

ВПЛИВ УРАНОВИХ ХВОСТОСХОВИЩ НА ГІДРОГЕОЛОГІЧНЕ СЕРЕДОВИЩЕ ТА ОБГРУНТУВАННЯ СТРАТЕГІЇ ЇХ РЕМЕДІАЦІЇ (КОРОТКИЙ ОГЛЯД)

IMPACT OF URANIUM MILL TAILINGS ON THE HYDROGEOLOGICAL ENVIRONMENT AND JUSTIFICATION OF THE REMEDIATION STRATEGY (A SHORT REVIEW)

Б. Ю. Заноз
Bohdan Yu. Zanoz

Institute of Geological Sciences, National Academy of Sciences of Ukraine, 55-b O. Honchara Str., Kyiv, Ukraine, 01601 (bzanoz@gmail.com)

Представлено огляд, присвячений характеристикам, потенційним шляхам впливу та поводженню з окремою категорією об'єктів ядерного спадку — урановими хвостосховищами. Це радіаційно та екологічно небезпечні об'єкти, які характеризуються великим об'ємом відходів (так званих «уранових хвостів») з низькою радіоактивністю, специфічними фізичними і хімічними характеристиками захоронених матеріалів, недостатньо надійними інженерними бар'єрами. У хвостосховища зберігаються сотні тисяч кубічних метрів відходів. Ці об'єкти є джерелами забруднення підземних та поверхневих вод радіонуклідами ряду урану-238, урану-235, торію-232, хімічних макро-елементів (хлориди, сульфати тощо), токсичних металів (манган, свинець та ін.), які несуть потенційні ризики для населення і навколишнього середовища через споживання води із забруднених водоносних горизонтів і водойм. Місце розташування, конструктивні особливості об'єктів, тип та технологія переробки руди, характеристики захоронених відходів є унікальними для кожного об'єкта. Все це визначає фактори міграції забруднювачів в оточуючому середовищі, шляхи впливів та потенційні ризики для оточуючого середовища та населення. Для проведення оцінок радіологічних впливів від зазначених об'єктів може бути використана методологія МАГАТЕ ISAM у регуляторному контексті «існуючих ситуацій опромінення», за визначенням публікації МКРЗ № 103. З огляду на рекомендації МКРЗ, МАГАТЕ і попередній досвід, в Україні для обґрунтування втручання й оптимізації ремедіаційних заходів може бути використаний референтний рівень дози опромінення населення 1 мЗв/рік.

Ключові слова: об'єкти ядерного спадку, уранові хвостосховища, радіаційна безпека, вплив на навколишнє середовище, вплив на населення, геоміграційні процеси.

The review addresses the characteristics, potential impacts and ways of managing of a specific category of nuclear legacy sites — uranium mill tailings. These radiologically and environmentally hazardous facilities are characterized by a large volume of waste (the so-called «uranium tailings») with low radioactivity, specific physical and chemical characteristics of the buried materials, and insufficiently reliable engineering barriers. Uranium mill tailings store hundreds of thousands of m³ of waste. These facilities are sources of contamination of groundwater and surface water with radionuclides of decay series of uranium-238, uranium-235, thorium-232, chemical macroelements (chlorides, sulfates, etc.), toxic metals (manganese, lead, etc.), and pose potential risks to the population and the environment resulting in the consumption of water from contaminated aquifers and water bodies. The location, construction features of the facilities, type and technology of ore processing, and characteristics of the buried waste are unique to each facility. All of this determines the factors of pollutant migration in the environment, the ways of impacts and potential risks for the environment and the population. The IAEA ISAM methodology can be used to assess radiological impacts from these facilities in the regulatory context of «existing exposure situations» as defined by ICRP Publication No. 103. Taking into account the recommendations of the ICRP, IAEA and the experience of previous projects in Ukraine, a reference level of 1 mSv/year can be used to justify intervention and optimize remediation measures.

Keywords: Uranium legacy sites, uranium mill tailings, radiation safety, impact on environment, impact on the population, geo-migration process.

Цитування: Заноз Б. Ю. Вплив уранових хвостосховищ на гідрогеологічне середовище та обґрунтування стратегії їх ремедіації (короткий огляд). Збірник наукових праць Інституту геологічних наук НАН України. 2022. Т. 15, вип. 2. С. 138–150. <https://doi.org/10.30836/igs.2522-9753.287362>.

Citation: Zanoz B. Yu., 2022. Impact of uranium mill tailings on the hydrogeological environment and justification of the remediation strategy (a short review). Collection of scientific works of the Institute of Geological Sciences of NAS of Ukraine. Vol. 15, iss. 2. Pp. 138–150. <https://doi.org/10.30836/igs.2522-9753.287362>.

ВСТУП

У 40-х роках ХХ ст. у багатьох країнах світу розпочалося інтенсивне видобування урану для потреб створення ядерної зброї та атомної енергетики. У 2021 р. в Україні було видобуто 455 т урану, що дозволяє входити у першу десятку виробників урану та займати дев'яту позицію в світі (<https://world-nuclear.org/>).

У результаті виробничої діяльності залишилися об'єкти ядерного спадку, в межах яких знаходяться забруднені виробничі цехи, трубопроводи, гірничі виробки (у випадку видобування урану підземним вилуговуванням), уранові хвостосховища та інші об'єкти інфраструктури. Уранові хвостосховища — це великі за об'ємом об'єкти, що створювалися для зберігання відходів переробки уранової руди. Відходи виробництва називають урановими хвостами — суміш подрібненої уранової руди та хімічних реагентів, які використовувалися в процесі селективного вилучення урану із руди.

За даними МАГАТЕ (ІАЕА, 2004-а), станом на 2004 р. загальний обсяг уранових хвостів у світі становив 908 млн м³. У Казахстані зберігається найбільший обсяг хвостів (209 × 10⁶ м³), що складає 23% від загального об'єму хвостів. Об'єм хвостів у США та Канаді сягає 13 та 3% світових запасів, відповідно. На Австралію припадає близько 5%, на країни Європи — 53%, або 498 млн м³, з яких 161 млн м³ припадає на Німеччину та 130 млн м³ на Україну.

Перші уранові хвостосховища облаштовувалися без належної уваги до можливих екологічних проблем. За рахунок вмісту природних радіонуклідів ряду урану-238, урану-235, торію-232 та хімічних забруднювачів хвостів є потенційним джерелом небезпечних радіологічних та токсикологічних впливів для людини і довкілля. Екологічні проблеми, пов'язані із наслідками переробки уранвмісних руд з метою виробництва уранового концентрату, трапляються у багатьох країнах світу (Carvalho, 2011). Приклади негативного впливу уранових об'єктів ядерного спадку на людину і довкілля наведені в роботах (Fernandes et al., 1995; Vandenhove et al., 2006; Dam et al., 2015; Bister, 2015; Robertson et al., 2019; Martin et al., 2019). В Україні до найбільш важливих уранових об'єктів ядерного спадку належить Придніпровський хімічний завод (ПХЗ) (м. Кам'янське, Дніпропетровської обл.) (Lavrova, Voitsekhoynch, 2013; Ткаченко та ін., 2020).

У багатьох випадках уранові об'єкти ядерного спадку вимагають проведення коригуючих ремедіаційних заходів, щоби завадити або мінімізувати їх небезпечний вплив на людину і довкілля. США та Німеччина є одними з прикладів реалізації масштабних ремедіаційних проєктів (Robinson, 2004; Wismut, 2015). Починаючи з 2000 р. в Україні реалізуються проєкти ремедіації колишнього виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (ВО ПХЗ) (Ткаченко, 2020).

Планування ремедіаційних заходів вимагає належного обґрунтування, що включає дослідження з моніторингу, оцінки ризиків спадкових уранових об'єктів для довкілля і оптимізації заходів втручання. Відповідні питання є предметом розгляду представленого нижче літературного огляду.

ХАРАКТЕРИСТИКИ ВІДХОДІВ ВИРОБНИЦТВА УРАНУ І МЕТОДИ ЇХ ЗБЕРІГАННЯ

Видобуті уранові руди направлялися на спеціалізовані підприємства для виробництва уранового концентрату або так званого жовтого кеку (що складається переважно з U₃O₈). Для виробництва використовують гідрометалургійну обробку руди або купчасте вилуговування для бідних руд. У процесі гідрометалургійної обробки руда проходила через декілька стадій: кислотне або лужне вилуговування, екстракція та осадження.

Загальну схему процесу виробництва уранового концентрату показано на рис. 1 (ІАЕА, 1992). В ході вилучення уран необхідно було перевести з нерозчинної форми U (IV) у розчину U (VI). В процесі кислотного вилуговування руда подрібнюється до піщаної фракції і переводиться у стан суспензії. Для вилуговування використовується сірчана кислота або суміш сірчаної та азотної кислоти. Також у процесі вилуговування використовувалися окиснювачі (MnO₂ (Покос де Калдас, Fernandes et al., 1995), O₂, HClO₄, H₂O₂ (Robertson et al., 2019)). В результаті утворюються складні сульфатні розчини, в яких крім урану містяться залізо, алюміній, магній, ванадій, кальцій, молібден, мідь, селен та ін. (в залежності від складу руди). Далі відбувається розділення твердої та рідкої фаз, з наступним виділенням урану за допомогою іонообмінних смол або органічних розчинників. На останній стадії відбувається осадження жовтого кеку із розчину, осушення та пакування.

При лужному вилуговуванні уран розчиняється за допомогою суміші карбонату натрію та розчину бікарбонату натрію. Уран вилучається із



Рис. 1. Блок-схема процесу виробництва уранового концентрату (IAEA, 1992).

Fig. 1. Block diagram of the uranium concentrate production process (IAEA, 1992).

розчину шляхом додавання гідроксиду натрію, що призводить до руйнування аніонних комплексів. Відбувається випадання в осад діуранату натрію, з якого шляхом промивання відокремлюють жовтий кек.

Уранові хвости є низькоактивною сумішшю залишків подрібненої руди і хімічних реагентів, що застосовувалися в виробничому процесі. Відходи можуть направлятися у хвостосховище у сухому вигляді або у вигляді пульпи. Сильно кислі розчини перед скиданням можуть нейтралізуватися (наприклад, вапном, аміаком).

Після видалення урану у хвостах зазвичай залишається 65–95% радіонуклідів ряду урану-238 (уран-234, торій-232, радій-226, свинець-210, полоній-210), урану-235 (паладій-231, актиній-227) та торію-232 (радій-228, торій-228), які виведено зі стану вікової рівноваги (Landa, 2004). Ця залишкова радіоактивність визначає радіологічну небезпеку хвостів.

Концентрація природних радіонуклідів уран-торієвих рядів (ПРН) у хвостах залежить від вихідної руди і може коливатися у межах

сотень–тисяч Бк/г (Landa, 2004; Carvalho et al., 2007; Tuovinen et al., 2016). Для радіонуклідів ряду урану-238 встановлено критерій вилучення 1 Бк/г (IAEA, 2014), який визначає можливість звільнення радіоактивного матеріалу від регуляторного контролю. Таким чином, активності ПРН у хвостах можуть перевищувати критерії вилучення в десятки–сотні разів.

Також у хвостах містяться залишки реагентів, які використовувалися у виробничому процесі (кислоти, окиснювачі, реагенти для виділення урану із пульпи, нейтралізатори) та супутні елементи, що містилися у руді. Радіонукліди, залишки реагентів та метали, які містяться як супутні рудні елементи у хвостах, можуть бути небезпечними забруднювачами підземних вод (Carvalho, 2011).

Хвостосховища — великі за об'ємом (сотні тисяч м³) інженерні споруди, розміщені у природних (пониження рельєфу, яри) та техногенних (відпрацьовані кар'єри, «чаші», створені методом обвалування) об'єктах (рис. 2) (Huang et al., 2016).



Рис. 2. Геологічний розріз уранового хвостосховища Баян-Обо (Китай) (Huang et al., 2016).

Fig. 2. Geological cross-section of the Bayan-Obo uranium mill tailing (China) (Huang et al., 2016).

На початку ядерної ери такі об'єкти у багатьох випадках мали недостатньо надійні інженерні бар'єри, що призводило до забруднення навколишнього середовища через інфільтрацію забруднених вод із тіла хвостосховища або вітрове перенесення дрібних частинок із поверхонь хвостосховищ.

Таким чином, уранові хвостосховища утворюють окрему категорію радіаційно та екологічно небезпечних об'єктів, які характеризуються рядом особливостей порівняно, наприклад, із сховищами радіоактивних відходів (РАВ) АЕС або РАВ промислового і медичного походження. До таких особливостей належать наступні:

- специфічні фізичні і хімічні властивості радіоактивних матеріалів, обумовлені складом уранової руди і технологією її переробки;
- радіонуклідний склад (природні радіонукліди ряду урану-238) і відносно низькі рівні питомої радіоактивності хвостів;
- наявність хімічних забруднень (супутні елементи в уранових рудах, хімічні реагенти);
- зазвичай дуже великий об'єм відходів у хвостосховищах;
- недостатньо надійні інженерні бар'єри таких сховищ радіоактивних матеріалів.

ВПЛИВ УРАНОВИХ ОБ'ЄКТІВ ЯДЕРНОГО СПАДКУ НА ГІДРОГЕОЛОГІЧНЕ СЕРЕДОВИЩЕ

Через відсутність спеціальних інженерних бар'єрів (таких як гідроізоляція дна або облаштування непроникного для інфільтрації опадів покриття на поверхні) і характер похованого матеріалу в несприятливих гідрогеологічних умовах забруднені порові розчини з часом можуть інфільтруватися у нижчезалегаюче гідрогеологічне середовище, забруднюючи ґрунти та підземні води радіонуклідами ряду урану-238, хімічними елементами та токсичними металами. Наявність тих чи інших хімічних забруднювачів визначається хімічними сполуками, які використовувалися у процесі виробництва урану та складом вихідної руди.

Основними потенційними забруднювачами гідрогеологічного середовища є радіонукліди рядів урану-238, урану-235 та торію-232, хімічні макроелементи (хлориди, сульфати, нітрати та ін.), а також важкі метали (зокрема, манган, свинець, арсен, цинк, нікель та ін.).

До найбільш небезпечних забруднювачів підземних вод належать уран та радій. Існує дві основні форми окиснення урану в розчинах — U^{4+} та U^{6+} . U^{4+} випадає в осад у відновних умовах у ви-

гляді нерозчинної форми UO_2 та інших нерозчинних сполук (наприклад, при достатній концентрації кремнію — у вигляді кофініту). В окислювальних умовах уран знаходиться у формі U^{6+} та присутній у вигляді ураніл-іону UO_2^{2+} . За нейтральних або лужних умов ураніл-іон може утворювати ураніл-карбонатні комплекси (Carvalho, 2011). Мобільність форми U^{6+} залежить від рН, наявності катіонів (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+}), аніонів (карбонатних, фосфатних, сульфатних), кремнезему, природних породоутворюючих мінералів. При низькому рН домінують сульфатні комплекси, у нейтральних та лужних умовах превалюють U^{6+} -карбонатні та $Ca-U^{6+}$ -карбонатні потрійні комплекси (Campbell et al., 2014; Romanchuk et al., 2020). Радій існує у ступені окиснення 2+, переходить із руди у хвості майже в повному обсязі, зазвичай адсорбується або співосаджується з оксигідроксидами Fe-Mn, гіпсом, баритом. Також важливу роль в утриманні Ra-226 може відігравати співосадження з аморфним кремнеземом (Landa 2004). В той же час за певних умов Ra-226 може вилгуговуватись із уранових хвостів за допомогою сульфат-відновлювальних бактерій і вивільнюватись у фільтрат хвостів (Carvalho, 2011).

Як зазначалося, гідрогеологічне середовище також можуть забруднювати хімічні елементи. Зокрема, підземні води на уранових об'єктах часто зазнають забруднення мобільними аніонними сполуками (хлориди, сульфати, нітрати), які походять з хімікатів, що використовуються в технологічних процесах переробки уранової руди. Зазначені аніонні сполуки слабо утримуються (сорбуються) породами водоносних горизонтів і рухаються в підземному середовищі із швидкістю, що відповідає швидкості фільтрації підземних вод (IAEA, 1992). Також підземні води можуть бути забруднені важкими металами та металоїдами (свинець, арсен, цинк, нікель та ін.) (Robertson et al., 2019; Byrne et al., 2021).

У разі присутності в урановій руді піриту (FeS_2) потенційно небезпечним може бути кислотний дренаж (acid rock drainage) внаслідок окиснення піриту та утворення сірчаної кислоти, який може спричинити додаткову мобілізацію радіонуклідів та інших забруднювачів з подальшим їх надходженням у гідрогеологічне середовище. Витоки кислотного дренажу із хвостосховищ майданчику Покос де Калдас (Бразилія) призвели до зростання концентрації радіонуклідів і хімічних забруднювачів у поверхневих водах у 10–100 разів (Carvalho Filho et al., 2017).

Приклади забруднення ґрунтових і поверхневих вод внаслідок міграції радіоактивних і хімічних забруднювачів із хвостосховищ представлено в роботах (Huang et al., 2016; Dam et al., 2017; Ma et al., 2020; Byrne et al., 2021). Наведені приклади показують, що надходження радіоактивних і хімічних забруднювачів у гідрогеологічне середовище у багатьох випадках є одним із основних шляхів впливу уранових об'єктів на довкілля і людину, а отже, вимагає регулярного проведення моніторингових досліджень, оцінок ризиків для місцевого населення та проведення (у разі необхідності) ремедіаційних заходів.

ПОТЕНЦІЙНІ ШЛЯХИ ВПЛИВУ УРАНОВИХ ОБ'ЄКТІВ НА НАСЕЛЕННЯ

Уранові об'єкти ядерного спадку можуть розміщуватись поблизу населених пунктів та відповідно можуть бути джерелом потенційних негативних впливів на довкілля і на місцеве населення (OECD, 2014; Dam et al., 2017; Carvalho, 2018).

Надходження в організм людини радіонуклідів або важких металів, джерелом яких може бути урановий об'єкт, у небезпечній кількості може

спричинити в залежності від типу і накопичення токсиканта ушкодження внутрішніх органів (печінки, нирок, кишечника та ін.), розлади психіки, імунітету та онкологічні захворювання (Tompo et al., 2020; Mehra et al., 2021).

Головні шляхи негативного впливу уранових об'єктів на людину і довкілля включають (Vandenhove et al., 2006; Carvalho et al., 2011):

- зовнішнє опромінення від хвостового матеріалу (у випадку відкритого доступу населення на майданчик);
- експозиції (виділення) з хвостового матеріалу та атмосферна дисперсія радіоактивного газу радону (дочірнього продукту радію-226) з поверхні хвостосховища;
- вітрове перенесення радіоактивно забрудненого пилу з відкритих поверхонь хвостового матеріалу;
- забруднення підземних та поверхневих вод радіонуклідами та токсичними елементами.

Характерні шляхи радіологічних впливів радіонуклідів ряду урану-238, що присутні в хвостовому матеріалі, перелічені в табл. 1.

Таблиця 1. Основні радіонукліди ряду урану-238 та характерні шляхи опромінення.

Table 1. Main radionuclides of the uranium-238 series and characteristic exposure pathways.

Радіонуклід	Період піврозпаду	Мобільність у підземних водах	Основний тип випромінювання	Шляхи опромінення (Важливість Так/Ні)		
				Зовнішнє	Інгаляційне	Споживання води/їжі (м'ясо, риба, овочі)
U-238	4,5*10 ⁶ р.	Відносно висока	Альфа	Ні	Так	Так
Th-230	75 000 р.	Низька	Альфа	Ні	Так	Так
Ra-226	1600 р.	Низька	Альфа, гамма	Так	Так	Так
Rn-222 (дочірній продукт розпаду Ra-226)	3,8 діб	-	Альфа	Ні	Так	Ні
Pb-210	22,2 р.	Низька	Бета	Ні	Так	Так
Po-210	138 діб	Низька	Альфа	Ні	Так	Так

Розглянемо більш детально шляхи впливу уранових об'єктів, обумовлені забрудненням підземних вод, що є основним предметом даного огляду. Потенційні шляхи небезпечного впливу забруднених підземних вод на людину включають (Fernandes et al, 1998; Vandenhove et al., 2006):

- споживання забруднених підземних вод для питного водопостачання;
- використання підземних вод для поливу сільгоспугідь і для водопою свійських тварин;
- розвантаження забруднених підземних вод до поверхневих водойм і відповідні негативні впливи на населення (наприклад, за рахунок споживання риби з забрудненої водойми та ін.).

Для оцінки радіологічних впливів радіаційно небезпечних об'єктів на людину і довкілля МАГАТЕ розроблено методологію ISAM (International Safety Assessment Methodology) (IAEA, 2004). Методологія ISAM включає наступні основні кроки:

- Опис контексту оцінювання безпеки.
- Опис системи, що є джерелом радіаційних впливів.
- Обґрунтування сценаріїв впливу об'єкта на людину і довкілля.
- Побудова математичних моделей міграції забруднювачів в оточуючому середовищі і дозових моделей та параметризація цих моделей.
- Проведення розрахунків.
- Порівняння із критеріями безпеки.

Розробка контексту оцінки є основою процесу оцінки безпеки. Даний етап включає наступне: визначення мети, аналіз нормативно-правової бази, визначення кінцевих точок оцінювання (тобто параметрів, що розраховуються), «філософії» оцінки безпеки, загальну характеристику радіоактивно забрудненого об'єкта, що є джерелом впливу, визначення часових рамок оцінки безпеки.

Опис системи (у нашому випадку уранового об'єкта) містить детальний опис джерела забруднення, геосфери (гірська порода (наприклад, зона аерації, водоносні горизонти)), яка лежить між джерелом та біосферою. Біосфера – фізичне середовище (атмосфера, ґрунт, підземні/поверхневі води) та живі організми, з якими це середовище взаємодіє.

На стадії обґрунтування сценаріїв впливів описуються можливі варіанти розвитку досліджуваної системи та гіпотетичні варіанти її впливу на біосферу. Для отримання реалістичних результатів оцінки безпеки необхідно формулювати реалістич-

ні сценарії, виходячи із даних про спосіб життя та звички репрезентативних осіб.

Математичні моделі міграції радіонуклідів в оточуючому середовищі (атмосфера, підземні і поверхневі води, система «ґрунт-рослина» тощо) і моделі дозових впливів на людину описані у документах МАГАТЕ (IAEA SRS-19; IAEA SRS-44; IAEA TECDOC 1375 та ін.). Для параметризації моделей можуть бути використані радіоекологічні параметри (коефіцієнти накопичення радіонуклідів у продуктах рослинного і тваринного походження, сорбційні коефіцієнти та ін.). Ці параметри визначаються для кожного конкретного майданчика. За відсутності специфічних даних для майданчика можна використовувати узагальнені дані, які скомпільовані у звітах МАГАТЕ (TRS-472; SRS-19 та ін.).

Кінцевим параметром для радіологічних дозових розрахунків є річна ефективна доза через всі відповідні шляхи для опромінюваної репрезентативної особи. Згідно з визначенням, репрезентативна особа – це особа, котра отримує дозу (зазнає впливу), яка є представницькою для найбільш сильно опромінених осіб у відповідній спільноті людей (IAEA, GSG-15). Для інтерпретації результатів розрахунків отримані значення порівнюються з відповідними дозовими нормативами і критеріями.

Методологія оцінки впливів токсичних елементів на людину є загалом подібною до оцінок радіологічних впливів. Для токсикологічних оцінок може бути використана методологія Агентства з охорони навколишнього середовища (EPA) США (US EPA, 1989). Розраховане значення накопичення токсичних речовин в організмі людини порівнюється з відповідним критерієм референтної дози (RfD) токсичного елемента, що визначає ризик шкідливих наслідків для здоров'я людини. Значення RfD доступні з бази даних Інтегрованої системи інформації про ризики (IRIS) EPA (<https://www.epa.gov/iris>).

Для обґрунтування стратегії поводження з об'єктами ядерного спадку необхідно проводити оцінки радіологічних та токсикологічних впливів цих об'єктів на населення. Відповідні приклади наведені в роботах (Salbu et al., 2012; Ruedig, Johnson, 2015; Carvalho, 2018). Огляд літературних даних показує, що механізми міграції забруднювачів в оточуючому середовищі, шляхи впливів, важливі токсиканти і результуючі впливи є специфічними для кожного уранового об'єкта і залежать від конкретного поєднання техноген-

них умов (конструкція об'єкта, характеристики уранової руди, технологія переробки руди та ін.), природних умов (гідрогеологічні, кліматичні тощо) та антропогенних факторів (розподіл населення в зоні об'єкта, його звички, використання водних ресурсів).

НОРМАТИВНЕ РЕГУЛЮВАННЯ ЩОДО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ БЕЗПЕКИ УРАНОВИХ ОБ'ЄКТІВ ЯДЕРНОГО СПАДКУ ДЛЯ НАСЕЛЕННЯ ТА ОТОЧУЮЧОГО СЕРЕДОВИЩА

У міжнародній практиці радіоактивно забруднені об'єкти, що являють собою «історичну спадщину» від минулої діяльності, зазвичай називають «майданчиками ядерної спадщини». Майданчик ядерної спадщини — це майданчик (об'єкт), що містить залишковий радіоактивний матеріал, який утворився в результаті діяльності в минулому (що не регулювалося у відповідності до сучасних стандартів безпеки) чи внаслідок аварій (NEA-OECD, 2019). Майданчики ядерної спадщини мають бути приведені в безпечний стан для людей та довкілля.

Залишковий радіоактивний матеріал на майданчиках ядерної спадщини спричиняє «існуючу ситуацію опромінення» (ICRP, 2007; IAEA, 2014; IAEA 2022). Існуюча ситуація опромінення — це ситуація опромінення від залишкових радіоактивних матеріалів, яка має місце, коли необхідно прийняти рішення щодо необхідності заходів з управління або втручання в зазначену ситуацію з метою радіаційного захисту. Зокрема, існуючі ситуації опромінення включають ситуації опромінення, спричинені залишковим радіоактивним матеріалом, який походить від минулої діяльності, що не підлягала регуляторному контролю (у відповідності до сучасних вимог), або який залишився після ситуації аварійного опромінення (ICRP, 2007; IAEA, 2014).

Наразі регулювання радіаційної безпеки в Україні щодо «ситуацій існуючого опромінення» є недостатньо розробленим, а відповідні нормативні документи знаходяться в стадії опрацювання і гармонізації з міжнародними рекомендаціями. В умовах перехідного періоду до вдосконалених документів українські регуляторні органи в галузі радіаційної безпеки заохочують використання сучасних підходів, викладених у відповідних рекомендаціях МКРЗ і МАГАТЕ (ICRP, 2007; IAEA, 2014, 2022).

Для нормативного регулювання «ситуацій існуючого опромінення» застосовується поняття

«референтний рівень». Референтний рівень — це верхня межа індивідуальних доз опромінення населення, котра використовується як початковий критерій для оптимізації захисту, безпеки та визначення прийнятних варіантів втручання (ремедіації). Відповідно до міжнародних підходів значення референтного рівня в одиницях відповідної річної ефективної дози встановлюється для кожної існуючої ситуації окремо. Відповідно до рекомендацій Публікації № 103 МКРЗ (Міжнародна комісія з радіаційного захисту), референтний рівень повинен знаходитися в діапазоні 1–20 мЗв/рік (ICRP, 2007). В Публікації № 103 МКРЗ зазначено, що оскільки довгостроковою метою радіаційного захисту в існуючих ситуаціях опромінення є «зменшення опромінення до рівнів, близьких або подібних до ситуацій, які вважаються нормальними» (ICRP, 2007, пункт 288), референтний рівень для оптимізації захисту на радіоактивно забруднених майданчиках слід вибирати з нижньої частини діапазону 1–20 мЗв/рік. Зокрема, минулий досвід показав, що типове значення, яке використовується для обмеження процесу оптимізації у довгострокових ситуаціях після аварій, становить 1 мЗв/рік (ICRP, 2009).

Ряд нещодавно завершених проєктів з ремедіації в Україні, спрямованих на розробку стратегій управління «спадковими» сховищами радіоактивних відходів, пов'язаних з аварією на Чорнобильській АЕС (зокрема, проєкт ЄК ІСЯБ U4.01/10D «Дослідження захоронень радіоактивних відходів та місць тимчасового зберігання в Чорнобильській зоні відчуження» (Molitor et al., 2017) та проєкт ЄК ІСЯБ U4.01/12BCD «Покращення інфраструктури для поводження з радіоактивними відходами, відновлення забруднених територій та виведення з експлуатації в Україні» (Bugai et al., 2019)), використовували референтний рівень 1 мЗв/рік, який був погоджений регулюючим органом (ДІЯР) України.

Керівництвом МАГАТЕ (IAEA, 2022) надано рекомендації щодо планування та реалізації заходів з ремедіації (відновлення) об'єктів і територій з метою забезпечення належного рівня безпеки населення і довкілля, які підпадають під визначення об'єктів ядерного спадку, на основі систематичного, поетапного підходу з оцінки ризиків і оптимізації, враховуючи специфічні характеристики конкретної ситуації та обставини, що склалися (рис. 3).

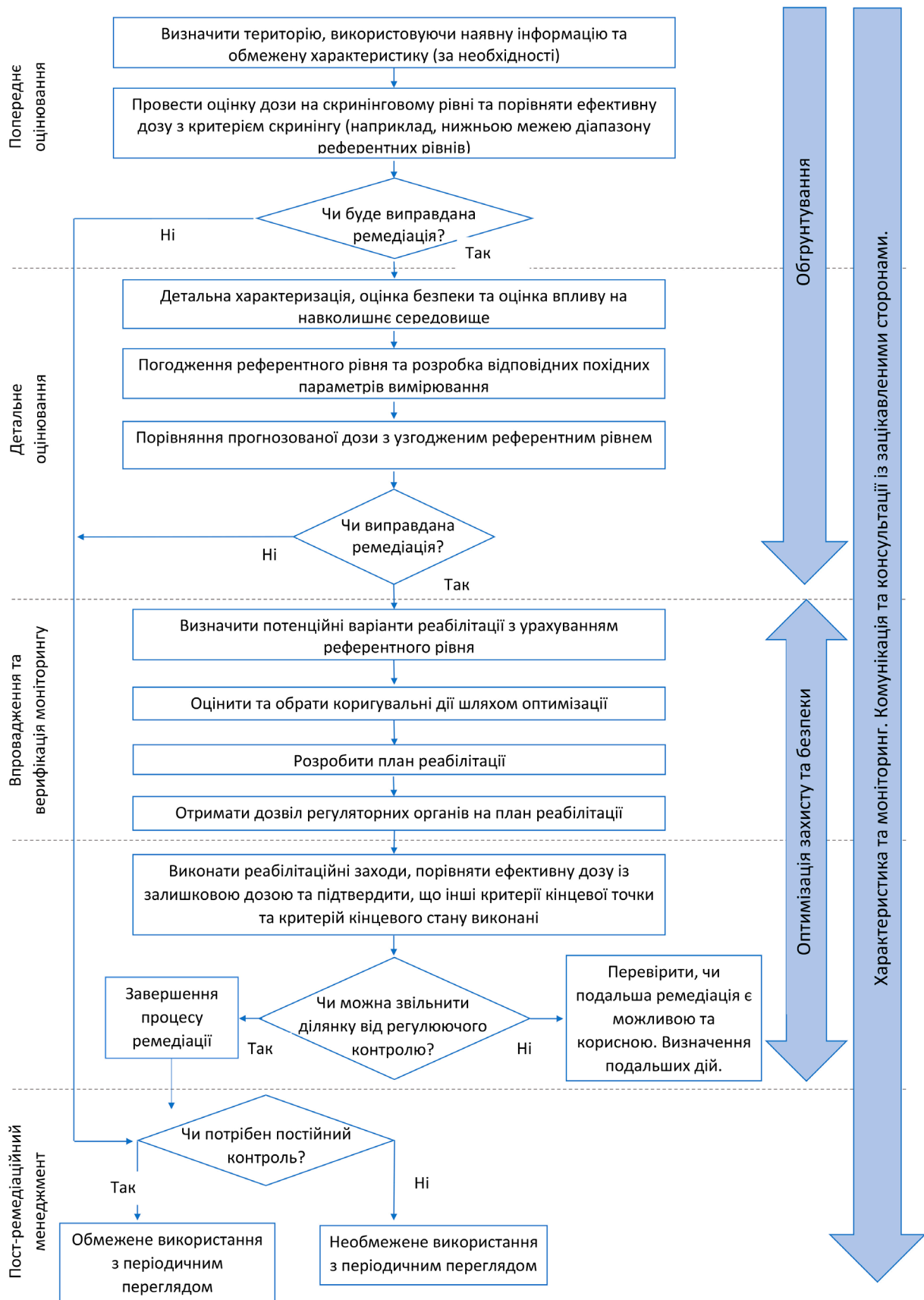


Рис. 3. Блок-схема процесу ремедіації радіоактивно забрудненої ділянки (IAEA, 2022).

Fig. 3. Block diagram of the remediation process of a radioactively contaminated site (IAEA, 2022).

ВИСНОВКИ

Проблема безпечного поводження з урановими об'єктами ядерного спадку, зокрема з урановими хвостосховищами, є актуальною для багатьох країн світу. Для уранових хвостосховищ характерний великий об'єм захоронених відходів, у багатьох випадках недостатньо надійні інженерні бар'єри, а також відносно низька питома активність (порівняно із сховищами РАВ АЕС або промислового походження), що зумовлена природними радіонуклідами рядів урану та торію. Уранові хвостосховища зазвичай характеризуються дуже складними геохімічними умовами. Характеристики відходів визначаються типом вихідної руди та технологією виробництва уранового концентрату.

На ранньому етапі створення хвостосховищ ці об'єкти мали недостатньо надійні інженерні бар'єри, що слугувало причиною забруднення підземних вод та потенційним джерелом забруднення поверхневих вод природними радіонуклідами, макро-іонами та токсичними металами. На мобільність забруднювачів впливають інженерні і гідрогеологічні умови, а також геохімічні умови, зокрема склад хвостового матеріалу і ґрунтів, рН, редокс-умови, наявність геохімічних бар'єрів тощо.

Забруднення гідрогеологічного середовища радіоактивними і хімічними забруднювачами часто є одним із основних шляхів впливу уранових об'єктів на довкілля і людину.

Уранові спадкові об'єкти несуть потенційні ризики для здоров'я населення через забруднення гідрогеологічного середовища. Основні шляхи впливу включають:

- використання забруднених підземних/поверхневих вод для питного споживання;
- використання забруднених підземних/поверхневих вод у сільському господарстві (виращування продуктів харчування рослинного та тваринного походження);
- споживання водних ресурсів і риби із поверхневих водойм, що зазнають впливу забруднених підземних вод.

Тому для уранових об'єктів необхідно проводити гідрогеологічні моніторингові дослідження,

оцінки ризиків для місцевого населення та реалізувати (у разі необхідності) ремедіаційні заходи для обмеження або попередження відповідних негативних впливів.

Для проведення оцінок радіологічних впливів може бути застосована методологія МАГАТЕ ISAM, з використанням рекомендованих МАГАТЕ моделей і баз даних радіоекологічних параметрів.

Огляд літературних даних показує, що механізми міграції забруднювачів в оточуючому середовищі, шляхи впливів, важливі токсиканти і результуючі впливи є специфічними для кожного уранового об'єкта і залежать від конкретного поєднання техногенних умов (конструкція об'єкта, характеристики уранової руди, технологія переробки руди та ін.), природних умов (гідрогеологічні, кліматичні умови тощо) та антропогенних факторів (розподіл населення в зоні об'єкта, його звички, використання водних ресурсів).

Уранові об'єкти відносяться до категорії радіаційно небезпечних об'єктів, що визначаються як «майданчики ядерної спадщини». Залишковий радіоактивний матеріал на майданчиках ядерної спадщини спричиняє «існуючу ситуацію опромінення». Наразі регулювання радіаційної безпеки в Україні щодо «існуючих ситуацій опромінення» є недостатньо розробленим. В умовах перехідного періоду українські регуляторні органи заохочують використання сучасних підходів, викладених у відповідних рекомендаціях МКРЗ і МАГАТЕ. Згідно із зазначеними рекомендаціями і попереднім досвідом, в Україні в якості критерію радіаційної безпеки населення в кількох проєктах, реалізованих в останні роки, використовується референтний рівень 1 мЗв/рік.

Для планування та реалізації заходів з ремедіації для уранових об'єктів з метою забезпечення належного рівня безпеки населення і довкілля може бути використаний підхід, запропонований керівництвом МАГАТЕ GSG-15, на основі систематичного, поетапного підходу з оцінки ризиків і оптимізації, враховуючи специфічні характеристики конкретної ситуації та обставини, що склалися.

REFERENCES

- Tkachenko E., Skalskyi A., Bugai D., Lavrova T., Protsak V., Kubko Yu., Avila R., Zanoz B., 2020. Monitoring of technogenic contamination of groundwater and surface water in the zone of influence of uranium tailings of the Pridneprovsky Chemical Plant (Kamyanske). *Geologičnij žurnal*. № 3 (372). Pp.17–35. (In Ukrainian). <https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2020.3.206341>.
- Bister S., Birkhan J., Lüllau T., Bunka M., Solle A., Stieghorst C., Riebe B., Michel R., Walther C., 2015. Impact of former uranium mining activities on the floodplains of the Mulde River, Saxony, Germany. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 144. Pp. 1–31. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.02.024>.
- Bugai D., Gebauer J., Scior C., Sizov A., Burness S., Retz Y., Molitor N., 2019. Safety ranking of Chernobyl radioactive legacy sites situated in populated areas for prioritization of remedial measures. *Nuclear Physic and Atomic Energy*. Vol. 20 (1). Pp. 34–43. <https://doi.org/10.15407/jnpae2019.01.034>.
- Byrne P., Fuller C., Naftz D., Runkel R., Lehto N., Dam W., 2021. Transport and speciation of uranium in groundwater-surface water systems impacted by legacy milling operations. *Science of The Total Environment*. Vol. 761. 143314. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143314>.
- Carvalho F., Madruga M., Reis M., Alves J., Oliveira J., Gouveia J., Silva L., 2007. Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 96. Pp. 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2007.01.016>.
- Carvalho F., 2011. Environmental Radioactive Impact Associated to Uranium Production. *American Journal of Environmental Sciences*. Vol. 7 (6). Pp. 547–53. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2011.547.553>.
- Campbell K. M., Gallegos T. J., Landa E. R., 2015. Biogeochemical aspects of uranium mineralization, mining, milling, and remediation. *Applied Geochemistry*. Vol. 57. Pp. 206–235. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.07.022>.
- De Carvalho Filho C. A., Moreira R. M., Branco, O. E. A., Dutra P., Dos Santos E., Moura I. F. S., Fleming P., Palmieri H. E. L., 2017. Combined hydrochemical, isotopic, and multivariate statistics techniques to assess the effects of discharges from a uranium mine on water quality in neighboring streams. *Environmental Earth Sciences*. Vol. 76. 830. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7165-9>.
- Dam W., Campbell S., Johnson R., Looney B., Denham M., Eddy-Dilek C., Babits S., 2015. Refining the site conceptual model at a former uranium mill site in Riverton, Wyoming, USA. *Environmental Earth Sciences*. Vol. 74. Pp. 7255–7265. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4706-y>.
- Dam W., Gil A., Johnson R., Campbell S., Bargar J., Picel M., 2017. Long-Term Stewardship at a Former Uranium Mill Tailings Site in Riverton, Wyoming WM2017–17090. United States. *Conference: Waste Management Conference, Phoenix, AZ (United States)*. <https://www.osti.gov/servlets/purl/1345366>.
- Ткаченко К. Ю., Скальський О. С., Бугай Д. О., Лаврова Т. В., Процак В. П., Кубко Ю. І., Авіла Р., Заноз Б. Ю. Моніторинг техногенного забруднення підземних і поверхневих вод у зоні впливу уранових хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу (м. Кам'янське). *Геологічний журнал* 2020. № 3 (372). С. 17–35. <https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2020.3.20634>.
- Bister S., Birkhan J., Lüllau T., Bunka M., Solle A., Stieghorst C., Riebe B., Michel R., Walther C. Impact of former uranium mining activities on the floodplains of the Mulde River, Saxony, Germany. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015. Vol. 144. P. 21–31. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.02.024>.
- Bugai D., Gebauer J., Scior C., Sizov A., Burness S., Retz Y., Molitor N. Safety ranking of Chernobyl radioactive legacy sites situated in populated areas for prioritization of remedial measures. *Nuclear Physic and Atomic Energy*. 2019. Vol. 20 (1). P. 34–43. <https://doi.org/10.15407/jnpae2019.01.034>.
- Byrne P., Fuller C., Naftz D., Runkel R., Lehto N., Dam W. Transport and speciation of uranium in groundwater-surface water systems impacted by legacy milling operations. *Science of The Total Environment*. 2021. Vol. 761. 143314. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143314>.
- Carvalho F., Madruga M., Reis M., Alves J., Oliveira J., Gouveia J., Silva L. Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2007. Vol. 96. P. 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2007.01.016>.
- Carvalho F. Environmental Radioactive Impact Associated to Uranium Production. *American Journal of Environmental Sciences*. 2011. Vol. 7 (6). P. 547–53. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2011.547.553>.
- Campbell K. M., Gallegos T. J., Landa E. R. Biogeochemical aspects of uranium mineralization, mining, milling, and remediation. *Applied Geochemistry*. 2015. Vol. 57. P. 206–235. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.07.022>.
- De Carvalho Filho C. A., Moreira R. M., Branco, O.E.A., Dutra P., Dos Santos E., Moura I. F. S., Fleming P., Palmieri H. E. L. Combined hydrochemical, isotopic, and multivariate statistics techniques to assess the effects of discharges from a uranium mine on water quality in neighboring streams. *Environmental Earth Sciences*. 2017. Vol. 76. P. 830. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7165-9>.
- Dam W., Campbell S., Johnson R., Looney B., Denham M., Eddy-Dilek C., Babits S. Refining the site conceptual model at a former uranium mill site in Riverton, Wyoming, USA. *Environmental Earth Sciences*. 2015. Vol. 74. P. 7255–7265. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4706-y>.
- Dam W., Gil A., Johnson R., Campbell S., Bargar J., Picel M. Long-Term Stewardship at a Former Uranium Mill Tailings Site in Riverton, Wyoming WM2017–17090. United States. *Conference: Waste Management Conference, 2017. Phoenix, AZ (United States)*. <https://www.osti.gov/servlets/purl/1345366>.

- Fernandes H., Veiga L., Franklin M., Prado V., Taddei J. F., 1995. Environmental impact assessment of uranium mining and milling facilities: A study case at the Pocos de Caldas uranium mining and milling site, Brazil. *Journal of Geochemical Exploratio*. Vol. 52. Pp. 161–173. [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(94\)00043-B](https://doi.org/10.1016/0375-6742(94)00043-B).
- Fernandes H., Franklin M., Veiga L., 1998. Acid rock drainage and radiological environmental impacts. A study case of the Uranium mining and milling facilities at Pocos de Caldas. *Waste Management*. Vol. 18. Pp. 169–181. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(98\)00019-1](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(98)00019-1).
- Huang X., Deng H., Zheng C., Cao G., 2016. Hydrogeochemical signatures and evolution of groundwater impacted by the Bayan Obo tailing pond in northwest China. *Science of the Total Environment*. Vol. 543. Pp. 357–372. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.150>.
- IAEA, 1992. Current Practices for the Management and Confinement of Uranium Mill Tailing. Technical Reports Series No. 335, Vienna: International Atomic Energy Agency. 156 p.
- IAEA, 2001. Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. Safety Reports Series No. 19, Vienna: International Atomic Energy Agency. 229 p.
- IAEA, 2004. Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities. Results of a Coordinated Research Project. Vol. 1. Review and Enhancement of Safety Assessment Approaches and Tools. Non-serial Publications, Vienna: International Atomic Energy Agency. 413 p.
- IAEA, 2004-a. The Long Term Stabilization of Uranium Mill Tailings, IAEA-TECDOC-1403, Vienna: International Atomic Energy Agency. 309 p.
- IAEA 2005. Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance. Safety Reports Series No. 44, Vienna: International Atomic Energy Agency. 141 p.
- IAEA, 2010. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater, IAEA Technical Reports Series No. 472, Vienna: International Atomic Energy Agency. 208p.
- IAEA, 2014. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 3, Vienna: International Atomic Energy Agency. 471 p.
- IAEA, 2022. Remediation Strategy and Process for Areas Affected by Past Activities or Event. IAEA Safety Standards Series No. GSG-15, Vienna: International Atomic Energy Agency. 226 p.
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37. Exeter: Polestar Wheatons Ltd. 339 p.
- ICRP, 2009. Application of the Commission's Recommendations to the Protection of People Living in Long-term Contaminated Areas After a Nuclear Accident or a Radiation Emergency. ICRP Publication 111. Ann. ICRP 39 (3). Exeter: Polestar Wheatons Ltd. 74 p.
- Landa E. R., 2004. Uranium mill tailings: nuclear waste and natural laboratory for geochemical and radioecological
- Fernandes H., Veiga L., Franklin M., Prado V., Taddei J. F. Environmental impact assessment of uranium mining and milling facilities: A study case at the Pocos de Caldas uranium mining and milling site, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*. 1995. Vol. 52. P. 161–173. [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(94\)00043-B](https://doi.org/10.1016/0375-6742(94)00043-B).
- Fernandes H., Franklin M., Veiga L. Acid rock drainage and radiological environmental impacts. A study case of the Uranium mining and milling facilities at Pocos de Caldas. *Waste Management*. 1998. Vol. 18. P. 169–181. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(98\)00019-1](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(98)00019-1).
- Huang X., Deng H., Zheng C., Cao G. Hydrogeochemical signatures and evolution of groundwater impacted by the Bayan Obo tailing pond in northwest China. *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 543. P. 357–372. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.150>.
- IAEA Current Practices for the Management and Confinement of Uranium Mill Tailing. Technical Reports Series. No. 335, 1992. Vienna: International Atomic Energy Agency, 156 p.
- IAEA Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. Safety Reports Series No. 19, 2001. Vienna: International Atomic Energy Agency, 229 p.
- IAEA Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities. Results of a Coordinated Research Project. Vol. 1, 2004. Review and Enhancement of Safety Assessment Approaches and Tools. Non-serial Publications, Vienna: International Atomic Energy Agency, 413 p.
- IAEA The Long Term Stabilization of Uranium Mill Tailings, IAEA-TECDOC-1403, 2004-a. Vienna: International Atomic Energy Agency, 309 p.
- IAEA. Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance. Safety Reports Series No. 44, 2005. Vienna: International Atomic Energy Agency, 141 p.
- IAEA. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater, IAEA Technical Reports Series No. 472, 2010. Vienna: International Atomic Energy Agency, 208 p.
- IAEA, Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 3, 2014. Vienna: International Atomic Energy Agency, 471 p.
- IAEA. Remediation Strategy and Process for Areas Affected by Past Activities or Event. IAEA Safety Standards Series No. GSG-15, 2022. Vienna: International Atomic Energy Agency, 226 p.
- ICRP. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103, 2007. Ann. ICRP 37 (2–4). Exeter: Polestar Wheatons Ltd, 339 p.
- ICRP. Application of the Commission's Recommendations to the Protection of People Living in Long-term Contaminated Areas After a Nuclear Accident or a Radiation Emergency. ICRP Publication 111, 2009. Ann. ICRP 39 (3). Exeter: Polestar Wheatons Ltd, 74 p.
- Landa E. R. Uranium mill tailings: nuclear waste and natural laboratory for geochemical and radioecological investigations.

- investigations. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 77. Pp. 1–27. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.01.030>.
- 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*. Vol. 115. Pp. 118–123. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.06.011>.
- Martin A., Landesman C., Lépinay A., Roux C., Champion J., Chardon P., Montavon G., 2019. Flow period influence on uranium and trace elements release in water from the waste rock pile of the former La Commanderie uranium mine (France). *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 208–209. 106010. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106010>.
- Mehra R., Kaur S., Chand S., Charan C., Mehta M., 2021. Dosimetric assessment of primordial radionuclides in soil and groundwater of Sikar district, Rajasthan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. Vol. 330. Pp. 1605–1620. <https://doi.org/10.1007/s10967-021-07998-0>.
- Molitor N., Drace Z., Bugai D., Sizov A., Haneke K., Thierfeldt S., Nitzsche O., Shapiro Y., 2017. Challenges and progress in improving safety and managing radioactive wastes at Chernobyl NPP in the Chernobyl exclusion zone. *Problems of nuclear power plants' safety and of Chornobyl*. Vol. 29. Pp. 35–49.
- Ma W., Gao B., Guo Y., Sun Z., Zhang Y., Chen G., Zhu X., Zhang C., 2020. Occurrence and Distribution of Uranium in a Hydrological Cycle around a Uranium Mill Tailings Pond, Southern China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. Vol. 17(3), P. 773. <https://doi.org/10.3390/ijerph17030773>.
- NEA, 2014. Managing Environmental and Health Impacts of Uranium Mining, OECD Publishing, Paris. 139 p.
- NEA, 2020. Challenges in Nuclear and Radiological Legacy Site Management: Towards a Common Regulatory Framework, Radiological Protection, OECD Publishing, Paris. 159 p. <https://doi.org/10.1787/ccb40709-en>.
- Romanchuk, A. Y., Vlasova, I. E., & Kalmykov, S. N., 2020. Speciation of Uranium and Plutonium From Nuclear Legacy Sites to the Environment: A Mini Review. *Frontiers in chemistry*. Vol. 8. 630. <https://doi.org/10.3389/fchem.2020.00630>.
- Ruedig E., Johnson T. E., 2015. An evaluation of health risk to the public as a consequence of in situ uranium mining in Wyoming, USA. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 150. Pp. 170–178. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.08.004>.
- Robertson J., Hendry M., Kotzer T., Hughes K., 2019. Geochemistry of uranium mill tailings in the Athabasca Basin, Saskatchewan, Canada: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. Vol. 49 (14). Pp. 1237–1293. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1571352>.
- Robinson P., 2004. Uranium Mill Tailings Remediation Performed by the US DOE: An Overview. Southwest Research and Information Center, Albuquerque, NM 87106 USA.
- Salbu B., Burkitbaev M., Strømman G., Shishkov I., Kayukov P., Uralbekov B., Rosseland B., 2013. Environmental impact assessment of radionuclides and trace elements at the Kurday U mining site, Kazakhstan. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 123. Pp. 14–27, <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.05.001>.
- Journal of Environmental Radioactivity*. 2004. Vol. 77. P. 1–27. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.01.030>.
- Lavrova T., Voitsekhovych O. Radioecological assessment and remediation planning at the former uranium milling facilities at the Pridnieprovsky Chemical Plant in Ukraine. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013. Vol. 115. P. 118–123. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.06.011>.
- Martin A., Landesman C., Lépinay A., Roux C., Champion J., Chardon P., Montavon G. Flow period influence on uranium and trace elements release in water from the waste rock pile of the former La Commanderie uranium mine (France). *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 208–209. 106010. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106010>
- Mehra R., Kaur S., Chand S., Charan C., Mehta M. Dosimetric assessment of primordial radionuclides in soil and groundwater of Sikar district, Rajasthan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2021. Vol. 330. P. 1605–1620. <https://doi.org/10.1007/s10967-021-07998-0>.
- Molitor N., Drace Z., Bugai D., Sizov A., Haneke K., Thierfeldt S., Nitzsche N., Shapiro Y. Challenges and progress in improving safety and managing radioactive wastes at Chernobyl NPP in the Chernobyl exclusion zone. *Проблеми безпеки атомних електростанцій та Чорнобілля*. 2017. Вип. 29. с. 35–49.
- Ma W., Gao B., Guo Y., Sun Z., Zhang Y., Chen G., Zhu X., Zhang C. Occurrence and Distribution of Uranium in a Hydrological Cycle around a Uranium Mill Tailings Pond, Southern China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2020. Vol. 17 (3): 773. <https://doi.org/10.3390/ijerph17030773>.
- NEA Managing Environmental and Health Impacts of Uranium Mining, OECD Publishing, 2014. Paris, 139 p.
- NEA Challenges in Nuclear and Radiological Legacy Site Management: Towards a Common Regulatory Framework, Radiological Protection, OECD Publishing, 2020. Paris, 159 p. <https://doi.org/10.1787/ccb40709-en>.
- Romanchuk, A. Y., Vlasova, I. E., & Kalmykov, S. N. Speciation of Uranium and Plutonium From Nuclear Legacy Sites to the Environment: A Mini Review. *Frontiers in chemistry*. 2020. Vol. 8: 630. <https://doi.org/10.3389/fchem.2020.00630>.
- Ruedig E., Johnson T. E. An evaluation of health risk to the public as a consequence of in situ uranium mining in Wyoming, USA. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015. Vol. 150. P. 170–178. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.08.004>.
- Robertson J., Hendry M., Kotzer T., Hughes K. Geochemistry of uranium mill tailings in the Athabasca Basin, Saskatchewan, Canada: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2019. Vol. 49 (14). P. 1237–1293. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1571352>.
- Robinson P., 2004. Uranium Mill Tailings Remediation Performed by the US DOE: An Overview. *Southwest Research and Information Center, Albuquerque, NM 87106 USA*. 60 p.
- Salbu B., Burkitbaev M., Strømman G., Shishkov I., Kayukov P., Uralbekov B., Rosseland B. Environmental impact assessment of radionuclides and trace elements at the Kurday U mining site, Kazakhstan. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013. Vol. 123. P. 14–27, <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.05.001>.

Tuovinen H.; Pohjolainen E.; Vesterbacka D.; Kaksonen K.; Virkanen J.; Solatie D.; Lehto J.; Read D., 2016. Release of radionuclides from waste rock and tailings at a former pilot uranium mine in eastern Finland. *Boreal Environment Research*. Vol. 21. Pp. 471–480.

Tomno R., Kitulu L., Nzeve J., Waswa F., Mailu S., Shitanda D., 2020. Heavy Metal Concentrations in Vegetables Cultivated and Sold in Machakos Municipality, Kenya. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*. Vol. 24 (12), Pp. 2027–2034. <https://dx.doi.org/10.4314/jasem.v24i12.3>.

TECDOC-1375. Determining the Suitability of Materials for Disposal at Sea Under the London Convention 1972: A Radiological Assessment Procedure. Vienna: International Atomic Energy Agency. 67 p.

Tkachenko Y., 2020. The Prydniprovsky Chemical Plant – Ukraine’s uranium heritage. Survey report on the activity history and the modern state of the former production association «Prydniprovsky Chemical Plant». *Bellona Foundation*. Oslo. 121 p.

US EPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol. I. Human Health Evaluation Manual (Part A). Washington, D.C.: U. S. Environmental Protection Agency. 291 p.

Vandenhove H., Sweeck L., Mallants D., Vanmarcke H., Aitkulov A., Sadyrov O., Savosin M., Tolongutov B., Mirzachev M., Clerc J., Quarch H., Aitaliev A., 2006. Assessment of radiation exposure in the uranium mining and milling area of Mailuu Suu, Kyrgyzstan. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 88 (2). Pp. 118–139. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.01.008>.

Wismut, 2015. Landscapes designed and preserved, Federal Ministry for Economic Affairs and Energy (BMWi). Public Relations 11019 Berlin www.bmwi.de.

Tuovinen H.; Pohjolainen E.; Vesterbacka D.; Kaksonen K.; Virkanen J.; Solatie D.; Lehto J.; Read D. Release of radionuclides from waste rock and tailings at a former pilot uranium mine in eastern Finland. *Boreal Environment Research*. 2016. Vol. 21. P. 471–480. (In English).

Tomno R., Kitulu L., Nzeve J., Waswa F., Mailu S., Shitanda D. Heavy Metal Concentrations in Vegetables Cultivated and Sold in Machakos Municipality, Kenya. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*. 2020. Vol. 24 (12). P. 2027–2034. <https://dx.doi.org/10.4314/jasem.v24i12.3>.

TECDOC-1375. Determining the Suitability of Materials for Disposal at Sea Under the London Convention 1972: A Radiological Assessment Procedure. Vienna: International Atomic Energy Agency, 67 p.

Tkachenko Y., 2020 The Prydniprovsky Chemical Plant – Ukraine’s uranium heritage. Survey report on the activity history and the modern state of the former production association «Prydniprovsky Chemical Plant». *Bellona Foundation*. Oslo, 121 p.

US EPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol. I. Human Health Evaluation Manual (Part A). Washington, D. C.: U. S. Environmental Protection Agency. 291p.

Vandenhove H., Sweeck L., Mallants D., Vanmarcke H., Aitkulov A., Sadyrov O., Savosin M., Tolongutov B., Mirzachev M., Clerc J., Quarch H., Aitaliev A. Assessment of radiation exposure in the uranium mining and milling area of Mailuu Suu, Kyrgyzstan. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006. Vol. 88 (2). P. 118–139. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.01.008>.

Wismut. Landscapes designed and preserved, 2015. Federal Ministry for Economic Affairs and Energy (BMWi). Public Relations 11019 Berlin www.bmwi.de.

Manuscript received October 3, 2022;
revision accepted November 29, 2022.

Інститут геологічних наук НАН України,
Київ, Україна