹ і 500±100 Бк·кг⁻¹, відповідно, що у 10 разів і більше перевищує рівень природного фонового вмісту цих радіонуклідів у донних відкладах за межами впливу стоків з майданчика колишнього ВО "ПХЗ" 25±5 Бк·кг⁻¹ і 40±8 Бк·кг⁻¹, відповідно.

Встановлено, що стік забруднених ураном вод р. Коноплянка може збільшувати усереднені об'єми активності урану у воді р. Дніпро на відстані 500 м від місця витоку вод р. Коноплянки до 2 разів над рівнем природного фону (до величин 0,03–0,09 Бк·дм⁻³). Проте такі рівні забруднення є суттєво нижчими за контрольні рівні безпеки для водокористування (табл. 4). Річний стік ²³⁸, ²³⁴U і ²²⁶Ra з водами р. Коноплянка, порівнюючи з їх стоком водами р. Дніпро є дуже незначним і оцінюється співвідношенням 1 : 140 (12 ГБк і 1700 ГБк, відповідно, за даними спостережень середнього за водністю 2012 року). Тому сучасне надходження забруднених вод р. Коноплянка не має впливу на забруднення р. Дніпро.

Порівняння природної якості води за показниками мінералізації, а також активністю ізотопів урану і радію у водах лівобережних приток до Дніпровського водосховища, зокрема, вод р. Самара (гідрологічний пост с. Кочережки) Дніпропетровської області (середні багаторічні витрати води 18 м³·с⁻¹), а також р. Вільнянка (малий водотік із середніми витратами води біля 1,0 м³·с⁻¹) у межах Запорізької області (с. Зелене Вільнянського району), розташованих нижче за течією впадіння р. Коноплянка, показує, що вміст радіонуклідів уранового ряду у воді цих річок є навіть значно вищим, ніж

рівні забруднення вод р. Коноплянка, куди надходять стоки із майданчика колишнього ВО "ПХЗ" (табл. 5).

Порівняльні результати узагальнених оцінок показують, що активність ізотопів урану (²³⁸+²³⁴) у воді річок, що формуються різними природними факторами може досягати 0,2–0,3 Бк·дм у р. Самара і 2,0–3,5 Бк·дм⁻³ у р. Вільнянка (табл. 5).

Причиною підвищених і високих рівнів активності ізотопів урану у водах лівобережних приток р. Дніпро (р. Самара і р. Вільнянка) є той факт, що водозбірні території цих річок, в тому числі формування основного підземного живлення руслової мережі, приурочені до кристалічних порід із високим природним вмістом ізотопів урану. Особливості формування підвищеного вмісту радіонуклідів природного походження мають бути враховані для розробки регламентів фонового моніторингу вод, а також при інтерпретації результатів радіаційних впливів на сучасний стан навколишнього природного середовища.

Гідрологічні характеристики і незрівнянно вищі об'єми стоку води р. Дніпро обумовлюють значне розбавлення стоків, які надходять з водозбірних територій колишнього майданчика ВО "ПХЗ". Крім того підвищені рівні накопичення радіонуклідів уранового ряду свідчать також про високий рівень самоочищення водної системи як результат адсорбції і седиментаційного осадження урану у донні відклади водосховища.

У найближчі 10–15 років на майданчику має бути здійснено значний обсяг заходів приведення майданчика у безпечний стан, у тому числі: реконструкція захисного покриття всіх хвостосховищ, дезактивація забруднених територій і очищення об'єктів інженерної інфраструктури виробництва уранових концентратів, а також інші заходи, які очікувано мають суттєво зменшити винесення забруднювальних речовин за межі майданчика. Тим не менш, спостереження за вмістом урану і хімічним забрудненням вод мають бути продовжені, — як контроль ефективності здійснення заходів щодо приведення майданчика у безпечний стан.

ВИСНОВКИ

Багаторічні результати вивчення стану радіаційного забруднення майданчика ПХЗ і природного середовища у зоні його впливу, показали, що основними джерелами формування радіаційних впливів на персонал підприємств і населення є територія майданчика забруднена залишками переробки уранових руд. Показано, що вищеозначені джерела радіаційних впливів характеризуються підвищеним вмістом радіонуклідів уранового сімейства: ^{238}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po .

Так, у ґрунтах активність радіонуклідів від 10 до 1000 разів вище фонових рівнів, а на окремих локальних ділянках може перевищувати 1000 разів рівень звільнення від регулюючого контролю 1 кБк·кг⁻¹.

Підвищені рівні ПАЕД гамма випромінювання обумовлені головним чином, активністю ^{226}Ra . Ділянки території майданчика із підвищеними рівнями ПАЕД гамма-випромінювання ($\geq 0,5$ мкЗв·год⁻¹), які підлягають очищенню, займають більше 30% всієї території Кам'янського майданчика. Площа ділянок із високим рівнем ПАЕД (20–100 мкЗв·год⁻¹), що потребує першочергової дезактивації, складає до 5% території.

У аерозолях повітря, що містять ^{238}U і ^{226}Ra , перевищення фонових рівнів спостерігається лише в періоди ведення земляних робіт, під час яких щільність випадань аерозолів може зростати від 60 до 100 разів і від 40 до 150 разів, відповідно, а їх об'ємні концентрації в радіоактивних аерозолях повітря перевищують фонові до 200 разів і більше. Такі впливи є локальними і можуть бути керованими шляхом зволоження ділянок ведення робіт. Перенесення радіоактивних аерозолів навіть у сухі вітряні періоди відбувається переважно у межах майданчика "ПХЗ" і не має будь-якого суттєвого впливу на забруднення повітря жилих кварталів м. Кам'янське. За нормальних умов і відсутності вітрового підйому пилу активність ^{238}U і ^{226}Ra до 1,5–2 разів перевищує фон.

Високі рівні активності ^{226}Ra у тілі хвостосховищ обумовлюють в місцях з порушеним покриттям рівні ексхаляції ^{222}Rn , які до 100 разів можуть перевищувати контрольні рівні 1 Бк·м⁻²·с⁻¹, що доводить про необхідність спорудження нового покриття. Проте аналіз результатів доводить, що хоча нове покриття хвостосховищ може призводити до зменшення ексхаляції ^{222}Rn від 10 до 100 разів, але не призводить до зменшення ОА ^{222}Rn у повітрі на його поверхні у тих випадках, коли ґрунти прилеглих територій є суттєво забрудненими ^{226}Ra .

Рівні середньомісячної ОА ^{222}Rn у повітрі відкритого простору у 4–5 разів вище фону (медіана

200±68 Бк·м⁻³), а на окремих ділянках можуть до 50 разів перевищувати фонові рівні. В приміщенні будівель на майданчику ОА ^{222}Rn від 1 до 5 разів, а в окремих підвальних приміщеннях до 100 разів може перевищувати референтний рівень (250 Бк·м⁻³).

Основні ореоли забруднення підземних вод спостерігаються в алювіальному горизонті під тілом хвостосховищ і на відстані до 100–300 м від хвостосховищ за напрямом розвантаження потоку в бік р. Коноплянка. Ці води мають високий рівень мінералізації і високі рівні активності радіонуклідів уранового ряду із домінуванням ізотопів урану, активність яких від 5–10 до 1000 і вище разів перевищує рівень дії (1 Бк·дм⁻³).

Рівень забруднення поверхневих вод залишається незначним і має локальне розповсюдження. З водами р. Коноплянка у водосховище надходить близько 1 % від величини стоку У з водами р. Дніпро (за рахунок інших природних джерел надходження), що не створює ризику радіаційного забруднення вод Дніпровського водосховища:

Таким чином, результати багаторічних спостережень показали, що в сучасних умовах радіаційні ризики спостерігаються переважно для працівників підприємств, які перебувають на майданчику колишнього ВО "ПХЗ". Основними шляхами опромінення працівників є зовнішнє гамма-опромінення під час перебування на забруднених ділянках і приміщеннях майданчика, а також інгаляційні шляхи опромінення від аерозольного забруднення і поширення ОА ^{222}Rn у повітрі. Для населення міста Кам'янське, що проживає за межами санітарної зони майданчика "ПХЗ", сучасні ризики опромінення є дуже низькими.

Моніторингові спостереження на території майданчика і у зонах його впливу мають продовжуватися протягом усіх етапів здійснення реабілітаційних заходів і бути спрямовані на дотримання безпеки працівників підприємств, що перебувають на майданчику, та радіологічну безпеку персоналу, який буде здійснювати заходи щодо приведення його у безпечний стан, а також для оцінки ефективності ремедіаційних заходів.

Після завершення заходів щодо приведення майданчика у безпечний стан спостереження за формуванням динаміки забруднення підземних вод і їх впливами на забруднення поверхневих вод мають бути продовжені. Проте вже зараз доцільно розпочати радіоекологічні дослідження впливів стоку урану і радію на елементи водних екосистем у якості індикаторів накопичення радіонуклідів уранового ряду у біологічних об'єктах для оцінки довготривалих впливів уранової спадщини на екосистему.

ЛІТЕРАТУРА

- Бугай, Д.О., Заноз, Б.Ю., Лаврова, Т.В. та ін. (2021). Розвиток системи моніторингу підземних вод у зоні впливу об'єктів спадщини уранового виробництва Придніпровського хімічного заводу. *Геологічний журнал*, 377 (4), 56–70. <https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2021.4.240111>
- Вимірювання активностей радону-222 у повітрі будинків методом пасивної трекової радонометрії з використанням приладу "Track 2010Z": методичні вказівки з методів контролю (МВК 6.6.2.-063-2000) (2000). Київ, МОЗ України.
- Заноз, Б.Ю., Ткаченко, К.Ю., Бугай, Д.О. (2021). Аналіз гідрогеологічних і геохімічних факторів міграції радіонуклідів і токсичних металів із уранового хвостосховища в підземні води. *Збірник наукових праць ІГН НАН України*, 14. 2, 83–95. <https://doi.org/10.30836/igs.2522-9753.2021.245705>.
- Кириченко, В.К. (2015). Радіоекологічна небезпека та додаткове дозове навантаження на населення від хвостосховища Придніпровського хімічного заводу. *Автореф. дис. ... канд. біол. наук*: 03.00.01. Національний університет біоресурсів і природокористування України, Київ.
- Кориченський, К.О., Лаврова, Т.В., Войцехович, О.В. (2021). Екологічні і економічні аспекти безпечного утримання фосфогіпсу на майданчику колишнього уранового виробництва "Придніпровський хімічний завод". *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*, 36, 96–110. <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2021-36-08>
- Лаврова, Т.В., Кориченський, К.О., Войцехович, О.В. (2021). Забруднення ґрунтів і атмосферного повітря на територіях впливу колишнього уранового виробництва ВО "Придніпровський хімічний завод". *Вісник Одеського національного університету. Серія: Географічні та геологічні науки*. 39 (26.2), 64–77. [https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.2\(39\).246195](https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.2(39).246195)
- Лаврова, Т.В., Кориченський, К.О., Войцехович, О.В. (2022). Оцінка багаторічних просторово-часових змін хімічного складу підземних вод у зоні впливу колишнього уранпереробного підприємства ВО "Придніпровський хімічний завод". *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 66 (4), 81–95. <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.4.9>
- Лаврова, Т.В. (2023). Радіоекологічний моніторинг майданчиків спадщини уранового виробництва. *Автореф. дис. ... канд. біол. наук*: 03.00.01. Національний університет біоресурсів і природокористування України, Київ.
- Методичні вказівки (2005). Радіаційний контроль. Радон-222, радій-226, радій-228 та уран. Вода артезіанських свердловин. Відбір та підготовка, аналіз та гігієнічна оцінка. / Бузинний М. Г. / http://c14.kiev.ua/pdf/2005_Rn_Ra_U_water_method.pdf
- Моніторингові дослідження екосистеми поверхневих вод в зоні впливу стоку забруднених вод з території промшанчанику колишнього ВО "ПХЗ". (Наук. кер. О.В. Войцехович). Остаточний звіт. "Еншуре-Академічний". Робочий пакет № 2. (2014). Київ, УкрГМІ ДСНС та НАН України.
- Набиванець, Б.Й., Осадчий, В.І., Осадча, Н.М., Набиванець, Ю.Б. (2007). Аналітична хімія поверхневих вод. Київ, Наук. думка.
- Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97): державні гігієнічні нормативи ДГН 6.6.1.-6.5.001–98. (2000). Київ.
- Порядок визначення величин фонових концентрацій забруднювальних речовин в атмосферному повітрі. (2001). Київ, Мін. екології та природних ресурсів України. Наказ № 286 від 30.07.2001 р.
- Порядок звільнення радіоактивних матеріалів від регулюючого контролю в рамках практичної діяльності. НП 306.4.159–2010. (2010). Київ.
- Радіаційно-гігієнічне регламентування проведення робіт на об'єктах ліквідованого Придніпровського хімічного заводу (ПХЗ). Методичні вказівки (МВ 6.6.1.2.6.-00-06). (2006). Київ, МОЗ України.
- Ткаченко, К.Ю., Скальський, О.С., Бугай, Д.О. та ін. (2020). Моніторинг техногенного забруднення підземних і поверхневих вод в зоні впливу уранових хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу (м. Кам'янське). *Геологічний журнал*, 372 (3), 17–35. <https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2020.3.206341>
- Берлянд, М.Е. (1985). Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. Ленинград: Гидрометеиздат.
- ВИМС (2003а). Методика выполнения измерений объемной активности полония-210 (^{210}Po) и свинца-210 (^{210}Pb) в природных водах альфа-бета-радиометрическим методом с радиохимической подготовкой. (Свидетельство № 49090.3Н618).
- ВИМС (2003б). Методика выполнения измерений (МВИ) удельной активности полония-210 (^{210}Po) и свинца-210 (^{210}Pb) в почвах альфа-бета-радиометрическим методом с радиохимической подготовкой. (Свидетельство № 49090.3Н621).
- ВИМС (2003с). Методика выполнения измерений объемной активности изотопов урана (234, 238) в природных водах с минерализацией до 5 г/дм³ альфа-спектрометрическим методом с радиохимической подготовкой. (Свидетельство № 49090.3Н628).
- ВИМС (2003д). Методика выполнения измерений удельной активности изотопов урана (234, 238) в почвах, грунтах, горных породах и строительных материалах на их основе альфа-спектрометрическим методом с радиохимической подготовкой. (Свидетельство № 49090.3Н627)
- ВИМС (2003е). Методика выполнения измерений объемной активности изотопов тория (232, 230, 228) в природных водах с минерализацией до 5 г/дм³ альфа-спектрометрическим методом с радиохимической подготовкой. (Свидетельство № 49090.3Н625).
- ВИМС (2003ф). Методика выполнения измерений удельной активности тория (232, 230, 228) в почвах, грунтах, горных породах и строительных материалах на их основе альфа-спектрометрическим методом с радиохимической подготовкой. (Свидетельство № 49090.3Н626).
- Коровин, Ю.Ф. (2017). От Урала до Днепра. Днепр: Литограф
- Лаврова, Т.В., Войцехович, О.В., Шумов, С.Н. и др. (2019). Статистическая оценка изменений гидрохимического состава и радиоактивного загрязнения поверхностных вод в районе влияния бывшего уранового производства. *Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології*, 261–275.
- Development and application of safety assessment methodology to PChP Site in order to provide bases for site remediation. Ukrainian Ministry of Energy and Coal Industry, Swedish Radiation Safety Authority. ENSURE II. (2013). Operated by FACILIA AB. Final Report, Task 2/2013.
- Development of the method (strategy, technology) for the remediation activities at the former uranium facility Pridneprovskiy Chemical Plant, Ukraine. EuropeAid/134871/C/SER/UA (2017). Operated by FACILIA AB. Final Report, Task 2/2017.
- IAEA (2006). Radiological conditions in the Dnieper River basin: Assessment by an international expert team and recommendations for an action plan. International Atomic Energy Agency.
- Kchalchenkov, A., Kovalets, I., Asker. C. et al. (2016). Application of the complex of atmospheric transport models for assess-

ment of impact on the environment of the territories of former uranium production. Problems of decommissioning of nuclear energy facilities and restoration of the surrounding environment: 1st International Conference. Slavutych: 56–64.

Kovalets, I., Asker, Ch., Kchalchenkov, A. et al. (2017). Atmospheric dispersion of radon around uranium mill tailings of the former Pridneprovsky Chemical Plant in Ukraine. *Journal of Environmental Radioactivity*, 172, 173–190. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.03.025>

Lavrova, T., Voitsekhovych, O. (2013). Radioecological assessment and remediation planning at the former uranium milling facilities at the Pridneprovsky Chemical Plant in Ukraine. *Journal of Environmental Radioactivity*, 115, 118–123. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.06.011>

Voitsekhovych, O., Lavrova, T. (2012). Optimizing monitoring of a legacy uranium processing site. *Nuclear Engineering International*, 657, 20–24. <https://www.neimagazine.com/features/featureoptimizing-monitoring-of-a-legacy-uranium-processing-site>

REFERENCES

Bugai, D.O., Zanoz, B.Yu., Lavrova, T.V. et al (2021). Development of the groundwater monitoring system in the zone of influence of uranium production legacy facilities of the Prydniprovsky Chemical Plant. *Geological Journal*, 377 (4), 56–70 [in Ukrainian].

Measurement of the Indoor Radon-222 Concentration by the Method of Passive Track Radonometry with "Track 2010Z" Device: Guidance on Control Methods (GCM 6.6.2.-063-2000). (2000). Kyiv, MoH Ukraine [in Ukrainian].

Zanoz, B.Yu., Tkachenko, K.Yu., Bugai, D.O. (2021). Analysis of hydrogeological and geochemical factors governing migration of radionuclides and toxic metals from uranium tailings to groundwater. *Collection of Scientific Works of the IGS of the NAS of Ukraine*, 14. 2, 83–95. [in Ukrainian].

Kirichenko, V.K. (2015). Radioecological threat and additive radiation doses for the population from Pridneprovsky Chemical Plant tailings. *Avtoref. thesis ... cand. of biol. sciences*: 03.00.01. National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv [in Ukrainian].

Korychenskyi, K.O., Lavrova, T.V., Voitsekhovych, O.V. (2021). Ecological and Economic Aspects of Phosphogypsum Safety Management at the Former Uranium Production Site "Pridneprovsky Chemical Plant". *Man and Environment. Issues of Neoecology*, 36, 96–110 [in Ukrainian].

Lavrova, T.V., Korychensky, K.O., Voitsekhovych, O.V. (2021). Soil and atmospheric aerosol contamination at the territories of influence of former uranium production facilities "Pridneprovsky chemical plant". *Bulletin of Odessa National University. Series: Geographical and geological sciences*, 39 (26.2), 64–77 [in Ukrainian].

Lavrova, T.V., Korychensky, K.O., Voitsekhovych, O.V. (2022). Assessment of temporal and space-time changes of groundwater chemical composition at the "Pridneprovsky chemical plant" uranium production legacy site. *Hydrology, hydrochemistry, hydroecology*, 66 (4), 81–95 [in Ukrainian].

Lavrova, T.V. (2023). Radioecological monitoring at the Uranium legacy sites. *Avtoref. thesis ... cand. of biol. sciences*: 03.00.01. National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv [in Ukrainian].

Methodical instructions. Radiation control. Radon-222, radium-226, radium-228 and uranium. Water from artesian wells. Sampling and preparation, analysis and hygienic evaluation. (2005). / Buzynyi M.G.

Monitoring studies of the surface waters ecosystem in the influence zone of the polluted waters runoff from the industrial site territory of the former SE "PChP". (Scientific head. O.V. Voitsekhovych). Final report. "Ensure-Academic". Work package 2. (2014). Kyiv, Ukrainian Hydrometeorological Institute of the State Emergency Service and the National Academy of Sciences of Ukraine [in Ukrainian].

Nabyvanets B.Y., Osadchii V.I., Osadcha N.M., Nabyvanets Yu.B. (2007). Analytical chemistry of surface waters. Kyiv, Nauk. dumka. [in Ukrainian].

Radiation safety standards of Ukraine (NRBU-97): state hygienic standards DGN 6.6.1.-6.5.001-98. (2000). Kyiv. [in Ukrainian].

The procedure for determining the pollutants background concentrations values in atmospheric air, approved (2001). The order of the Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine No. 286 dated July 30, 2001. [in Ukrainian].

The procedure for releasing radioactive materials from regulatory control within the practical activities framework. NP 306.4.159-2010. (2010). Kyiv. [in Ukrainian].

Radiation-hygienic regulation of work at the facilities of the former Prydniprovsk Chemical Plant (PChP). Methodological instructions (MV 6.6.1.2.6.-00-06). (2006). Kyiv, MoH Ukraine [in Ukrainian].

Tkachenko, E., Skalsky, A., Bugai, D. et al (2020). Monitoring of technogenic contamination of groundwater and surface water in the zone of influence of uranium tailings of the Pridneprovsky Chemical Plant (Kamyanske). *Geological Journal (Ukraine)*, 372 (3), 17–35. [in Ukrainian].

Berlyand, M.E. (1985). Forecast and regulation of air pollution. L.: Gidrometeoizdat. [in Russian].

VIMS (2003a). Measuring procedure for the volumetric activity of polonium-210 (210Po) and lead-210 (210Pb) in natural waters using the alpha-beta radiometric method with radiochemical preparation. (Certificate No. 49090.3H618) [in Russian].

VIMS (2003b). Measuring procedure for the specific activity of polonium-210 (210Po) and lead-210 (210Pb) in soils using the alpha-beta radiometric method with radiochemical preparation. (Certificate No. 49090.3N621) [in Russian].

VIMS (2003c). Measuring procedure for the volumetric activity of uranium isotopes (234, 238) in natural waters with mineralization up to 5 g/dm³ using the alpha spectrometric method with radiochemical preparation. (Certificate No. 49090.3H628) [in Russian].

VIMS (2003d). Measuring procedure for the specific activity of uranium isotopes (234, 238) in soils, rocks and building materials based on them using the alpha spectrometric method with radiochemical preparation. (Certificate No. 49090.3H627) [in Russian].

VIMS (2003e). Measuring procedure for the volumetric activity of thorium isotopes (232, 230, 228) in natural waters with mineralization up to 5 g/dm³ using the alpha spectrometric method with radiochemical preparation. (Certificate No. 49090.3H625) [in Russian].

VIMS (2003f). Measuring procedure for the specific activity of thorium (232, 230, 228) in soils, rocks and building materials based on them using the alpha spectrometric method with radiochemical preparation. (Certificate No. 49090.3H626) [in Russian].

Korovin, Yu.F. (2017). From Ural to Dnepr. Dnepro: Litograf [in Russian].

Lavrova, T.V., Voitsekhovych, O.V., Shumov, C.N. et al. (2019). Statistical assessment of changes in the hydrochemical composition

- tion and radioactive contamination of surface waters in the area affected by former uranium production. *Problems of hydrology, hydrochemistry, hydroecology*, 261–275 [in Russian].
- Development and application of safety assessment methodology to PChP Site in order to provide bases for site remediation. Ukrainian Ministry of Energy and Coal Industry, Swedish Radiation Safety Authority. ENSURE II. (2013). Operated by FACILIA AB. Final Report, Task 2/2013.
- Development of the method (strategy, technology) for the remediation activities at the former uranium facility Pridneprovskiy Chemical Plant, Ukraine. EuropeAid/134871/C/SER/UA (2017). Operated by FACILIA AB. Final Report, Task 2/2017.
- IAEA (2006). Radiological conditions in the Dnieper River basin: Assessment by an international expert team and recommendations for an action plan. International Atomic Energy Agency.
- Kchalchenkov, A., Kovalets, I., Asker, C. et al. (2016). Application of the complex of atmospheric transport models for assessment of impact on the environment of the territories of former uranium production. Problems of decommissioning of nuclear energy facilities and restoration of the surrounding environment: 1st International Conference. Slavutych: 56–64.
- Kovalets, I., Asker, Ch., Kchalchenkov, A. et al. (2017). Atmospheric dispersion of radon around uranium mill tailings of the former Pridneprovsky Chemical Plant in Ukraine. *Journal of Environmental Radioactivity*, 172, 173–190. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.03.025>
- Lavrova, T., Voitsekhovych, O. (2013). Radioecological assessment and remediation planning at the former uranium milling facilities at the Pridnieprovsky Chemical Plant in Ukraine. *Journal of Environmental Radioactivity*, 115, 118–123. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.06.011>
- Voitsekhovych, O., Lavrova, T. (2012). Optimizing monitoring of a legacy uranium processing site. *Nuclear Engineering International*, 657, 20–24. <https://www.neimagazine.com/features/featureoptimizing-monitoring-of-a-legacy-uranium-processing-site>

Tetiana Lavrova

ORCID: 0009-0006-8058-2128
lavrova@uhmi.org.ua

Oleg Voitsekhovych

ORCID: 0000-0001-5557-4288
o.voitsekhovych@gmail.com

Kyrylo Korychenskyi

ORCID: 0000-0003-2439-2224
korychenskyi@gmail.com

Taras Hinchuk

ORCID: 0009-0001-0148-3935
tarasginchuk@gmail.com

Tetiana Derevets

ORCID: 0009-0007-1445-4969
tanyauhmi@ukr.net

Ukrainian Hydrometeorological Institute of the State Emergency Service of Ukraine and National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

ASSESSMENT OF THE RADIOACTIVE CONTAMINATION AT THE “PChP” URANIUM PRODUCTION LEGACY SITE

The article summarizes the results of long-term (2005–2021) site characterization and radioecological monitoring at the former U-production “Prydniprovsk Chemical Plant” (PChP site) and adjacent territories during period of preparedness and justification of the large scale of remediation project activities, which have been recently started at the site. Data analysis have been determined the activity levels of the wide spectra of naturally occurring radionuclides (in particular ^{238}U , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{222}Rn) identified in soils, groundwaters and surface waters, air, atmospheric fallout at the contaminated site. The results present the dynamics and time-series in contamination of the varies environment elements, which play significant role in exposure of workers at the site and public living at the sur-

rounding areas. The radiological surveys carried out at the site show the areas with elevated dose rate ($\geq 0.5 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$) at the more than 30% of the entire legacy site territory. The activity ^{238}U in the local soils identified with high range of variability and level of contamination exceeding its local background ($30\text{--}50 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) from 10 to 1000 times. The ambient activity concentrations of ^{238}U and ^{226}Ra in aerosols in some weather condition may exceed the background level at the surrounding areas ($0.1 \mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, $11.5 \mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) in 100–200 times (in particular locally at the areas where earthworks had place). In case of no actions the typical air contaminations were observed at the legacy site in 1.5–2.0 times higher of the levels outside of the site. The monthly averaged activity ^{222}Rn in the air of open space are 4–5 times higher of the local background contamination level for the dwellings (median $200 \pm 68 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$), however in some locations at the site (former U-production facilities) the ambient activity concentration of ^{222}Rn can exceed its background levels by up to 50 and even 100 times. The data analysis proves that main ways of exposure of workers are external gamma radiation, the inhalation exposure routes from aerosol pollution and the spread of OA ^{222}Rn in the air can be significant only for workers work at the legacy site and do not pose a threat to the city's population. The time-series of radionuclides in the groundwaters and some surface rivers at the site are given as well. Radiological assessment showed that aquatic pathways cannot form any significant contributions to the radiation exposure dose of the public (at least in nearest future). The analysis of site characterization studies and obtained monitoring were used for justification of the remediation strategy legacy site. It was shown the main sources of radiological hazard at the site are facilities where concentrated residues of uranium-containing materials are concentrated (in the former ore processing buildings, ore storage facilities and tailings of the U-processing residues). These objects are requiring the application of the priority remediation measures bringing this site in a safe state.

Keywords: tailings, objects of uranium legacy site, natural radionuclides, contamination, soils, aerosols, groundwater and surface water, radioecological monitoring.