ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ З НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ
НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
«УКРАЇНСЬКИЙ ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЧНИЙ ІНСТИТУТ»

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

ЛАВРОВА ТЕТЯНА ВАЛЕРІЇВНА

УДК 504.054:550.424.4

РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ МАЙДАНЧИКІВ СПАДЩИНИ УРАНОВОГО ВИРОБНИЦТВА

03.00.01 – радіобіологія

подається на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ Т. В. Лаврова
підпис здобувача

Науковий керівник: Войцехович Олег Вадимович, к. геогр. н,
завідувач відділу радіаційного моніторингу природного
середовища УкрГМІ ДСНС України та НАН України

Київ – 2023

АНОТАЦІЯ

Лаврова Т.В. Радіоекологічний моніторинг майданчиків спадщини уранового виробництва. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук за спеціальністю 03.00.01 «Радіобіологія». – Національний Університет Біоресурсів і Природокористування України. Київ. 2023.

Роботу виконано і підготовлено у відділі радіаційного моніторингу природного середовища в Українському гідрометеорологічному інституті ДСНС і НАН України.

Дослідження присвячено комплексному вивченню проблеми забруднення природного середовища на територіях впливу об'єктів колишнього уранового виробництва «Придніпровський хімічний завод» (далі «ПХЗ») у м. Кам'янське і виконано як узагальнення результатів багаторічних спостережень (2006-2021 рр.) радіоекологічного стану довкілля зони впливу майданчика ВО «ПХЗ» з метою обґрунтування пріоритетів програми моніторингу довкілля на етапах обґрунтування стратегії приведення даного майданчика у безпечний стан.

Після припинення виробничої діяльності ВО «ПХЗ» у 1992 р. заходи виводу із експлуатації об'єктів виробництва уранових концентратів і приведення даного майданчика в екологічно-безпечний стан не виконано до теперішнього часу. Забруднені ділянки території підприємства, будівлі колишньої інфраструктури і хвостосховища, де накопичено мільйони тон залишків радіоактивних матеріалів уранового виробництва на території, стали джерелами опромінення персоналу підприємств, населення, а також продовжують впливати на забруднення природного середовища.

Актуальність роботи обумовлена необхідністю планування ефективних заходів приведення майданчика у безпечний стан, що вимагало виконання всебічного аналізу характеристик формування радіаційних і екологічних ризиків. Такі оцінки могли бути виконані тільки на основі системного вивчення стану радіоактивного забруднення майданчика і природних процесів, що формують їх розповсюдження у довкіллі. На основі вивчення кращого міжнародного досвіду

щодо оцінки впливу об’єктів радіологічної спадщини уранових виробництв на довкілля було розроблено комплексні програми оцінки стану і програми спостережень за радіоактивним і хімічним забрудненням довкілля для різних етапів планування і здійснення заходів приведення об’єктів уранової спадщини ВО «ПХЗ» у безпечний стан.

Для успішного виконання програм радіоекологічного моніторингу було адаптовано, удосконалено і впроваджено в практику аналітичних лабораторій сучасні методики визначення радіонуклідів уран-торієвих рядів із використанням можливостей гамма-, альфа-спектрометрії і методів рідинно-сцинтиляційного лічення. Гармонізація методичних підходів у проведенні відбору проб і лабораторних досліджень, що виконувались різними організаціями, які залучалися до виконання досліджень на майданчику, дозволили накопичити базу даних із статистично достовірними характеристиками забруднення довкілля радіонуклідами уран-торієвих сімейств (атмосферного повітря, ґрунтів, підземних і поверхневих вод, донних відкладів, біоти) на території майданчику колишнього ВО «ПХЗ» і в об’єктах природного середовища у зоні його впливу, а також на територіях фонових спостережень.

Аналіз багаторічних спостережень дозволив оцінити тренди і варіації характеристик забруднення всіх основних елементів природного середовища у зоні впливу об’єктів уранової спадщини в умовах мінливості природних процесів і техногенної діяльності на даному майданчику. Визначено потенційні наслідки радіологічних впливів для кожного із ідентифікованих джерел радіаційної небезпеки, а відповідно і пріоритети для стратегії заходів приведення майданчика у безпечний стан.

Результати спостережень використовувалися для розробки звітів з оцінки безпеки, для обґрунтування стратегії приведення майданчика у безпечний стан, а також для параметризації математичних моделей, що використовувались для прогнозних оцінок поширення радіонуклідів уранового ряду у природному середовищі. Результати моніторингу і модельних оцінок можливих впливів довкілля використано в роботі також для оцінок доз опромінення персоналу на

забрудненій території ВО «ПХЗ» і населення, що проживає на прилеглих територіях. Для найбільш вразливих водних екосистем р. Коноплянка, у водному середовищі яких спостерігаються високі рівні урану і радію, виконано оцінки доз опромінення для референтних таксонометричних груп організмів та скринінгові оцінки радіаційного ризику (зона екологічного маскування 400 мкГр·год$^{-1}$).

Встановлено, що в сучасних умовах основним фактором радіологічних впливів на персонал підприємств, що продовжують свою діяльність на території майданчика, є зовнішнє гамма-випромінювання на ділянках і в об'єктах, де локалізовані радіоактивні залишки переробки уранових руд із високим вмістом радіонуклідів уранового ряду. На деяких ділянках території визначені ПАЕД гамма-випромінювання визначалися від 2,5 до 30 мкЗв·год$^{-1}$ (безпечним для майданчика встановлено рівень 0,5 мкЗв·год$^{-1}$). Площі територій із ПАЕД гамма-випромінювання вище 0,5 мкЗв·год$^{-1}$ оцінено біля 30% всієї площі території колишнього ВО «ПХЗ». Аналіз вертикального розподілу радіонуклідів уранового ряду у ґрунтах дозволив встановити, що на більшості таких ділянок забруднення може поширюватися до 1 м і глибше, що є важливим для розробки стратегії дезактивації ґрунтів. Основними радіаційно-небезпечними об'єктами опромінення персоналу є будівлі колишнього уранового виробництва і прилеглі до них території. Серед них першочерговому очищенню і консервації підлягають будівлі №103 і №104 (ПАЕД гамма-випромінювання у деяких приміщеннях таких будівель визначено на рівнях від 0,5 до 2 мЗв·год$^{-1}$).

Показано, що у багатьох невентильованих виробничих цехах колишнього уранового виробництва високі дози опромінення також можуть бути сформовані високими об'ємними концентраціями (ОА) ^{222}Rn і його дочірніх продуктів. У приміщеннях колишнього уранового виробництва, де накопичені залишки уранових концентратів, а також відходи виробництва, ОА ^{222}Rn у повітрі визначалися у широкому діапазоні небезпечних концентрацій від 200-500 Бк·м$^{-3}$ до 2-3 тис Бк·м$^{-3}$. У підвальних приміщеннях колишнього гідрометалургійного цеху ОА ^{222}Rn спостерігалися на рівні 20 тис Бк·м$^{-3}$ і більше.

Аналіз даних багаторічних спостережень за рівнями забруднення атмосферного повітря у межах майданчика у порівнянні із встановленими в ході дослідження фоновими рівнями показав, що інгаляційні дози опромінення для персоналу підприємств на майданчику є відносно невисокими (їх внесок у загальну дозу персоналу на майданчику складає від 3 до 5%), сумарне надходження за рік часток пилу забруднених ^{238}U, ^{226}Ra, ^{230}Th, ^{210}Pb і ^{210}Po є суттєво нижчими ніж обмеження на річне інгаляційне надходження протягом року згідно НРБУ. Підвищені рівні забруднення повітря на майданчику спостерігалися переважно в періоди ведення земляних робіт на забруднених територіях і на поверхні хвостосховищ під час ремонту ґрунтового покриття в умовах сухої вітряної погоди, коли рівні питомої активності радіонуклідів уранового ряду в аерозолях можуть тимчасово зростати у десятки і сотні разів порівняно із фоновими рівнями.

Результати вивчення просторової і вертикальної структури радіоактивного і хімічного забруднення майданчика показали, що у формуванні сучасного радіоактивного і хімічного забруднення водних об'єктів майданчика фактори інфільтраційного і латерального переносу радіонуклідів з місць утримання залишків уранового виробництва з фільтраційними водами і під впливом процесів ерозії та поверхневого змиву не є визначальними.

Основними зосередженими джерелами формування радіоактивного і хімічного забруднення підземних вод на майданчику є хвостосховища залишків уранового виробництва «Центральний яр», «Західне» і «Дніпровське».

Результати багаторічних спостережень за вмістом радіонуклідів у підземних водах виявили максимальні рівні забруднення у водах техногенних горизонтів під тілом розташування залишків уранового виробництва у хвостосховищах. У підземних водах зони впливу хвостосховищ «Західне» і «Центральний яр» спостерігаються тенденції до поступового зменшення рівнів мінералізації та забруднення вод в алювіальних горизонтах, а підземних водах під сховищем «Дніпровське» виявлено тенденцію до поступового зростання забруднення підземних вод. Це обумовлено вимиванням сульфатних сполук із його

фосфогіпсового покриття, що стимулює підвищену міграційну здатність ізотопів урану у комплексних сполуках із сульфатами і карбонатами. Це свідчить, що фосфогіпс на поверхні хвостосховища має бути замінено на багатошарове багатофункціональне ґрунтове покриття.

Результати узагальнення даних спостережень за забрудненням підземних вод показали, що розповсюдження радіонуклідів від хвостосховищ до зони розвантаження їх у р. Коноплянка і р. Дніпро є дуже повільним. Очікувано такі впливи можуть суттєво зрости протягом наступних 100 років і більше. Спорудження нового ґрунтового захисного покриття хвостосховищ «Західне» і «Центральний яр» дозволить обмежити надходження атмосферних вод у тіло хвостосховищ і стримувати переміщення ореолу підземних вод із високим вмістом урану (10-1000 Бк·дм$^{-3}$) у напрямку розвантаження підземних вод у р. Дніпро. Показано, що спостереження за забрудненням підземних і поверхневих вод у зоні впливу хвостосховищ на майданчику ВО «ПХЗ» мають продовжуватися у якості завдання довготривалого інституціонального контролю безпеки.

Аналіз багаторічних даних спостережень за активністю радіонуклідів уранового ряду у поверхневих водах рр. Коноплянка і Дніпро дозволяє зробити висновок щодо незначущого на даний час внеску водних стоків з території майданчика у формування забруднення Дніпровської водної системи.

Показано, що в сучасних умовах водні шляхи не можуть сформувати будь-які значущі внески у дозу опромінення населення за рахунок можливого споживання води і риби із р. Коноплянка, що є основною дренажною системою, куди надходять забруднені поверхневі і підземні води з території колишнього уранового виробництва. За весь період спостережень активність урану-238 у воді р. Коноплянка не перевищувала рівні дії. На відстані 10 км від району витоку р. Коноплянка у Дніпровське водосховище активність ізотопів урану у воді майже не відрізняється від фонових концентрацій (0,01-0,02 Бк·дм$^{-3}$).

Результати оцінки вмісту радіонуклідів уранового ряду у водних організмах найбільш забрудненої водної екосистеми р. Коноплянка показали, що у сучасних умовах накопичення радіонуклідів у прісноводних рибах (карась), а також інших

водних організмах є невисоким і формує дози опромінення гідробіонтів на рівнях суттєво нижчих за референтний рівень дози ризику опромінення 400 мкГр·год$^{-1}$. Проте у майбутньому, у разі принаймні 5-ти кратного зростання питомої активності ізотопів урану і 2-х кратного активності радію-226 у воді р. Коноплянка, референтні (безпечні) рівні ризику опромінення можуть бути перевищені для таких видів водних організмів, як молюски і зоопланктон.

Показано, що у біомасі дорослих (40-50 років) листяних деревах на поверхні хвостосховища «Центральний яр», коріння яких мають живлення із тіла залишків уранового виробництва, активність ізотопів урану і радію має підвищений до 10 разів рівень порівняно із забрудненням біомаси деревини на контрольних ділянках. Для сирої маси деревини активність радіонуклідів уранового ряду не перевищує встановлені рівні звільнення (1 кБк·кг$^{-1}$). У разі спалення деревини, зола може мати активність радіонуклідів уранового ряду від 0,5 до 6 кБк·кг$^{-1}$, тому поводження з такою біомасою потребує узгодження із регуляторним органом.

Комплексні результати досліджень дозволили автору сформувати основні принципи і методичні засади для оптимізації регламентів спостережень у програмах радіоекологічного моніторингу на різних етапах здійснення заходів приведення майданчиків спадщини уранового виробництва у безпечний стан.

Результати роботи, у тому числі дані моніторингу, аналіз трендів формування забруднення, оцінки безпеки, рекомендації щодо організації програм і адаптовані методи аналітичної підтримки програм моніторингу впроваджені на етапах розробки стратегії приведення майданчика ВО «ПХЗ» у безпечний стан, а також у формуванні програм об'єктового радіоекологічного моніторингу інших майданчиків спадщини уранового виробництва.

Робота складається із 5 розділів і відображає результати досліджень автора протягом тривалого періоду (2006-2021 рр.).

Ключові слова: *радіонукліди уран-торієвих рядів, спадщина уранового виробництва, «Придніпровський хімічний завод», радіоекологічний моніторинг, аналітичні методи вимірювань, екологічна безпека, радіаційні ризики, дози опромінення, персонал, населення, біота, рекомендації.*

ANNOTATION

Lavrova T.V. Radioecological monitoring at the Uranium legacy sites. – Qualifying scientific work on the rights of the manuscript.

Thesis for the degree of Candidate of Biological Sciences in specialty 03.00.01 «Radiobiology». National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine. Kyiv, 2023.

The work carried out and prepared in the Environment radiation monitoring Department of the Ukrainian Hydrometeorological Institute of the State Emergency Service and the National Academy of Sciences of Ukraine.

This study is dedicated to the comprehensive radio-ecological assessment at the former uranium production facilities «Prydniprovsky Chemical Plant» (hereinafter «PCP») and carried out using the long-term site-characterization and radioecological monitoring data (2006-2021) in order to substantiate the priorities in monitoring programs to support of the remediation strategies of bringing this site to a safe state.

After the termination of production activities of «PCP» in 1992, the decommissioning measures at the Uranium concentrate production facilities and bring this site to an ecologically safe state have not been completed until now. Contaminated areas of the enterprise's territory, contaminated buildings of the former infrastructure and tailings, where millions of tons of radioactive materials remained from the Uranium production in past, have become sources of radiation exposure for the personnel of the enterprises, the public, and continues to contaminate the surrounding environment.

The relevance of research in this work is due to the need to plan a complex of effective remediation measures to bring the site to a safe state, which required a comprehensive site characterization and exposure pathway analyses in particular due to its site contamination by Uranium production residues assessing its role in the formation of radiation and ecological risks.

Such assessments could be develop only based on a systematic study of the time dependent environment contamination in air (aerosols), surface and groundwater as well as soils and other environment media creating radiological exposure pathways in the

environment. Studying the best international experience the comprehensive programs in long-term observation on the radioactive and chemical environmental contamination were develop for various stages of planning and implementation of remediation strategy at the «PCP» legacy sites and surrounding areas.

The analysis of long-term observations made it possible to assess the trends and variations in the contamination of all the main elements of the environment in the areas of impact of «PCP» U-legacy site and its hazardous facilities. The potential consequences of radiological impacts for each of the identified sources of radiation hazards were determined, and accordingly, the priorities for the strategy of measures to bring the site to a safe state were determined.

The results of the observations were processes, analyzed and used in preparing safety assessment studies, to substantiate the remediation projects at the site, and to parameterize mathematical models used for predictive assessments of the distribution of radionuclides of U-decay series in the environment. The monitoring and modeling data assessing potential impacts were also in use in the work to assess the radiation exposure doses for personnel on the «PCP» contaminated territory and for the public living in the adjacent territories.

It has been conclude that in current conditions, the main exposure pathway for the personnel of enterprises that continue their activities on the territory of the «PCP» site is external gamma radiation staying at the contaminated areas of the site or in the high contaminated facilities due to accumulated of radioactive residues from the processing of Uranium ores are located. In some areas of the site, the determined gamma dose rate were determined from 2.5 to 30 $\mu Sv \cdot h^{-1}$ (the Action level for the site is 0.5 $\mu Sv \cdot h^{-1}$). Areas of territories with exceeding such gamma radiation criteria for external exposure pathway estimated to be about 30% of the entire area of «PCP».

The analysis of the vertical distribution of U- series radionuclides in the soil made it possible to constitute that in many locations the elevated radionuclides of U-series were identified at the depth of soil layers up to 1 m and deeper. That is important to know for the development of a soil decontamination strategy to be implementing after

the dismantling of the most contaminated buildings and the new soil covers on the surface of the tailings to be constructed. The main radiation-hazardous facilities at the «PCP» legacy site for potential exposure are buildings of former uranium production and their adjacent territories. Among them, buildings No. 103 and No. 104 are subject to priority for decontamination, conservation and further demolishing (in some “hot spots”). It has been showing that in many unventilated former U-production facilities in such buildings, high doses of inhalation exposure can create by high volume ambient activity concentrations of ^{222}Rn and its progenies. In the premises of the former uranium production shops, where the remains of U-oxide concentrates, as well as production waste, are accumulated, ambient activity concentrations of ^{222}Rn in the air was determined in a wide range from 200-500 Bq·m^{-3} to 2-3 thousand Bq·m^{-3}. In the basements of the former hydrometallurgical workshop of activity concentrations of ^{222}Rn in air was observed at the level of 20 thousands Bq·m^{-3} and more.

For the most vulnerable water ecosystems of the Konoplyanka River, in the water environment of which high levels of uranium and radium are observed, radiation dose assessments for reference taxonomic groups of organisms and radiation risk screening assessments were performed (environmental masking zone 400 μGy·h^{-1}).

The analysis of long-term observation data on ambient activity concentration in aerosols (66 cycles of observation using for integrated samples air flow collectors) carried out at the U-legacy site with 2-week exposition show that inhalation exposure doses for the personnel of enterprises at the site are usually relatively low. The total annual intake of dust particles contaminated with ^{238}U, ^{226}Ra, ^{230}Th, ^{210}Pb and ^{210}Po are significantly lower than the annual inhalation intake limit according to the national radiation protection norms.

Increased levels of air contamination at the site were observe mainly during the periods of earthworks on the contaminated territories and on the surface of the tailings during the repair of the soil cover in dry, windy weather. In such conditions, the specific activity of the air averaged over the period of earthwork due to the high dusting of the atmosphere at the site with dust particles associated with radionuclides of the Uranium

series, have been increase in tens and hundreds of times compared to the reference observation point at the weather station in the city of Kamyanske. It is show that the risks of inhalation exposure during the dismantling of contaminated buildings of former uranium production can be particularly high.

The study of the spatial and vertical structure of the soil radioactive and chemical contamination over the site show that in the groundwater contamination, the key role playing the infiltration and seepages of the contaminants form the tailings facilities with have no any engineering infiltration barriers. The impact on the wash out process from the contaminated watersheds has not significant impacts on to the surface water contamination. The main concentrated sources of radioactive and chemical contamination causing impact on the groundwater contamination at the site are the tailings of U-residues such as «Central Yar», «Zakhidne» and «Dniprovske».

The results of long-term observations of the content of radionuclides in groundwater revealed the maximum levels of pollution in the waters of man-made horizons under the body of the location of the remains of uranium production in the tailings. In the groundwater under the tailings «Zakhidne» and «Central Yar» in the alluvial horizons of the saturated zone, there are trends of a gradual of water mineralization and contamination with radionuclides of U-series while in the «Dniprovske» tailings dump there is a trend to the gradual increase of the groundwater contamination. This is due to the leaching of sulfate compounds from the phosphogypsum covering surface of the U-residues at the surface of «Dniprovske» tailings, which stimulates the increased migration of uranium in complex compounds with sulfates and carbonates into the groundwater. This indicates that the phosphogypsum on the surface of the U-tailings facility should be replace by a multi-layered soil coating.

The results of the groundwater monitoring data showed that the spread of radionuclides from tailings storage facilities to their unloading area in the Konoplyanka and Dnipro rivers is very slow. Such impacts are expect to increase significantly over the next 100 years or more. The construction of a new soil protective covering on the

tailings «Zakhidne» and «Central Yar» will limit the inflow of atmospheric water into the body of the tailings residues and restrain the movement of the most contaminated groundwater with a high content of U (10-300 $Bq \cdot dm^{-3}$) toward its recharging into the river. It was justified that the monitoring of groundwater and surface water contamination in the area of «PCP» site impacts should be continue as a task of long-term institutional control.

Analysis of long-term observations data on the U-activity concentrations in the surface waters of the Konoplyanka and Dnipro rivers allows us to draw a conclusion about the currently low contribution of water runoff from the legacy site to the contamination of the Dnipro water system by radionuclides of the U-series.

It is shown that in present conditions aquatic pathways cannot form any significant contributions to the radiation exposure dose of the public due to consumption of water and fish from the Konoplyanka River, which is the main drainage system and most contaminated surface water bodies at the area of «PCP» site impact.

During the entire observation period, the activity concentration of U-238 in the water of the Konoplyanka River did not exceed the action level (1 $Bq \cdot dm^{-3}$). At a distance of 10 km from the area, where the Konoplyanka River inlet to the Dniprovskiy Reservoir, U-238 concentrations in water are almost the same as background concentrations (0.01-0.02 $Bq \cdot dm^{-3}$) because dilution effect in the large water flow of the Dnipro river.

The results of the activity concentration for radionuclides of U-series in aquatic organisms in the Konoplyanka River showed that in present conditions, accumulation of radionuclides in freshwater fish (Crucian carp) and other aquatic organisms is low and forms exposure doses for aquatic biota at the levels significantly lower than the reference level radiation risk dose of 400 $\mu Gy \cdot h^{-1}$. But in the future, in case of at least a 5-fold increase in the specific activity of uranium isotopes or a 2-fold increase in the content of radium-226 in the water of the Konoplyanka River, the reference (safe) levels of radiation risk may be exceeded for such types of aquatic organisms as mollusks and zooplankton.

The study results show that in the biomass of 40-50 years old deciduous trees, growing on the surface of the «Central Yar» tailings facility (the roots of which percolate the tailings), the content of U and Ra activities in biomass has an increased levels (up to 10 times higher) compared to the wood biomass collected at the reference locations. For the fresh mass of wood, the activity of radionuclides of the uranium series does not exceed the established release levels (1 $kBq \cdot kg^{-1}$). In the case of burning wood, the ash can have the activity of the radionuclides of U-decay series from 0.5 to 6 $kBq \cdot kg^{-1}$, so the handling of such biomass requires permission with the regulatory body.

The research results allowed the author to form basic and methodological principles for optimizing observation regulations in radio-ecological monitoring programs at various stages of implementation of measures.

The results of this work allows collecting and proceeding a sufficient amount of experimental and observation data for the radio-ecological assessment at the contaminated territories of the U-legacy site. The carried out studies includes potential dose exposure assessment for remediation workers and public and finally made it possible to develop recommendations for establishing the site-specific monitoring programs for the different stages of remediation strategy to be implementing at the «PCP» site for bringing it in a safe state.

The work consists of five chapters and reflects the results of the author's research over a long period (2006-2021).

Keywords: radionuclides of the uranium-thorium series, heritage of uranium production, «Prydniprovskiy Chemical Plant», radio-ecological monitoring, analytical methods for determination of radionuclides of U- decay series in the environment, safety assessment, dose exposure for personnel, public and biota, recommendations.

Список публікацій здобувача за темою дисертації:

Статті у наукових виданнях,
включених до категорії «А» Переліку наукових фахових видань України,
та/або наукових періодичних виданнях,
проіндексованих у базах даних Web of Science Core Collection та/або Scopus

1. Bugai D., Laptev G., Skalskyy O., **Lavrova T.**, Avila R. Analysis of spatial distribution and inventory of radioactivity within the uranium mill tailings impoundment. Ядерна фізика та енергетика. 2015. № 3. С. 254-262. *(Здобувачкою здійснено спектрометричний аналіз проб, первинне опрацювання матеріалів)*.

2. Korychenskyi K. O., Laptev G. V., Voitsekhovych O. V., **Lavrova T. V.**, Dyvak T. I. Speciation and mobility of uranium in tailings materials at the u-production legacy site in Ukraine. Ядерна фізика та енергетика. 2018. № 3. С. 270-279. *(Здобувачкою здійснено спектрометричний аналіз проб, первинне опрацювання матеріалів)*.

3. Voitsekhovitch O., Soroka Y., **Lavrova T.** Uranium mining and ore processing in Ukraine – radioecological effects on the Dnipro River water ecosystem and human health. Radioactivity in the Environment. 2006. Vol. 8. P. 206-214. *(Здобувачкою здійснено збір матеріалу, радіохімічний, спектрометричний аналіз, узагальнення результатів, підготовку тексту публікації)*.

4. Voitsekhovych O., **Lavrova T.** Chapter 7. Remediation Planning of Uranium Mining and Milling Facilities: The Pridneprovsky Chemical Plant Complex in Ukraine. Radioactivity in the Environment. 2009. Vol. 14. P. 343-356. *(Здобувачкою здійснено узагальнення результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

5. Voitsekhovych O., **Lavrova T.** Optimizing monitoring of a legacy uranium processing site. Nuclear Engineering International. 2012. Vol. 657. P. 20-24. *(Здобувачкою здійснено узагальнення результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

6. **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. *(Здобувачкою здійснено збір матеріалу, радіохімічний, спектрометричний аналіз, узагальнення результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

7. Kovalets I., Asker Ch., Kchalchenkov A., Persson Ch., **Lavrova T.** Atmospheric dispersion of radon around uranium mill tailings of the former Pridneprovsky Chemical Plant in Ukraine. Journal of Environmental Radioactivity. 2017. Vol. 172. P. 173-190. *(Здобувачкою здійснено збір матеріалу, узагальнення результатів, первинне опрацювання матеріалів)*.

Статті в інших наукових виданнях

8. **Лаврова Т. В.**, Дворецкий А. И. Накопление урана в абиотических и биотических компонентах Днепровского водохранилища. Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту. 2003. Вип. 252. С. 115-122. *(Здобувачкою здійснено збір матеріалу, радіохімічний аналіз, узагальнення результатів, підготовку тексту публікації)*.

9. **Лаврова Т. В.**, Кориченський К. О., Войцехович О. В. Забруднення ґрунтів і атмосферного повітря на територіях впливу колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод». Вісник Одеського національного університету. Серія: Географічні та геологічні науки. 2021. Т. 26. Вип. 2 (39). С. 64-77. *(Здобувачкою здійснено спектрометричний аналіз, узагальнення результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

10. Кориченський К. О., **Лаврова Т. В.**, Войцехович О. В. Екологічні і економічні аспекти безпечного утримання фосфогіпсу на майданчику колишнього уранового виробництва «Придніпровський хімічний завод». Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2021. № 36. С. 96-110. *(Здобувачкою здійснено спектрометричний аналіз, аналіз результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

11. Ткаченко К. Ю., Скальський О. С., Бугай Д. О., **Лаврова Т. В.**, Процак В. П., Кубко Ю. І. Моніторинг техногенного забруднення підземних і поверхневих вод в зоні впливу уранових хвостосховищ Придніпровського

хімічного заводу (м. Кам'янське). Геологічний журнал. 2020. Вип. 372 (3). С. 17-35. *(Здобувачкою здійснено радіохімічний аналіз проб та первинне опрацювання матеріалів)*.

12. Бугай Д. О., Заноз Б. Ю., **Лаврова Т. В.**, Кориченський К. О., Кубко Ю. І., Авіла Р., Рець Ю. М. Розвиток системи моніторингу підземних вод у зоні впливу об'єктів спадщини уранового виробництва Придніпровського хімічного заводу. Геологічний журнал. 2021. № 4. С. 56-70. *(Здобувачкою здійснено радіохімічний аналіз проб та первинне опрацювання матеріалів)*.

13. Ковалец И., Железняк М., Халченков А., Удовенко О., **Лаврова Т.** Численное моделирование воздушного распространения радона вокруг урановых хвостохранилищ. Электрон. моделирование. 2010. № 3. С. 67-81. *(Здобувачкою здійснено збір, аналіз та первинне опрацювання матеріалів)*.

14. Халченков А. В., Ковалец И. В., **Лаврова Т. В.**, Тодосиенко С. В. Моделирование атмосферного переноса радионуклидов в составе частиц пыли в окрестностях объектов хранения радиоактивных отходов. Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. 2016. Вип. 27. С. 19-29. *(Здобувачкою здійснено збір, аналіз та первинне опрацювання матеріалів)*.

15. **Лаврова Т. В.**, Кориченський К. О., Войцехович О. В. Оцінка багаторічних просторово-часових змін хімічного складу підземних вод у зоні впливу колишнього уран-переробного підприємства ВО «Придніпровський хімічний завод». Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2022. № 4. С. 81-95. *(Здобувачкою здійснено збір, радіохімічний і спектрометричний аналіз, статистичну обробку, аналіз результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

Методичні вказівки

16. Сердюк А. М., Лось І. П., Аксенов М. В., Бузинний М. Г., Маленко М. Д., Молчанов О. І., Наговіцина Л. І., Павленко Т. О., Подрєзов О. А., Семенюк Н. Д., Сорока Ю. М., Сорока М. М., Фризюк М. А., Цимбалюк О. М., Шабуніна Н. Д., Войцехович О. В., **Лаврова Т. В.**, Скальский О. С. Методичні

вказівки щодо радіаційно-гігієнічного регламентування проведення робіт на об'єктах ліквідованого Придніпровського хімічного заводу (ПХЗ): методичні вказівки. Київ, 2007. 31 с. *(Затверджено Наказом МОЗ України від 11.01.2007 р. № 3. Здобувачкою здійснено підготовку частини тексту публікації)*.

Матеріали та тези наукових доповідей

17. Voitsekhovitch O., Soroka Y., **Lavrova T.** Uranium mining and ore processing in Ukraine and its radioecological effects on the Dnieper River water ecosystem and human health. International Conference on Isotopes in Environmental Studies. Monte-Carlo, Monaco, 25-29 October 2004: book of abstracts. Monte-Carlo, 2004. P. 58-59. *(Здобувачкою здійснено збір, аналіз та первинне опрацювання матеріалів)*.

18. Buzynnyy M., **Lavrova T.**, Romanenko M., Sakhno V. Radon in Soil Gas Versus Radon Flow in Characterization of Uranium Tailing Sities. 6th Conference on Protection Against Radon at Home and at Work, Praha, 13-17 September 2010: book of abstracts. Praha, 2010. P. 70. *(Здобувачкою отримано частину експериментального матеріалу, на основі якого підготовано тези)*.

19. Voitsekhovych O., **Lavrova T.**, Kostezh A. Optimisation (Sampling Strategies and Analytical Procedures) for Site Specific Environment Monitoring at the Areas of Uranium Production Legacy Sites in Ukraine. ASME 2011: 14th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, Reims, France, September 25-29, 2011: book of abstracts. Reims, 2011. P. 395-402. *(Здобувачкою здійснено збір, аналіз та первинне опрацювання матеріалів)*.

20. **Лаврова Т. В.**, Войцехович О. В., Канівець В. В., Деркач Г. А. Оцінка виносу природних радіонуклідів із зони впливу колишнього підприємства з переробки уранової сировини, їх переносу та розподілі в екосистемі Дніпровського водосховища. XXII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 26-30 січня 2015 року: тези доповіді. Київ, 2015. С. 206-207. *(Здобувачкою здійснено збір, радіохімічний і спектрометричний аналіз, статистичну обробку, аналіз результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

21. **Лаврова Т. В.**, Войцехович О. В., Канівець В. В., Тодосієнко С. В. Результати дослідження радіоактивного та хімічного забруднення седиментаційного відстійника на р. Коноплянка у зоні впливу колишнього підприємства з переробки уранової руди. XXII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 26–30 січня 2015 року: тези доповіді. Київ, 2015. С. 207-208. *(Здобувачкою здійснено збір, радіохімічний і спектрометричний аналіз, статистичну обробку, аналіз результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

22. Kchalchenkov A., Kovalets I., Asker C., **Lavrova T.**, Todosienko S., Avila R. Application of the complex of atmospheric transport models for assessment of impact on the environment of the territories of former uranium production. Проблеми виведення з експлуатації об'єктів ядерної енергетики та відновлення оточуючого середовища: I Міжнародна конференція. Славутич, 2016. С. 56-64. *(Здобувачкою здійснено збір, аналіз та первинне опрацювання матеріалів)*.

23. **Лаврова Т. В.**, Лаптєв Г. В., Войцехович О. В., Канівець В. В., Деркач Г. А., Соколов С. Б. Оцінка процесу осадко накопичення у Дніпровському водосховищі за даними радіометричного датування. XXIII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 01–05 лютого 2016 року: тези доповіді. Київ, 2016. С. 222. *(Здобувачкою здійснено збір, радіохімічний і спектрометричний аналіз, статистичну обробку, аналіз результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

24. **Лаврова Т. В.**, Войцехович О. В., Тодосієнко С. В., Деркач Г. А., Кориченський К. О. Моніторинг як інструмент оцінки впливу на навколишнє природне середовище спадщини підприємства з переробки уранової сировини ВО «ПХЗ». XXIV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 10-13 квітня 2017 року: тези доповіді. Київ, 2017. С. 235. *(Здобувачкою здійснено узагальнення матеріалу, підготовку частини тексту публікації)*.

25. **Лаврова Т. В.**, Лаптєв Г. В., Войцехович О. В., Тодосієнко С. В., Деркач Г. А., Соколов С. Б. Оцінка вертикальної структури забруднення ґрунтів на території колишнього підприємства з переробки уранової сировини ВО «ПХЗ». XXIV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 10-13 квітня 2017 року: тези доповіді. Київ, 2017. С. 236-238. *(Здобувачкою здійснено спектрометричний аналіз проб, статистичну обробку, аналіз результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

26. **Лаврова Т. В.**, Шумов С. Н. Статистическая оценка изменений гидрохимического состава и радиоактивного загрязнения поверхностных вод в районе влияния бывшего уранового производства. Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології: VII Всеукраїнська наукова конференція. Київ, 2018. С. 190-192. *(Здобувачкою здійснено збір, статистичний аналіз, підготовку тексту публікації)*.

27. **Лаврова Т. В.**, Ковальчук Л. А., Войцехович О. В. Визначення природних та антропогенних складових формування радіоактивного забруднення поверхневих вод в районі впливу спадщини уранового виробництва. XXVI щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 8-12 квітня 2019 року: тези доповіді. Київ, 2019. С. 178-179. *(Здобувачкою здійснено збір, статистичний аналіз, підготовку частини тексту публікації)*.

28. **Лаврова Т. В.**, Войцехович О. В., Соколов С. Б., Кашпур В. О., Ткач А. В. Оцінка радіаційного забруднення аерозолів повітря на території колишнього підприємства з переробки уранових руд. XXVII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, до 50-річчя Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 21–25 вересня 2020 року: тези доповіді. Київ, 2020. С. 306-307. *(Здобувачкою виконано спектрометричний аналіз всіх аерозольних проб, узагальнення багаторічних даних спостережень, статистичний аналіз, підготовлено текст публікації)*.

ЗМІСТ

ВСТУП.....22
РОЗДІЛ 1 АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ПРОБЛЕМИ.....28
1.1 Продукти видобутку і переробки уранових руд.....28
1.1.1 Уран і його дочірні продукти у природному середовищі.....28
1.1.2 Видобування і переробка уранових руд в Україні.....30
1.1.3 Радіоактивні і нерадіоактивні залишки уранового виробництва.....34
1.1.4 Формування спадщини уранового виробництва.....35
1.2 Екологічні аспекти впливу спадщини уранового виробництва.....38
1.2.1 Шляхи опромінення.....38
1.2.2 Радіологічні критерії приведення майданчиків спадщини уранового виробництва у безпечний стан.....41
1.2.3. Радіологічні впливи на біологічні об'єкти.....44
1.2.4 Оцінки радіаційної і екологічної безпеки.....46
1.3 Моніторинг як інструмент контролю радіаційної безпеки.....52
1.3.1 Загальні положення.....52
1.3.2 Основні міжнародні стандарти організації програм моніторингу.....53
1.3.3 Існуюча практика моніторингу об'єктів уранової спадщини.....56
РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....59
2.1 Об'єкти і предмет дослідження.....59
2.1.1 Об'єкти спадщини уранового виробництва в Україні.....59
2.1.2 Особливості утримання радіоактивних матеріалів на «ПХЗ».....60
2.2 Природні умови зони розташування майданчика і територій впливу.....62
2.2.1 Клімат.....62
2.2.2 Геологія, геоморфологія і ґрунти.....63
2.2.3 Приземний шар атмосферного повітря.....65
2.2.4 Підземні води району впливу.....66
2.2.5 Поверхневі водні об'єкти.....67
2.2.6 Екосистема і біологічні об'єкти зони впливу майданчика «ПХЗ».....69
2.3 Шляхи формування радіаційних впливів на природне середовище.....72
2.3.1 Технологічні аспекти переробки уранових руд на «ПХЗ».....72

2.3.2 Фонові рівні радіонуклідів у природному середовищі 75
2.3.3 Обґрунтування мережі спостережень і програми дослідження.....78
2.4 Обґрунтування завдань програми дослідження.....80
2.5 Методики виконання дослідження.....82
2.5.1 Просторовий розподіл ПАЕД гамма-випромінювання.....82
2.5.2 Відбір проб ґрунтах майданчика і об'єктах колишньої виробничої інфраструктури «ПХЗ».....83
2.5.3 Відбір проб радіоактивних аерозолів і атмосферні випадіння 85
2.5.4 Відбір проб для визначення об'ємної активності ^{222}Ra і його ексхаляції з поверхні ґрунту 87
2.5.5 Відбір проб підземних вод на мережі спостережень 88
2.5.6 Відбір проб поверхневих вод на мережі спостережень 90
2.5.7 Відбір проб донних відкладів у Дніпровському водосховищі.....91
2.5.8 Біологічні об'єкти 92
2.6 Аналітичне забезпечення програми дослідження 93
2.6.1 Загальні принципи вибору аналітичних засобів вимірювань 93
2.6.2 Застосування і розвиток методу гамма-спектрометрії для визначення радіонуклідів уран-торієвих рядів.....94
2.6.3 Застосування методів альфа-спектрометрії для визначення природних радіонуклідів у пробах ґрунтів, аерозолів і природних вод 96
2.6.4 Застосування методу рідинно-сцинтиляційного лічення (РСЛ).....97
2.6.5 Гідрохімічні і геохімічні дослідження.....97
2.6.6 Забезпечення якості аналітичних вимірювань.....98
2.7 Аналіз даних для оцінки стану забруднення природного середовища 100
РОЗДІЛ 3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА АНАЛІЗ СТАНУ РАДІОАКТИВНОГО І ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ МАЙДАНЧИКА 105
3.1 Моніторинг як елемент системи безпеки майданчика ВО «ПХЗ» 105
3.2 Оцінка забруднення ґрунтів залишками уранового виробництва 108
3.2.1 Особливості формування просторового забруднення ґрунтів 108
3.2.2 Вертикальний розподіл радіонуклідів у ґрунтах майданчика.....115
3.3 Радіоактивне забруднення об'єктів.....117
3.3.1 Залишки інфраструктури уранового виробництва.....117

3.3.2 Стан радіаційної обстановки у виробничих приміщеннях.....119
3.4 Результати забруднення атмосферного повітря та їх аналіз 124
3.4.1 Аерозольне забруднення майданчика і прилеглих територій.....124
3.4.2 Особливості визначення ^{210}Po в аерозолях.....130
3.4.3 Забруднення аерозолів токсичними металами 132
3.5 Результати дослідження об'ємної активності ^{222}Rn та їх узагальнення.....134
3.5.1 Об'ємна активність і ексхаляція ^{222}Rn у ґрунтах майданчика 134
3.5.2 Результати досліджень об'ємної активності радону-222 у повітрі 141
3.6 Результати та узагальнення досліджень за забрудненням підземних вод .146
3.6.1 Аналіз результатів радіаційного забруднення підземних вод.....146
3.5.2 Хімічне забруднення підземних вод.....154
3.7 Оцінка радіаційного забруднення у поверхневих водних об'єктах 162
3.7.1 Уран і продукти розпаду у воді р. Коноплянка і р. Дніпро.....162
3.7.2 Радіонукліди природного походження у водних об'єктах на ділянках фонових спостережень 166
РОЗДІЛ 4 ОЦІНКИ РАДІОЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ЗАБРУДНЕННЯ.....174
4.1 Радіоекологічні оцінки впливу на біоту 174
4.1.1 Оцінки накопичення радіонуклідів у біомасі дерев на поверхні хвостосховищ та оцінки доз опромінення біоти наземних екосистем.....174
4.1.2 Оцінки забруднення і доз опромінення біоти водних екосистем.....179
4.2 Оцінки доз опромінення працівників підприємств, розташованих на майданчику ВО «ПХЗ».....185
РОЗДІЛ 5 РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ПРОГРАМИ МОНІТОРИНГУ ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ОБ'ЄКТАХ УРАНОВОЇ СПАДЩИНИ ...193
5.1 Загальні положення і вимоги до організації програм 193
5.2 Рекомендації щодо планування програм моніторингу 200
ВИСНОВКИ.....206
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....210
ДОДАТКИ.....227

ВСТУП

Актуальність роботи. Розвиток атомної енергетики в Україні тісно пов'язаний із функціонуванням підприємств із видобутку та переробки уранових руд. Одним із таких підприємств було виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (ВО «ПХЗ») (м. Кам'янське, Дніпропетровська обл.). На цьому підприємстві протягом тривалого часу (1947-1991 рр.) виробляли уранові концентрати із руд, які видобували в Україні, Центральній Європі та країнах Центральної Азії. Однак після зупинення підприємства не було дотримано належних процедур щодо виведення радіаційно небезпечних об'єктів із експлуатації (Коровін Ю. Ф., 2017). Це призвело до того, що територія майданчика ВО «ПХЗ», а також об'єкти його колишньої інфраструктури стали джерелами радіаційного і хімічного забруднення природного середовища і потенційного опромінення населення. Ці об'єкти за міжнародними нормами радіаційної безпеки віднесено до категорії «уранової спадщини» (IAEA,GSR Part 3). Приведення їх у безпечний стан потребує системного аналізу стану безпеки на основі впровадження комплексного об'єктового радіоекологічного моніторингу (IAEA SRS 27, 2002, МВ 6.6.1.2.6-00.06, 2006). Загальні наукові засади розвитку програм радіоекологічного моніторингу на територіях та об'єктах забруднення техногенними і природними радіонуклідами були предметом досліджень Б.С. Прістера (1997, 2003), Г. Г. Полікарпова (2001), М. Г. Бузинного (2005, 2010), В. О. Шумлянського (2007), І. М. Гудкова (2018) та інших. Програми і методи спостережень на об'єктах спадщини уранових виробництв, які набули розвитку в країнах ЄС, США, Канади й інших як інструменти обґрунтування і здійснення ефективних заходів відновлення їхньої безпеки, було висвітлено у дослідженнях H. Biesold (2001), F. Carvalho (2003), P. Schmidt (2008), R. Avila (2013) і багатьох інших авторів. Дослідження окремих елементів довкілля на майданчику ВО «ПХЗ» виконувалися в роботах Ю. М. Сороки (2020), Д. О. Бугая (2014, 2023), Ю. В. Хомутиніна (2011) та інших. Це дало змогу на основі удосконалення існуючих і розроблення нових методичних засад провести багаторічні комплексні і системні дослідження радіоекологічного стану майданчиків колишнього

ВО «ПХЗ» загалом. На основі результатів аналізу отриманих даних з ідентифікації джерел радіаційної небезпеки, оцінки можливих шляхів перенесення забруднюючих речовин, впливів на опромінення персоналу, населення міста й довкілля було обґрунтовано підходи і принципи організації програм комплексного радіоекологічного моніторингу для майданчиків уранової спадщини на всіх етапах їхнього життєвого циклу, що є науковою та практичною проблемою.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконувалась відповідно до статутних завдань УкрГМІ ДСНС України і НАН України у відділі радіаційного моніторингу природного середовища, а також в рамках міжнародних проєктів, за науково-дослідними роботами: «Науковий супровід радіаційного моніторингу природного середовища на мережі спостережень гідрометслужби та розвиток технологічних засад радіо-спектрометричних та радіохімічних спостережень (номер державної реєстрації 0106U007587, 2006-2008); «Науковий супровід комплексних спостережень за радіоактивністю в навколишньому природному середовищі. Розділ 3. «Розвиток методичного забезпечення аналітичних вимірювань вмісту U, Ra, Th, Po у природному середовищі методами α-, γ- та рідинно-сцинтиляційної спектрометрії» (номер державної реєстрації 0109U004891, 2009-2011); «Розвиток, адаптація і впровадження сучасних аналітичних методів і технологій визначення радіонуклідів широкого спектру у природному середовищі» (номер державної реєстрації 0112U004649, 2012-2014).

Мета і завдання дослідження. Мета дисертації – наукове обґрунтування методів радіоекологічного моніторингу промислових майданчиків і природного середовища зон впливу об'єктів спадщини уранового виробництва.

Для досягнення поставленої мети було вирішено такі завдання:

– розробити програму досліджень рівнів забруднення майданчиків спадщини уранового виробництва ВО «ПХЗ» радіонуклідами U-Th рядів у межах комплексного радіоекологічного моніторингу навколишнього середовища;

– визначити рівні забруднення основних радіаційно-небезпечних джерел спадщини уранового виробництва ВО «ПХЗ» та їхній вплив на навколишнє середовище (ґрунт, повітря, вода), які формують основні шляхи опромінення;

– проаналізувати тренди формування забруднення ґрунтів, атмосферного повітря, поверхневих і підземних вод;

– визначити величину та закономірності формування доз опромінення працівників підприємств розташованих на території ВО «ПХЗ» та персоналу, який буде залучено до здійснення заходів приведення майданчика у безпечний стан;

– оцінити можливі ризики опромінення біоти, обумовлені радіоактивним забрудненням довкілля для наземних і водних екосистем;

– розробити методичні рекомендації щодо програм комплексного радіоекологічного моніторингу для впровадження у практичній діяльності операторів радіаційного контролю майданчиків уранової спадщини.

Об'єкт дослідження – радіоактивні залишки переробки уранових руд на об'єктах спадщини уранового виробництва «Придніпровський хімічний завод», а також природне середовище й елементи екосистеми в зоні їх радіологічного впливу.

Предмет дослідження – методичні підходи до організації та аналітичного супроводу програм комплексного радіоекологічного моніторингу довкілля як елемента системи управління радіаційною і екологічною безпекою; процеси та фактори, що визначають характеристики й динаміку формування забруднення довкілля, а також оцінки радіологічних впливів (доз опромінення персоналу, населення і біоти), як основного елементу обґрунтування заходів приведення територій у безпечний стан.

Методи дослідження. Для виконання поставлених завдань застосовувались теоретичні та емпіричні методи екологічних досліджень, сучасні польові й аналітичні методи вивчення радіоактивного забруднення довкілля, аналітичні розрахунки радіоекологічних впливів, просторового аналізу забруднення довкілля із використанням ГІС-технологій. Визначення вмісту природних радіонуклідів у пробах природного середовища виконано із застосуванням методів α-, β-радіометрії, рідинно-сцинтиляційного лічення, α- і γ-спектрометрії; вміст металів

методами атомно-абсорбційного та рентген-флуоресцентного спектрального аналізу. Обробку результатів досліджень виконано із використанням стандартних методів статистичного аналізу. Для оцінки доз опромінення людей і біологічних об'єктів використано методи, рекомендовані МКРЗ та сучасні моделюючі системи: «ECOLEGO», «NORMALYZA» і «ERICA».

Наукова новизна одержаних результатів.

Вперше проведено комплексні дослідження вмісту радіонуклідів уранового ряду в абіотичних і біотичних компонентах довкілля в зоні впливу колишнього уранового виробництва ВО «ПХЗ». Вперше виконано аналіз та визначено динаміку забруднення довкілля природними радіонуклідами в техногенно підвищених концентраціях, а також визначено пріоритетні шляхи формування доз опромінення персоналу і населення, надано оцінки радіаційних ризиків біоти наземних і водних екосистем.

Вперше вказано на відсутність значного впливу радіоактивних залишків уранового виробництва ВО «ПХЗ» на опромінення населення міста внаслідок перенесення аерозольних часток і радону-222 за його межі. Встановлено, що основним фактором винесення радіонуклідів за межі водозборів майданчика ВО «ПХЗ» є стік поверхневих вод. Доведено, що стік радіонуклідів уранового ряду з водами р. Коноплянки у Дніпровське водосховище складає менше 1 % від їхнього загального природного річного стоку з водами р. Дніпро.

Вперше виконано оцінку радіоекологічних ризиків для біоти водної екосистеми р. Коноплянка, де спостерігаються підвищені рівні забруднення води і донних відкладів ^{238}U і ^{226}Ra. Встановлено, що потужності поглиненої дози опромінення для таксономічних груп організмів у сучасних умовах не перевищують референтні рівні.

Вперше визначено, що вміст радіонуклідів ^{238}U і ^{226}Ra у біомасі дерев із хвостосховищ залишків уранового виробництва не перевищує рівні безпечного поводження з деревиною за санітарних рубок, обмеженню підлягають зольні залишки такої деревини у разі її спалювання.

Удосконалено програми комплексного радіоекологічного моніторингу на майданчиках спадщини уранових виробництв. Доведено, що застосування комплексного підходу в обґрунтуванні програм моніторингу й оптимізація методів для їх вирішення на різних етапах здійснення реабілітаційних заходів є необхідним інструментом відновлення

стану безпеки майданчиків уранової спадщини

Практичне значення одержаних результатів. Визначені закономірності та тренди формування рівнів забруднення навколишнього середовища і біоти є підґрунтям для оцінювання доз опромінення персоналу й населення на різних етапах ремедіації майданчика ВО «ПХЗ».

Методичні напрацювання з організації радіаційного моніторингу на території уранових об'єктів увійшли до Методичних вказівок «Радіаційно-гігієнічне регламентування проведення робіт на об'єктах ліквідованого Придніпровського хімічного заводу (ПХЗ)», які затверджено Міністерством охорони здоров'я України. Результати досліджень покладено в основу програми радіаційного моніторингу були впроваджені в практику виробничої діяльності ДП «Бар'єр», оператора радіаційно-небезпечних об'єктів колишнього ВО «ПХЗ», і впроваджені в практику. Розроблені методики виконання вимірювань із використанням методів низько-фонової альфа- і бета-радіометрії запроваджено в програмах фонового моніторингу довкілля в підрозділах національної гідрометеорологічної служби ДСНС України.

Отримані результати дослідження використано для верифікації і параметризації математичних моделей перенесення ^{222}Rn, радіонуклідів із аерозолями, підземними і поверхневими водами від радіаційно-небезпечних об'єктів на територіях колишнього ВО «ПХЗ» для оцінок прогнозного поширення забруднення. Узагальнені результати дослідження стали підґрунтям на етапі підготовки звіту з «Аналізу безпеки і обґрунтування заходів приведення майданчика у безпечний стан» у межах виконання проєкту ЄС (Europe/Aid/134871/C/C/SER/UA).

Особистий внесок здобувача полягає у безпосередній участі в розробках програм і методів дослідження, а саме: адаптації, тестуванні і практичному застосуванні сучасних методик визначення радіонуклідів уранового ряду гамма- і альфа-спектрометричним, рідинно-сцинтиляційним лічennям та іншими методами в абіотичних і біологічних компонентах природного середовища. Авторка брала безпосередню участь у плануванні та відборі проб, проводила аналітичні вимірювання вмісту радіонуклідів і хімічних забруднювачів, а також

виконувала аналіз результатів, розрахунки доз і ризиків, здійснювала узагальнення матеріалів досліджень, підготувала наукові статі. Друковані праці за темою дисертації підготовлено у співавторстві. Основні результати отримано здобувачем самостійно.

Апробація результатів дисертації. Основні результати дослідження доповідалися та обговорювалися на багатьох національних і міжнародних наукових конференціях, зокрема таких як: «Isotopes in Environmental Studies, Aquatic Forum 2004» (Monaco, 2004); 11-th International Conference «Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, ICEM2007» (Bruges, Belgium 2007); Міжнародній конференції «Remediation of Land Contaminated by Radioactive Material Residues» (Астана, Казахстан, 2009); 6-th Conference «Protection Against Radon at Home and at Work» (Prague, Czech Republic, 2010); на 15-th Conference «Harmonization within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes» (Madrid, Spain, 2013); 8th International Symposium «Naturally occurring Radioactive materials» (Rio de Janeiro 2016); IAEA ALMERA workshop «Network of Analytical Laboratories for Measurement of Environment Radioactivity (Amman, Jordan 2018); International Symposium «Uranium Raw Material for the Nuclear Fuel Cycle (URAM-2018, Vienna, Austria, 2018), а також на щорічних (XXII-XXV) наукових конференції ІЯД НАН України (Київ, 2015-2020) і VII Всеукраїнській науковій конференція «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології» (Київ, 2018).

За темою дисертації опубліковано у 28 наукових праць, з яких 2 статті у наукових фахових виданнях України, включених до міжнародних наукометричних баз даних, 5 у наукових виданнях інших держав, 8 статей в інших наукових виданнях рекомендованих ДАК України, 12 тез наукових доповідей, 1 нормативно-методичний документ.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається з анотації, вступу, п’яти розділів, висновків, списку використаних джерел і додатків. Загальний обсяг роботи становить 226 сторінок. Робота містить 20 таблиць і 42 рисунки. Список використаних джерел нараховує 162 найменування, зокрема 44 латиницею. У додатках надано довідки про впровадження результатів наукових досліджень.

РОЗДІЛ 1
АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ПРОБЛЕМИ

1.1 Продукти видобутку і переробки уранових руд

1.1.1 Уран і його дочірні продукти у природному середовищі

Уран (U) – хімічний елемент з атомним номером 92 в періодичній системі, атомна маса – 238,029; відноситься до сімейства актиноїдів. Уран – слабо радіоактивний елемент, він не має стабільних ізотопів [1]. У природному U містяться три ізотопи: ^{238}U (99,2739%,), ^{235}U (0,7205%) и ^{234}U (0,0056%). ^{234}U генетично пов'язаний з ^{238}U, їх активності рівні. Нукліди ^{235}U и ^{238}U є родоначальниками радіоактивних рядів (Рис. 1) [2].

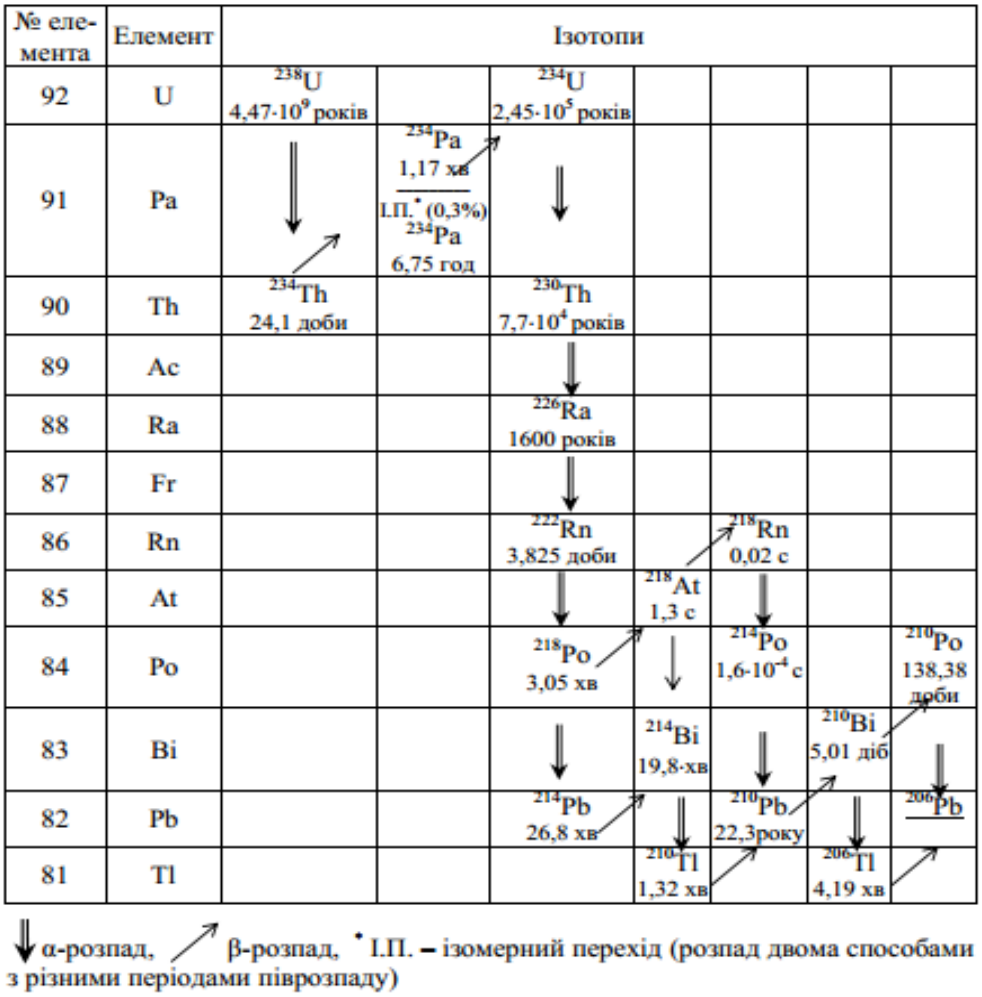


Рисунок 1.1 – Серія радіонуклідів сімейства урану, основні із яких стали предметом вивчення у природному середовищі [3]

В природному U активність ^{235}U в 21 раз менше активності ^{238}U. Питома активність: ^{238}U – $1{,}24 \cdot 10^4$ кБк·кг$^{-1}$, ^{235}U – $7{,}77 \cdot 10^4$ кБк·кг$^{-1}$. Ядра ^{235}U здатні до мимовільного (спонтанного) поділу нейтронами будь-яких енергій, завдяки чого у збагаченій (до 3,5%) в процесі виробництва суміші U використовується як паливо в ядерних реакторах, а також в ядерній зброї [1, 2].

Бурхливий розвиток у 20-ту сторіччі атомної промисловості призвів до появи і поширення підприємств ядерного паливного циклу, які стали джерелами забруднення навколишнього середовища. Підприємства по видобутку та первинному збагаченню урану стають потужними джерелами находження природних радіонуклідів у техногенно-підвищених концентраціях у навколишнє природне середовище [4].

Узагальнення величезного кола досліджень з систематизації сучасних знань в галузях ядерної геохімії, екологічної радіохімії, радіоекології з поширення природних радіонуклідів у природному середовищі, з вивчення процесів міграції, дифузії, масопереносу та транспорту радіоактивних речовин у природних та техногенних середовищах, стану радіонуклідів у компонентах живої природи, особливості дії випромінювання на структурні елементи біосфери, механізми і закономірності формування радіоактивних ушкоджень на клітинному, організменному, екосистемному рівнях, особливостях радіоекологічного моніторингу представлено в у багатьох роботах, наприклад, Н. Тітаєва [1], І. Бекман [2], Д. Рудаков [3], І. Гудков, В. Кашпаров [4], Г. Лисиченко [5], Г. Бондаренко [6].

Оскільки уран-238 є основним представником і найбільш поширеним у природному середовищі, розглядаючи екологічні аспекти впливу уранової промисловості на природне середовище і опромінення населення, основну увагу на етапі визначення радіологічних впливів, в програмах моніторингу природного середовища приділяється основним елементам уранового ряду: ^{238}U, ^{234}U, ^{230}Th, ^{226}Ra, ^{222}Rn, ^{210}Pb, ^{210}Po.

Саме розвитку методів моніторингу цих радіонуклідів уранового ряду у природному середовищі присвячено значну частину даної дисертаційної роботи.

1.1.2 Видобування і переробка уранових руд в Україні

Поклади уранових руд в Україні є найбільшими серед країн Європі. Видобуток урану в Україні здійснювали на 11-ти родовищах, починаючи з 1945р. [7], використовуючи методи і технології підземного виймання рудного матеріалу (шахти), а також шляхом підземного вилуговування (ПВ) [8].

Протягом останнього десятиріччя видобуток урану в Україні щорічно оцінювали від 500 до 800 тон на рік. Протягом останніх років видобуток урану зменшується за економічних і політичних обставин, але розвиток уранової галузі в Україні є актуальними і стратегічно важливим напрямком у відповідності до енергетичної стратегії країни [9]. Переробку уран містких руд здійснювали на колишньому «Придніпровському хімічному заводі» (до 1992 р.) і до теперішнього часу на гідрометалургійному заводі у м. Жовті Води («СхідГЗК»). Для виробництва уранових оксидних концентратів – «жовтий кек» використовували руди українських родовищ і руд, які доставляли із країн Центральної Азії і Східної Європи з метою подальшого збагачення і виробництва ядерного палива [10].

В контексті екологічного вивчення впливу на навколишнє природне середовище, видобуток і переробка уранових руд характеризуються накопиченням значної кількості залишків уранового виробництва із суттєво підвищеним вмістом радіоактивних мінералів природного походження, які можуть розповсюджуватися у довкіллі, формуючи значні рівні радіоактивного і хімічного забруднення об’єктів природного середовища, а також опромінення населення [1, 2]. Тому діяльність таких підприємств підлягає регуляторному контролю (планові ситуації опромінення) шляхом встановлення певних обмежень на рівні допустимого забруднення всіх елементів довкілля, які не можуть бути перевищені. Інструментом контролю безпеки радіаційної обстановки і не перевищення допустимих впливів на стан довкілля є впроваджені програми моніторингу за станом забруднення природного середовища, вимоги до регламентів яких узгоджуються регуляторним органом, а також регіональними екологічними інспекціями.

Ілюстрована інтерпретація процесу видобутку і переробки уранових руд представлена на рисунку 1.2.

Рисунок 1.2 – Приклади типового циклу виробництва уранових концентратів і формування радіоактивних залишків переробки уранових руд [11]

Вміст урану в рудах різного типу, що придатні для економічно обґрунтованого промислового виробництва, може складати від 0,03-0,05% до декілька відсотків (найбільш поширені відомості про вміст урану в рудах – 0,1% до 0,3%) [11]. Тому після видобутку руд і початкового сортування в місцях видобутку, рудні матеріали транспортують на переробні підприємства і збагачують, відокремлюючи пусту породу шляхом розмелу і переведення піщаної фракції у стан суспензії, в якій більш важкі первинні мінерали урану осідають швидше, ніж пуста порода. Відокремлені рудні матеріали із відносно низьким вмістом урану, як правило складають у відвали поблизу місця видобутку або пунктів первинної переробки. Згодом накопичення, так званої, пустої породи із відносно низьким вмістом урану під впливом природних факторів сепарації можуть ставати джерелами радіаційних і екологічних впливів на довкілля [10].

На кожному із етапів переробки уранових руд можуть мате місце випадки забруднення природного середовища і опромінення людей.

Основним етапом видобутку урану на гірських хімічних виробництвах і, зокрема, на колишньому ВО «ПХЗ» і заводах «СхідГЗК» в Україні були процедури вилуговування концентратів, тобто переведення розмеленої уранової руди у розчин із застосуванням кислотних і лужних розчинів. Для кислотного вилуговування використовували сірчану кислоту або суміш сірчаної і азотної кислоти. Із отриманого розчину уранових руд, в якому також були всі мінеральні компоненти рудної матриці (радіоактивні і нерадіоактивні) методами селективної екстракції відокремлювали уран, використовуючи органічні розчинники, а також іонообмінні смоли [10]. На ВО «ПХЗ» використовували іонообмінні смоли, які вироблялися у сусідніх цехах комплексного підприємства, що були розташовані поруч із екстракційним виробництвом. Розчини, що отримували в екстрактах, як правило, містили також Ra, і Th та інші катіони, що осідали на тих же іон-обмінних смолах. Для селективного виділення урану використовували методи багато ступеневих окислювально-відновлювальних реакцій і гідрометалургії [10, 12].

Для ВО «ПХЗ» досить унікальним були методи відокремлення торію в рудах із високим вмістом фосфору. Транспортування півфабрикатів продукції (комплексних радіохімічних розчинів) виконували методом гідротранспорту в трубах пульпопроводів. У разі їх розриву або протікань на територіях уранового виробництва формувалися локальні забруднення ґрунтів в місцях витоку радіоактивної пульпи, які розтікалися на поверхні території.

На всіх етапах багато-ступеневої екстракції і очищення уранових концентратів формувалися, так звані, «хвости» (залишки виробництва), які після нейтралізації кислотної пульпи (переважно содовим розчином) перекачувалися у найближчі депресійні форми рельєфу, що перекривалися дамбами («хвостосховища»). Спеціальні протифільтраційні бар'єри на старих хвостосховищах, як правило, не облаштовували [10]. Подібним методом будувалися хвостосховища на більшості майданчиків колишнього СРСР, в тому числі і на майданчику колишнього «ВО «ПХЗ» були збудовані хвостосховища «Центральний яр» і «Західне». Ґрунтове покриття таких хвостосховищ у багатьох випадках було і є недосконалим і дозволяє проникнення кисню і атмосферних вод

у зону розміщення хвостів, а відповідно і у підземні горизонти [13]. Недосконаліть захисного покриття також є причиною суттєвої емісії радону-222 у природне середовище.

Суттєвими джерелами потенційного і фактичного забруднення довкілля ставали також об'єкти колишньої виробничої інфраструктури, де проводили сортування або розмел руд, вилуговування, екстракцію, очистку, а також утримання або інші процедури поводження із відходами уранового виробництва.

Основними факторами міграції і переносу радіоактивних і хімічних забруднювачів під впливом метеорологічних і гідрологічних процесів на майданчиках уранового виробництва є: пил (аерозольні частки) ґрунтів і виробничих приміщень; ексхаляція радону (газ) із рудних залишків, що містять уран-238 і радій-226, в атмосферне повітря; поверхневі і підземні води в місцях розташування об'єктів утримання відходів уранового виробництва та інші, що містять дуже високих концентраціях радіонукліди уран-торієвих рядів і мають всі ознаки радіоактивно небезпечних матеріалів (Таблиця 1.1) [14].

Таблиця 1.1

Типовий вміст радіонуклідів у рудних матеріалах, залишках рудного виробництва різного походження [15]

Тип матеріалу	Основні типові радіонукліди уранового ряду, кБк·кг$^{-1}$		
	Уран-238	Торій -230	Радій-226
Фонові рівні за межами майданчика (р-н в рівновазі)	0,04 - 0,07		
Вміст в рудах, що завозили на переробку	10 - 50		
Змішані відходи розмелу руд ступеневої екстракції урану	5 - 30	100 - 1700	50 - 100
Залишки уранових руд після екстракції урану	0,4 - 3,5	1,5 - 22	400 - 2000
Концентрат урану у вигляді оксидів («жовтий кек»)	2000 - 3500	–	–

1.1.3 Радіоактивні і нерадіоактивні залишки уранового виробництва

До категорії залишків уранового виробництва можуть бути віднесені ті, що створені в результаті діяльності з видобутку і переробки уранових руд у минулому, так і ті, що можуть бути утворені в процесі очищення таких майданчиків на етапах приведення їх у безпечний стан, зокрема:

- Залишки непереробленних руд і уран-містких матеріалів;
- Залишки уранового виробництва у хвостосховищах;
- Шлами після очищення забруднених вод;
- Інші забруднені матеріали (метал, обладнання, будівельні конструкції, тощо), що є залишками і відходами уранового виробництва.

Поводження із такими матеріалами і відходами на майданчику потребує обґрунтування заходів безпеки в рамках комплексної реабілітаційної стратегії.

Крім радіоактивних залишків уранового виробництва в процесі здійснення реабілітаційних заходів на майданчиках можуть утворюватися значні об’єми інших відходів і забруднених матеріалів, що є джерелами формування радіаційних і екологічних ризиків, а саме:

Верхні шари забрудненого ґрунту, який містить залишки радіоактивних рудних матеріалів і продуктів переробки урану, а також інші забруднюючі матеріали для природного середовища;

Вилучені залишки уран-містких рудних матеріалів у складі покриття хвостосховищ і хвостового матеріалу (наприклад, у разі необхідності перенести їх у більш безпечне місце);

Забруднені металеві фрагменти обладнання, які не можуть бути повторно використані і будівельні матеріали, які можуть бути накопичені в результаті демонтажу або очищення будівель колишньої виробничої інфраструктури;

Органічні і неорганічні рідкі відходи (радіоактивні і нерадіоактивні), що виникли в результаті очищення і дезактивації будівель, устаткування, транспорту і територій.

Типовим критерієм для безпечного поводження із залишками уранового виробництва у базових стандартах безпеки МАГАТЕ [16] визначено вміст будь-яких радіонуклідів уран-торієвих рядів в ґрунтах і матеріалах ≤ 1 кБк·кг$^{-1}$ (див. також розділ 1.2.2). На практиці залежно від стратегії повторного використання таких мінеральних залишків уранового виробництва допустимий вміст радіонуклідів уран-торієвих рядів може бути і вищим і може використовуватися у якості будівельних матеріалів, якщо дозволяє санітарне законодавство [17].

У багатьох випадках вміст радіонуклідів або інших токсичних елементів у мінеральних залишках уранового виробництва, зокрема, у некондиційних рудах або побічних продуктах і відходах гірського виробництва (фосфогіпс та інше) може виявитися досить низьким. Тому переробка таких матеріалів для вилучення корисного компонента може бути економічно вигідною. Оптимальним підходом є мінімізація об'ємів забруднених матеріалів і відходів, які підлягають тривалому контрольованому зберіганню після вилучення із них корисного компоненту при одночасному виконанні вимог і умов регуляторного нагляду і санітарного законодавства [11, 17, 18]. Подібні стратегії поводження мають застосовуватися і до нерадіоактивних відходів, які можуть бути накопичені на майданчиках спадщини уранового виробництва.

Всі із вищенаведених заходів, починаючи від етапу оцінки стану і категоризації відходів уранового виробництва, мають супроводжуватися програмами оцінки стану (характеризації) майданчиків і моніторингу їх впливу на природне середовище з метою оцінки безпеки опромінення, а також розробки оптимальних стратегій приведення майданчиків у безпечний стан [19].

1.1.4 Формування спадщини уранового виробництва

Майданчики і об'єкти спадщини уранового виробництва можуть формуватися у тих випадках, якщо власник/оператор таких об'єктів є відсутнім або стає нездатним продовжувати виробництво і управління заходами безпеки на майданчиках, в тому числі, виведення із експлуатації уранових об'єктів після завершення виробництва урану і закриття підприємства з технічних або

фінансових причин. У такому випадку об’єкти, що втратили керованість, стають «спадщиною виробництва» і мають передаватися в управління органів державної влади. Уповноважені органи державного управління мають призначити керуючу організацію – оператора майданчика спадщини уранового виробництва, який має відновити програми моніторингу і радіаційного контролю у якості інструментів управління безпекою і недопущення забруднення природного середовища і необґрунтоване опромінення людей.

Слід також враховувати, що у багатьох країнах світу (у т. ч. у країнах колишнього СРСР) вимоги дотримання безпеки на радіаційно-небезпечних об’єктах були менш жорсткими ніж зараз, оскільки основною метою виробництва було досягнення планових показників виробництва урану, тоді як питанням безпеки і охорони навколишнього природного середовища приділялося значно менше уваги [10, 18, 20].

Сам факт природного походження радіонуклідів у багатьох країнах формував уявлення про те, що концентровані залишки уранового виробництва можуть бути розбавлені з відносно чистими ґрунтами або можуть безперешкодно скидатися у річки, зважаючи на їх потенційне розбавлення. Радіоекологічні принципи геохімічного і біологічного концентрування таких радіоактивних і хімічних речовин природного походження, як правило, не приймалися до уваги [20]. Це стало причиною того, що більшість старих уранових хвостосховищ не мають захисних протифільтраційних бар’єрів, а іноді і захисного покриття, а тому вони є джерелами забруднення природного середовища.

Об’єкти спадщини видобутку і переробки уранових руд можуть бути знайдені у різних країнах світу [20, 21] і відзначаються широким переліком особливостей колишнього виробництва, умовами сучасного забруднення, кліматичними і ландшафтними і геохімічними характеристиками, впливами на довкілля, зокрема на біоту [22], а також переліком заходів, які були впроваджені на таких об’єктах для приведення їх в екологічно безпечний стан [11].

Деякі типові приклади таких об’єктів, на яких працювала автор даної роботи (у т. ч. в рамках експертних місій МАГАТЕ) показано на рисунку 1.3.

а)

б)

в)

г)

д)

є)

Рисунок 1.3 – Деякі приклади об’єктів спадщини уранового виробництва, в програмах обстеження яких брала участь автор роботи (2006-2015 рр.) [11], де: а) залишки «бідних уранових руд» після вилуговування (Табошар, Таджикистан; б) відвали золи бурого вугілля після вилуговування урану (Каджи-Сай, Киргизія); в) затоплений урановий кар’єр з високим вмістом урану у воді (с. Кордай, Казахстан); г) солі випаровування після висихання дренажних вод із хвостосховища з високим уранілу і д) затоплені уранові шахти, що формують стоки забруднених вод у річки (Табошар, Таджикистан); є) колишні цехи уранового виробництва (корпус №103) із залишками уранової продукції на ВО «ПХЗ», Україна.

1.2 Екологічні аспекти впливу спадщини уранового виробництва

1.2.1 Шляхи опромінення

На об’єктах спадщини уранового виробництва і в елементах природного середовища зон їх впливу радіонукліди уранового ряду (див. Рис. 1.1) можуть бути присутніми у вигляді комплексних сполук або мікрочасток мінералів у концентраціях значно вищих за концентрації природного фону (і тому є техногенно-підсиленими джерелами опромінення природного походження). Тому їх вміст і впливи у природному середовищі підлягають контролю, а спостереження за переносом в елементах довкілля мають виконуватися в програмах моніторингу, як складової управління безпекою таких майданчиків.

Слід враховувати, що радіонукліди уранового ряду під впливом геохімічних процесів трансформації можуть суттєво відрізнятися щодо міграції в водно-ґрунтових середовищах. Найбільш рухомим є комплексні сполуки урану у водно-ґрунтовому середовищі. Натомість радій-226, торій-230 і свинець-210 можуть суттєво відрізнятися за міграційними властивостями.

Сучасні методи оцінювання радіаційних впливів ґрунтуються на порівняльному аналізі фактичних або прогнозованих (сценарних) рівнях доз, що можуть отримувати персонал підприємств або населення у зоні впливу радіаційно-небезпечного об’єкту і встановлених референтних рівнів доз опромінення або шляхом порівняння фактичних рівнів забруднення довкілля у вигляді контрольних рівнів, рівнів дії або рівнів втручання, що можуть використовуватися у застосуванні до різних ситуацій опромінення (планового опромінення, аварійних ситуацій або існуючих ситуацій опромінення). Такі рівні контролю мають бути встановлені для всіх основних елементів природного середовища як у межах санітарно захисних зон (СЗЗ) майданчика, так і за їх межами [23].

Загальний вигляд формування радіаційних впливів уранових об’єктів схематично показано рисунках 1.4 і 1.5. У першому випадку (Рис. 1.4) схематично показано концептуальну модель майданчика розташування типових об’єктів залишків уранового виробництва на земній поверхні, які можуть перебувати під

впливом атмосферних опадів і відповідно бути джерелами змиву забруднюючих речовин з поверхневим стоком (у розчинному вигляді і з частками ґрунту), а також під впливом повітряних потоків (вітровий підйом пилу) і змиву і рознесення водними потоками можуть накопичуватися у біосфері. Водні потоки також сприяють проникненню забруднюючих речовин у підземні води.

Рисунок 1.4 – Типові шляхи і фактори розповсюдження радіонуклідів у природному середовищі від наземних джерел накопичення залишків уранового виробництва [24]

Друга схема на рисунку 1.5 надає уявлення про основні процеси виносу радіоактивних речовин від залишків уранового виробництва, що зберігаються у при-поверхневих місцях їх утримання (хвостосховища) під впливом перенесення у газовому стані (радон) через товщу захисного покриття і процесів інфільтрації радіонуклідів і хімічних елементів, що формують забруднення підземних вод.

Типовими факторами радіаційних впливів для майданчиків уранової спадщини є: зовнішнє гамма-випромінювання, інгаляційний шлях за рахунок вдихання пилу і радіоактивних газів (наприклад, Rn-222), а також споживання води і їжі, тощо.

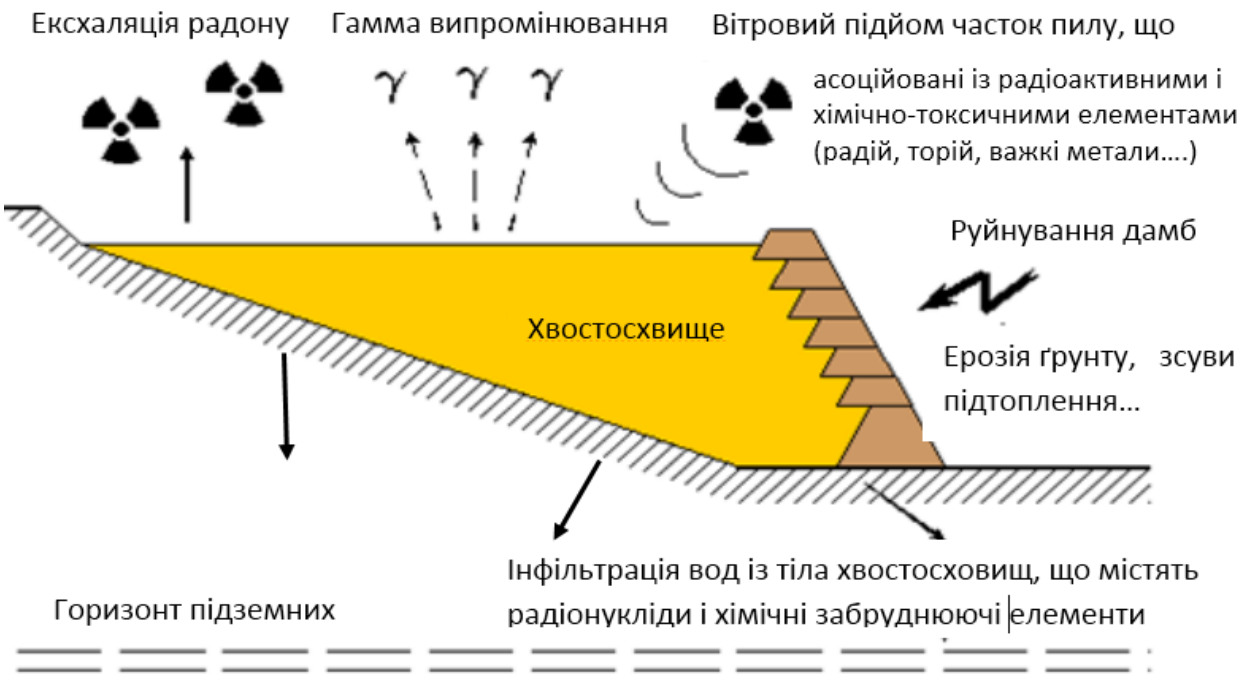


Рисунок 1.5 – Фактори формування ризиків забруднення довкілля від при поверхневих об’єктів утримування залишків уранових виробництв [25]

Тому програми моніторингу мають включати не тільки показники забруднення, але і спостереження за базовими характеристиками довкілля (метеорологічними і гідрологічними характеристиками, гідрогеологічними).

Період спостережень, який дозволяє визначати роль різних факторів у формуванні міграції радіонуклідів і особливості формування радіаційних і екологічних ризиків може вимагати тривалого часу. Тому на етапі обґрунтування довготривалих програм моніторингу і контроля доцільно використовувати методи математичного моделювання і оцінювати ефекти прояву різних сценаріїв можливого розвитку процесів, явищ і кліматичних змін.

Особливістю формування радіаційних ризиків на об’єктах уранової промисловості порівняно з іншими об’єктами поводження із радіоактивними відходами і територіями є те, що інгаляційна складова опромінення тут формується переважно за рахунок підвищених рівнів ексхаляції газу радону-222 (дочірній продукт радію-226) та його дочірніх продуктів розпаду. Аерозольні

частки пилу можуть бути асоційовані із відносно високим вмістом ^{238}U, ^{230}Th, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{210}Po, а також хімічними забруднювачами довкілля, які є залишками хімічних препаратів, що використовувалися у горно-хімічних і гідро-металургійних технологіях.

Підтоплення хвостового матеріалу у хвостосховищах у разі відсутності захисного покриття і протифільтраційних екранів в місцях їх спорудження, призводить до вимивання значної кількості урану та інших радіоактивних і хімічних забруднювачів у підземні води.

Особливості формування пріоритетних шляхів формування радіаційних і екологічних ризиків мають визначатися на етапах розробки програм і регламентів моніторингу природного середовища на таких майданчиках. Додаткові параметри в програмах спостережень можуть бути затребувані для параметризації математичних моделей для аналізу наслідків застосування різних реабілітаційних стратегій.

1.2.2 Радіологічні критерії приведення майданчиків спадщини уранового виробництва у безпечний стан

Основні радіологічні критерії мають відповідати всім основним вимогам і критеріям, що містяться у Нормах радіаційної безпеки (НРБУ-97) [26], ОСПУ-2005 [27], «Порядок звільнення радіоактивних матеріалів від регулюючого контролю в рамках практичної діяльності» (НП 306.4.159-2010) [28]. У випадку відсутності відповідних норм і критеріїв, за погодженням із регулюючим органом можуть застосовуватися міжнародні норми, зокрема, стандарти безпеки МАГАТЕ. Опромінення індивідуальної дози для персоналу будь-яких підприємств на майданчику після приведення його у безпечний стан не можуть перевищувати 1 мЗв на рік над рівнями опромінення природного фону. Контрольні (референтні) рівні опромінення має встановити Регулюючий орган.

Необмежене використання сільськогосподарських земель на прилеглих територіях до майданчика є допустимим, якщо питома активність ґрунту для будь-якого радіонукліду уран-торієвих рядів є менше за 1 кБк·кг$^{-1}$, що відповідає

базовим стандартам безпеки МАГАТЕ [16]. У деяких випадках за погодженням із регулюючим органом може бути встановлено критерій допустимого використання матеріалів із питомою активністю Ra-226 (у рівновазі з усіма нуклідами ланцюжка розпаду урану-радію) на рівнях нижче чим 1 кБк·кг$^{-1}$.

Для обмеженого використання, наприклад, для промислових цілей у якості критерію умовного звільнення ґрунтів і матеріалів від регулюючого контролю, можуть використовуватися матеріали, що мають питому активність радіонуклідів уран-торієвих рядів вище ніж 1 кБк·кг$^{-1}$ (для будівництва тимчасових доріг або фундаментів промислових об'єктів) за погодженням із регулюючим органом.

Адаптовані критерії безпеки для майданчика ПХЗ на основі аналізу кращого міжнародного досвіду були запропоновані у рекомендаціях [29, 30]. Потужність дози гамма-випромінювання на території колишнього уранового виробництва або на поверхні хвостосховищ після спорудження захисного покриття має бути в середньому на будь-якій ділянці 10 х 10 м нижче рівня 0,5 мкЗв·год$^{-1}$, що відповідає критерію 0,3 мкЗв·год$^{-1}$ над максимальними рівнями можливого природного фону для даного регіону (0,2 мкЗв·год$^{-1}$).

Будівлі із забрудненням бета частками менше 0,5 Бк·см$^{-2}$ (природний вміст урану) можуть використовуватися для комерційних або промислових цілей.

Будівельне сміття після демонтажу будівель, що має питому активність знесення менш 1 кБк·кг$^{-1}$ за показниками активності будь-якого радіонукліда уран-торієвих рядів може використовуватися для утилізації без обмежень (збір металобрухту або утилізація). Металобрухт з поверхневим забрудненням менше 0,5 Бк·см$^{-2}$, може бути звільнено від регулюючого контролю і дозволено його вторинну переробку. Виробничі приміщення колишніх уранових виробництв, що підлягають перепрофілюванню, мають бути попередньо дезактивовано. У виробничих приміщеннях, що будуть використовуватися для поводження із радіоактивними матеріалами, об'ємні активності радону не мають перевищувати контрольного рівня 1000 Бк·м$^{-3}$. У приміщеннях, що звільняються від регуляторного контролю, максимальні рівні об'ємної активності Rn не мають перевищувати 300 Бк·м$^{-3}$ [16].

Контрольні рівні забруднення приміщень і об’єктів (робочі місця проведення робіт з очищення або демонтажу обладнання, будівель, тощо) можуть переглядатися і бути встановлені для всіх можливих радіологічно-значущих шляхів потенційного опромінення (альфа-бета забруднення поверхні, вдихання пилу і інгаляційне опромінення за рахунок радону у повітрі, пряме гамма-випромінювання і т.п.). Для конкретних територій і об'єктів контрольні рівні для кожного шляху потенційного індивідуального опромінення встановлюються також на період підготовчих робіт, в період їх проведення на робочих місцях і після завершення робіт з очищення території (об’єктів).

Для визначення контрольних рівнів забруднення вод (поверхневі, дренажні, промислові, що накопичено у підвальних приміщеннях, підземні) мають бути встановлені спеціальні радіологічні критерії (на рівні 1 Бк·дм$^{-3}$) за показниками вмісту ізотопів урану у воді і критеріїв їх хімічного забруднення. У якості індикатору (рівень спостережень) звільнення вод від регулюючого контролю може використовуватися показник сумарної альфа-активності у воді на рівні 0,5 Бк·дм$^{-3}$ [30, 31]. У разі перевищення даного рівня, необхідно проводити спектрометричний радіонуклідний аналіз і погоджувати стратегію скидів у природне середовище або необхідність очищення вод із регулюючим органом, якщо такі критерії і вимоги щодо поводження з ними не встановлено.

Критерії повного або обмеженого звільнення діяльності від регуляторного контролю на уранових об’єктах, які визначені в НРБУ-97 (Розділ 9), а саме: за критерієм не перевищення індивідуальної дози опромінення 10 мкЗв на рік і не перевищення колективної ефективної дози 1 люд.Зв, не можуть бути безпосередньо застосовуватися для «існуючої ситуації опромінення», тобто для об’єктів колишнього ВО «ПХЗ» [26]. Такі критерії мають бути встановлено за результатами аналізу безпеки. «Порядок звільнення радіоактивних матеріалів від регулюючого контролю в рамках практичної діяльності» [28] може бути застосований для матеріалів, що утворено в результаті очистки території, а також для радіоактивних матеріалів, які утворюються при поводженні з відходами уранової промисловості подібно до рекомендацій, які наведені у роботах [30, 32].

1.2.3. Радіологічні впливи на біологічні об’єкти

Уран і його дочірні продукти є одним із найбільш поширених у природному середовищі серед радіонуклідів природного походження. Відповідно, враховуючи сукупні впливи кругообігу урану у довкіллі під впливом атмосферних, водних процесів, а також техногенної діяльності певні концентрації урану у біологічних об’єктах суходолів і водних екосистем можуть бути визначені практично повсюдно. Одним із найбільш повних оглядових аналітичних досліджень даних, процесів і характеристик накопичення урану і його дочірніх продуктів в об’єктах живої і неживої природи є публікація МАГАТЕ «Уран у навколишньому природному середовищі» [11]. У даному огляді зібрано результати вивчення дуже великої кількості публікацій світу, а також доступних експериментальних даних, у тому числі і тих, що отримано у зонах розташування колишніх об’єктів спадщини уранових виробництв (наприклад, у Таджикистані, Казахстані [22], Киргизстані [33], Німеччині [21] та інших країнах).

Аналіз наведених в науковій літературі даних дозволяє зробити висновок, що накопичення урану у рослинах природних екосистем в цілому є невисоким. Концентрації урану у мохах і травах природних ценозів є зазвичай дещо вищими ніж у сільськогосподарських рослинах [1, 3]. Для сільськогосподарських угідь, співвідношення концентрацій урану у корне-плодах порівняно із показниками наземної біомаси можуть варіювати у широкому діапазоні залежно від біологічного виду рослин, а також значною мірою залежить від властивостей ґрунту і різноманітних процесів, які впливають на біологічну доступність урану у ґрунті. Результати досліджень надані у [11] свідчать про суттєву сезонну мінливість концентрацій урану у зеленій масі овочів, яка в літній період може бути у 2-3 рази вище, ніж восени.

В Україні характеристики забруднення природних і сільськогосподарських рослин навколо уранових об’єктів, зокрема в районах потенційного впливу хвостосховища «Сухачівське», що винесено за межі майданчика колишнього ВО «ПХЗ» вивчалися в роботах [34, 35] і показали, що суттєвого накопичення радіонуклідів уранового ряду у трав’яних і сільськогосподарських рослинах на

прилеглих до уранових хвостосховищ територіях порівняно із фоновими ділянками не виявлено. Проте слід відзначити, що безпосередньо на основному майданчику «ПХЗ» на ділянках із високим вмістом забруднення такі дослідження не виконувалися.

Для деревних видів рослин вміст урану в різних органах є дуже неоднорідним. Зокрема в роботі [11], було показано, що найбільш ефективно накопичує уран із ґрунту дрібне коріння. Найбільші концентрації урану визначали у кореневій системі дерев, а також у листі (або гілках у випадку хвойних), які виросли на забруднених ураном майданчиках або на поверхні уранових хвостосховищ, для яких вміст урану визначали в діапазоні величин від 10-30 Бк·кг$^{-1}$ сухої ваги до 10^2-10^3 Бк·кг$^{-1}$ і вище.

Найбільші рівні накопичення урану у деревині спостерігалися у випадках проростання коренів хвойних дерев безпосередньо у тіло уранових хвостосховищ. Такий аналіз в контексті завдань даного дослідження показав, що територія майданчика колишнього ВО «ПХЗ», а особливо поверхня уранового хвостосховища «Центральний яр», які покриті багаторічним листяним лісом, потребують оцінки рівнів забруднення біомаси для обґрунтування стратегії безпечного поводження із деревиною у разі видалення лісових насаджень на етапі заміни ґрунтового покриття на більш ефективне.

У поверхневих водних об’єктах уран може поглинатися елементами екосистеми різними шляхами, такими як: адсорбція (адгезія) на поверхні водних рослин або водних організмів, а також всмоктуватися в організм гідробіонтів, перетинаючи клітинну поверхню [11].

В організм риб уран може потрапляти із водою через зябра, а також із їжею через шлунково-кишковий тракт. Проте згідно із дослідженнями, які висвітлені в огляді [11] надходження урану в рибу з їжею не є основним шляхом поглинання. Для більшості видів прісноводних риб домінуючим шляхом, у тому числі для бентофагів є надходження урану із води через зябра. Типовим є більш високі рівні накопичення урану у печінці та нирках риб, а також у кістках [22].

Вивчення вмісту урану у водних рослинних організмах і рибах різних видів в озерах, які сформувалися на місці старих відкритих уранових кар'єрів наведено у роботі [22], де показано вміст урану у рослинно-їстівних видах риб (все тіло у перерахунку на сиру масу) у діапазоні від $1{,}2\cdot10^{-3}$ до $2{,}5\cdot10^{-2}$ мг·кг$^{-1}$. Вміст урану у кістках і нирках риби визначали від 2 до 5 разів вищими.

Вивчення підвищеного вмісту радіонуклідів уранового ряду у водних об'єктах у роботах [2, 3] виконувалося з метою оцінки довготривалих радіоекологічних ефектів впливу на водні організми, а також з метою оцінки накопичення урану у рибі і оцінок безпеки її споживання .

У даному дослідженні вивчення вмісту урану в рибі р. Коноплянка і дніпровських водосховищах виконано з метою оцінювання можливих негативних впливів на опромінення гідробіонтів для гіпотетичних сценаріїв високих рівнів забруднення вод р. Коноплянка у майбутньому.

1.2.4 Оцінки радіаційної і екологічної безпеки

У світовій практиці вимоги щодо заходів безпеки і обґрунтування реабілітаційних стратегій мають визначатися з урахуванням особливостей і різних типів опромінення, зокрема в умовах «планових ситуацій», «аварійних», а також в «існуючих ситуаціях опромінення» [16].

Процедури оцінки безпеки опромінення і впливів мають враховувати сценарії і події, що можуть мати місце на період виконання оцінок, а також враховувати розвиток потенційно можливих подій і впливів у майбутньому.

Вихідними даними для оцінювання радіаційних і екологічних ризиків впливу уранових виробництв мають бути оцінки стану (характеризації) і систематичних спостережень за станом радіоактивного і хімічного забруднення довкілля, а також результати дозиметричних оцінок опромінення персоналу і населення за результатами моделювання.

У деяких випадках для майданчиків спадщини уранових виробництв, де впливи забруднення довкілля можуть формуватися одночасно факторами радіоактивної і нерадіоактивної природи, на етапі оцінювання стану їх безпеки

мають враховуватися фактори їх спільної дії. На даний час детальна методологія оцінки синергетичного впливу таких факторів радіологічної і не радіологічної дії ще не розроблена в Україні. Проте, у відповідності до рекомендацій і процедур описаних у [36, 37], комплексний підхід до оцінки впливів забруднення майданчиків уранового виробництва на довкілля є цілком виправданий. Тому програми і результати моніторингу, що аналізуються у даній роботі враховували як радіоактивне, так і хімічне забруднення природного середовища в контексті вивчення досвіду оцінок екологічної безпеки в цілому.

«Оцінка безпеки» (ОБ) як метод – це послідовна процедура оцінювання стану і впливів радіаційно-небезпечного об'єкту, технологій або діяльності, що здійснюють на радіоактивно забруднених територіях і їх впливу на здоров'я людей і навколишнє природне середовище у порівнянні із встановленими критеріями радіаційної і екологічної безпеки [36].

Процедури оцінки безпеки радіологічно-значущих чинників і джерел опромінення, принципово не відрізняються від рекомендованої процедури «Оцінки впливу на навколишнє природне середовище» для будь-яких інших типів впливу (наприклад, ефектів хімічного забруднення).

Загальна послідовність процедур оцінки безпеки рекомендована МАГАТЕ [19, 36], як приклад для об’єктів при-поверхневого поховання радіоактивних відходів або хвостосховищ уранових виробництв показано на схемі (Рис. 1.6).

Разом з тим, існують певні вимоги і види оцінок, які мають бути виконані в обов'язковому порядку в залежності від особливостей проблеми, яка вирішується. Так, обов’язковим елементом «оцінки радіаційної безпеки» для проекту демонтажу будівельних конструкцій і радіоактивно забрудненого обладнання радіохімічних виробництв мають включати оцінки радіологічних впливів опромінення персоналу і населення в період проведення робіт з демонтажу конструкцій і визначити умови безпеки поводження із радіоактивними матеріалами на всіх етапах проектованої діяльності.

На етапах проектування захисного покриття хвостосховищ, обов’язковим елементом ОБ є прогнозування забруднення підземних вод і умови процедур

виконання земельних робіт (для різних метеорологічних умов). Тому, у кожному конкретному випадку, особливість оцінок і вимоги до програм моніторингу на період робіт мають визначатися і погоджуватися із відповідними регуляторними органами у сфері радіаційного захисту і охорони довкілля.

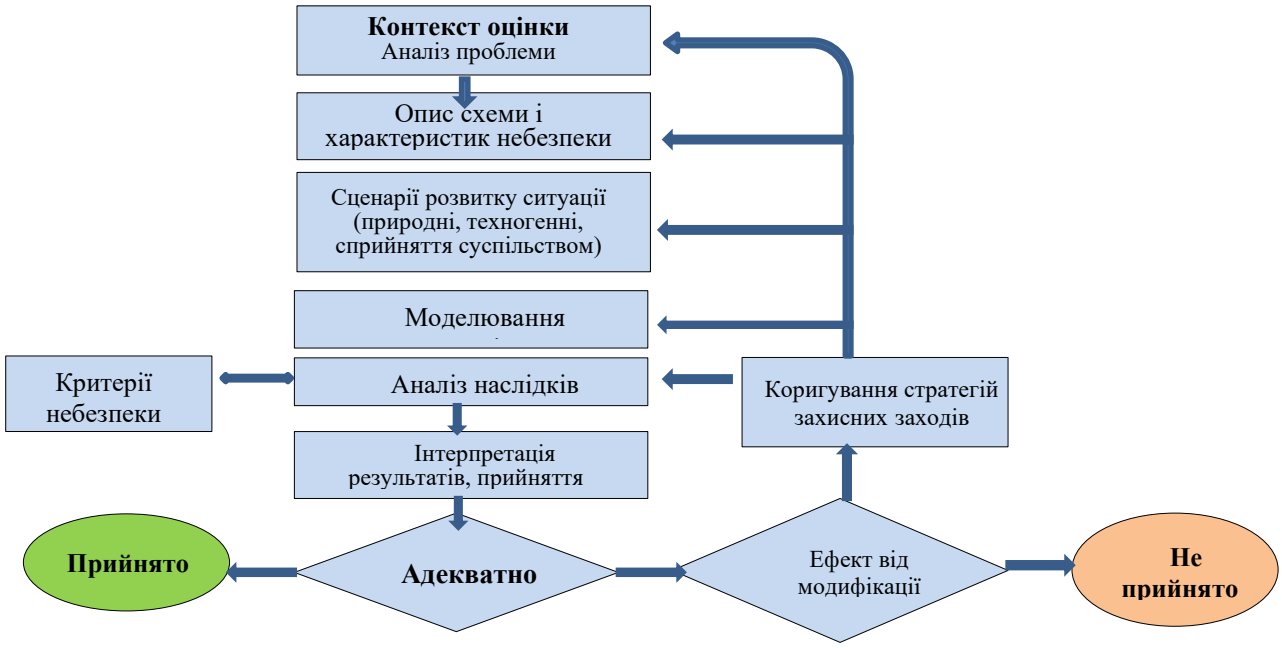


Рисунок 1.6 – Послідовність етапів загального аналізу безпеки (адаптовано згідно рекомендаціям МАГАТЕ у роботі [36]

Незалежно від специфіки завдань і процедур проведення ОБ, метою аналізу безпеки є отримання оцінки стану радіаційних (екологічних) впливів для поточної і майбутніх ситуацій (в умовах здійснення планів і після приведення об’єкту у безпечний стан), які дозволяють переконатися в тому, що система управління безпекою на радіаційно-небезпечних об'єктах (об'єктах уранового спадку) є достатньою (або не достатньою) і відповідає (або не відповідає) встановленим регуляторним критеріям безпеки.

У разі виявлення невідповідності фактичного стану безпеки майданчиків (об’єктів) за критеріями опромінення або похідними показниками забруднення природного середовища, мають бути розроблені коригувальні заходи в управлінні безпекою діяльності і проживання населення у зонах впливу таких об’єктів або навіть інженерні реабілітаційні заходи, що дозволять забезпечити прийнятні рівні

безпеки (радіологічні та екологічні) як для сучасних умов, так і на тривалий період у майбутньому. Для такої оцінки мають використовуватися результати обстеження майданчиків уранового виробництва і зон їх впливу, а також результати спостережень за радіоактивним і хімічним забрудненням довкілля.

У якості вихідних даних для аналізу безпеки використовуються результати оцінок просторового радіоактивного і хімічного забруднення територій (ґрунти, виробничі приміщення, об'єкти утримання залишків переробки уранових руд, тощо); дані динаміки спостережень за забрудненням атмосферного повітря, підземних і поверхневих вод зони впливу, а також характеристики забруднення типових для даного об'єкту видів рослинного і тваринного світу (особливо, якщо вони використовуються місцевим населення в їжу) [38].

Елементами радіологічної оцінки впливів таких об'єктів на населення, що формуються під впливом характерних для конкретного майданчика радіологічної спадщини уранового виробництва є:

- Оцінки опромінення персоналу і населення за рахунок зовнішнього гамма-випромінювання від забруднених ґрунтів, поверхонь виробничих приміщень і обладнання (залежно від сценарію і типового часу перебування на забруднених територіях і об'єктах);
- Оцінки опромінення за рахунок інгаляції радону-222 і дочірніх продуктів розпаду в аерозолях, а також за рахунок розповсюдження забруднених аерозолів (пилу) всередині забруднених територіях і приміщеннях;
- Опромінення за рахунок споживання забрудненої води (зрошення та інше), а також продуктів харчування, вирощених на забруднених територіях за межами майданчиків уранової спадщини у зонах їх впливу.

Результати оцінювання потенційних доз опромінення в процедурі ОБ мають враховувати найбільш ймовірні реалістичні сценарії для реальних груп людей, що визнано репрезентативними з урахуванням їх типової поведінки і діяльності на забруднених об'єктах і територіях.

Крім реалістичних мають розглядатися ймовірні гіпотетичні, у т. ч. консервативні (гірші) сценарії опромінення для груп або їх представників із осіб, які можуть піддаватися опроміненню на даному об’єкті у майбутньому.

Приклади застосування критеріїв радіаційної і екологічної безпеки для обґрунтування ремедіаційних заходів майданчиків колишнього уранового виробництва в Україні і країнах ЄС наведено у роботах [12, 23, 30, 32, 39].

Сучасні підходи до структури синтезованих звітів з ОБ і ОВНС вимагають розглядати ефекти впливу не тільки на людей, але і на елементи живої природи (флора і фауна) [37, 40].

В сучасній міжнародній практиці оцінки дозових нагрузок (зовнішнього і внутрішнього опромінення) на біоту виконуються для незначного типового набору референтних (контрольних) видів або таксонометричних груп. Для вибору референтних видів використовують такі критерії: екологічна значимість, доступність для радіоекологічного моніторингу, величина дози опромінення, радіочутливість, здатність до самовідновлення. Відповідно до рекомендацій МКРЗ [41] референтні об'єкти вибираються із різних видів біоти: ґрунтові безхребетні, наземні ссавці (миші, олень/косуля), трави, лишайники і мохоподібні, кущі, дерева (серед групи дерев окремо виділяється найбільш уразливий вид сосна), птиці (качка), земноводні (жаба), макроводорості, риба (пелагічна та бентична), бентос (молюски, ракоподібні), водні ссавці. Визначаються можливі шляхи, тривалість опромінення, параметри моделей оцінки потужності поглиненої дози, розраховується потужність дози з урахуванням шляхів впливу.

На відміну від стохастичної (безпорогової) концепції дії радіації на людину, для оцінки впливу на біоту використовується концепція порогового впливу шкідливих речовин на окремі види біоти та загалом на біоценоз. Це обумовлює також відмінності концепцій радіаційного ризику для людини і ризику для біоти. Якщо під радіаційним ризиком для людини розуміється ймовірність виникнення будь-якого шкідливого ефекту в результаті опромінення, то екологічний ризик для біоти являє собою безрозмірний коефіцієнт ризику (КР),

який визначається як відношення потужності дози опромінення організмів до референтного (екологічно безпечного) рівня (РР) опромінення [23, 42].

З усього різноманіття радіаційних ефектів для цілей нормування впливу радіації на природну біоту були відібрані референтні типи детермінованих ефектів, які важливі для виживання та відтворення популяцій організмів в умовах дикої природи: збільшення захворюваності, зниження репродуктивності та зниження тривалості життя організмів (скорочення чисельності у популяції) [41].

У якості консервативного екологічно безпечного рівня опромінення застосовуються міжнародні критерії, не перевищення яких не призведе до змін у репродуктивній спроможності організмів, а саме: 40 мкГр·год$^{-1}$ (1 мГр·доба$^{-1}$) для наземних екосистем з популяцією сосни звичайної, хребетних тварин, та 40 мкГр·год$^{-1}$ (1 мГр·доба$^{-1}$) для водних екосистем, груп водних живих організмів, безхребетних тварин і рослин [41, 43].

Для деяких майданчиків комплексна оцінка ризиків і обґрунтування виправданості економічних витрат на здійснення заходів може включати розгляд всіх можливих факторів впливу у т. ч., за рахунок радіологічних і нерадіологічних факторів (Рис.1.7).

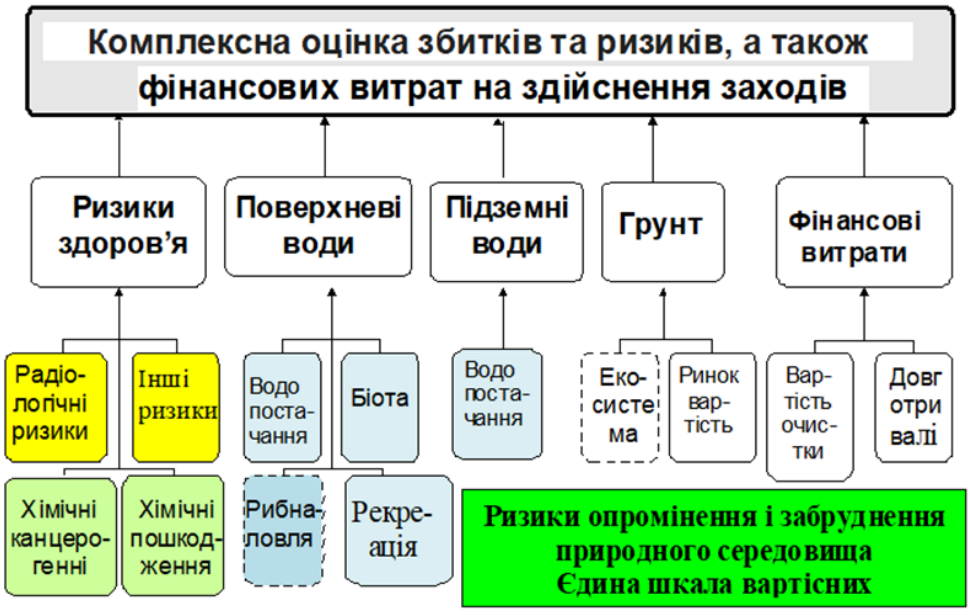


Рисунок 1.7 – Елементи оцінки ризиків радіологічної і не радіологічної природи, а також можливих фінансових витрат на здійснення заходів [37]

1.3 Моніторинг як інструмент контролю радіаційної безпеки

1.3.1 Загальні положення

Згідно із визначення у глосарії МАГАТЕ [44] термін «моніторинг» визначають як «вимірювання доз або рівнів забруднення з метою оцінки розповсюдження радіоактивних речовин або як елемент контролю радіаційного опромінення». Термін «контроль радіаційного опромінення» слід розглядати в контексті системи заходів радіаційного захисту і управління факторами і процесами, що можуть приводити до радіаційного опромінення. Заходи контролю плануються за результатами аналізу даних моніторингу і оцінки безпеки на основі порівняння відповідності існуючих умов і характеристик формування опромінення із встановленими критеріями безпеки (з урахуванням певних тенденцій формування характеристик забруднення довкілля).

Термін «радіоекологічний моніторинг» за визначенням охоплює всі аспекти систематичних вимірювань, аналізування міграційних процесів радіоактивних елементів в абіотичних і біологічних елементах природного середовища, а також комплексний аналіз формування забруднення довкілля у тому числі біологічних об'єктів з метою оцінки доз опромінення і обґрунтування заходів радіаційного захисту [4].

Стандарти безпеки МАГАТЕ [45, 46] визначають особливості програм радіоекологічного моніторингу довкілля залежно від цілей і завдань використання моніторингової інформації. Такі програми можуть бути обмежені завданнями вивчення трендів накопичення радіонуклідів в абіотичних або біологічних елементах довкілля (наприклад, з метою визначення параметрів міграції радіонуклідів в екосистемі для удосконалення математичних моделей) або мати на меті більш складні завдання, у тому числі, постачати вихідні дані для процедур оцінки безпеки і обґрунтування або верифікації заходів приведення майданчиків у безпечний стан. Саме такий комплексний підхід у вивченні радіологічних впливів майданчиків уранової спадщини на забруднення довкілля, опромінення

людей і обґрунтування ремедіаційних заходів (приведення майданчиків у безпечний стан) було вибрано у якості методології даного дослідження .

Типи і особливості програм моніторингу можуть суттєво відрізнятися на різних етапах ідентифікації пріоритетів для вивчення впливів, планування або здійснення реабілітаційних заходів. Відповідно, регламенти програм моніторингу можуть бути спрямовані переважно на визначення характеристик джерел формування опромінення (моніторинг джерел опромінення); на шляхи, тренди і виявлення масштабів розповсюдження радіоактивних і хімічних забруднюючих речовин у навколишньому природному середовищі (моніторинг природного середовища); а також можуть виконуватися з метою радіаційного контролю опромінення персоналу на робочих місцях або населення у зонах впливу джерел забруднення на всіх етапів планування і здійснення заходів радіаційної безпеки (індивідуальний моніторинг). Такий розподіл типів програм моніторингу є дещо умовним оскільки, як правило, ефективні програми радіаційного контролю (у тому числі, на об'єктах спадщини уранового виробництва) мають базуватися на регламентах моніторингу, що включають всі ці три типи спостережень, як елементи радіаційного контролю [4].

В практичній діяльності також використовують поняття «об'єктових» і «фонових» програм моніторингу природного середовища [4, 45].

Спостереження за фоновими радіаційними характеристиками природного середовища виконуються за межами зон впливу об'єктових джерел опромінення, на територіях, де відсутні радіаційні впливи майданчика уранової спадщини.

1.3.2 Основні міжнародні стандарти організації програм моніторингу

Загальні вимоги щодо системи організації моніторингу, які виконуються з метою забезпечення захисту та безпеки персоналу і населення визначені вимогами у Базових стандартах безпеки МАГАТЕ (GSR, Частина 3), зокрема, вимогами в пунктах 14, 20 і 32 публікації [16]. Так, у розділі Базових стандартів безпеки МАГАТЕ [16], що має назву «Моніторинг з метою встановлення відповідності» (реального стану критеріям безпеки)» визначено необхідність для всіх

підприємств, діяльність яких пов’язано із джерелами іонізуючого випромінювання або здійснюється на радіоактивно забруднених об’єктах, територіях і зонах їх впливу – проводити моніторинг з метою перевірки відповідності вимогам щодо забезпечення радіаційного захисту і безпеки.

Ці ж вимоги для «існуючих ситуацій опромінення» мають застосовуватися і до моніторингу в районах об'єктів уранової спадщини [16, 45, 46].

Особливістю організації програм моніторингу з метою оцінки відповідності визначеним критеріям стану безпеки є те, що результати аналізу даних моніторингу мають порівнюватися із певними встановленими показниками забруднення або референтними (контрольними) рівнями доз опромінення або іншими критеріями, (наприклад такими, що визначають досягнення мети цілей реабілітаційних заходів). Такі критерії мають бути узгоджено із відповідними регулюючими органами і населенням, що проживає на територіях прилеглих до майданчиків спадщини уранових виробництв.

В Публікації МАГАТЕ (SRS № 72) [47] зазначено наступне: «Метою реабілітаційного процесу є проведення заходів, які дозволяють відновити умови безпеки на майданчику до рівнів нижче встановлених у якості безпечних або забезпечити можливість звільнення відповідних видів діяльності або об’єктів від регуляторного контролю. Такі критерії пропонуються оператором конкретного майданчика у відповідності із національними нормами безпеки, встановлюючи відповідні обмеження на дози опромінення (референтні рівні або похідні від них) і екологічні нормативи, що затверджуються відповідним регулюючим органом». Вищеназвані критерії обґрунтовуються з урахуванням принципів радіаційного захисту [16, 36] на підставі даних оцінювання очікуваних рівнів радіаційної безпеки (доз опромінення у порівнянні із безпечними) для різних умов і сценаріїв впровадження реабілітаційних заходів і протягом після-реабілітаційного періоду. У якості основних критеріїв для «існуючих ситуацій опромінення» на етапі планування реабілітаційних заходів МАГАТЕ рекомендує застосовувати референтні рівні (в термінах ефективної дози опромінення за рік).

У відповідності до обґрунтувань наданих в роботах [16, 48], референтні рівні опромінення можуть бути встановлено в діапазоні від 1 до 20 мЗв на рік, які мають визначатися за результатами процедури оптимізації. У разі перевищення встановлених референтних рівнів для певних сценаріїв опромінення, слід розглядати можливість проведення реабілітаційних заходів із використанням процедури оптимізації.

Для «існуючих ситуацій опромінення» (для майданчиків спадщини уранового виробництва) у якості критерія безпеки, який буде забезпечено в результаті ремедіаційних заходів, може встановлено 0,3 мЗв·рік$^{-1}$ від всіх шляхів опромінення понад тих, що формуються факторами природного фону [26, 48]. Методи розрахунків доз опромінення за даними моніторингу і характеристик забруднення природного середовища, які використовувалися у даному дослідженні надаються в роботах [26, 49, 50].

Характерною особливістю об'єктів і майданчиків спадщини уранового виробництва є також забруднення токсичними хімічними елементами, зокрема такими металами як: As, Ba, Cd, Cu, Cr, Fe, Ni, Mn, Se, V та іншими [48, 38].

Для оцінки стану екологічних впливів у якості критеріїв безпеки використовують показники допустимих рівнів забруднення природного середовища хімічними речовинами відповідно до національних нормативів [51, 52]. Слід відмітити, що для оцінок екологічних ризиків для питного водопостачання U у воді розглядають у якості хімічного елементу, враховуючи достатньо жорсткі критерії його токсикологічної дії, а його концентрація визначається в вагових одиницях (мг·дм$^{-3}$) [31].

Таким чином, програми моніторингу, регламенти їх виконання і програми технічного нагляду за станом майданчиків і джерел формування радіоактивного забруднення довкілля для різних етапів приведення об’єктів уранової спадщини у безпечний стан можуть істотно відрізнятися як за цілями, так і за переліком завдань, параметрів і методів моніторингу.

В контексті аналітичного забезпечення основні вимоги до програм моніторингу можна звести до наступних, а саме:

- Об’єми, регламенти і деталізація програм моніторингу мають відповідати типу ситуації опромінення, масштабам, особливостям і очікуваним ризикам щодо наслідків ситуації, яка підлягає радіаційному контролю.
- Аналітичні методи і обладнання лабораторій мають дозволити отримувати об’єктивні дані щодо рівнів радіаційного і хімічного забруднення довкілля.
- В лабораторіях, які є відповідальними за аналітичне забезпечення програм моніторингу, повинні впроваджуватися програми контролю якості вимірювань, адекватність яких має регулярно доводитися результатами участі лабораторій в програмах між-лабораторних порівняльних тестувань.

Загальні вимоги до функціонування аналітичних лабораторій визначені у відповідних міжнародних стандартах таких як ISO-17025 [53], а також у багатьох методичних документах і методах виконання вимірювань, які у більшості випадків потребують адаптації у лабораторіях для практичного застосування.

1.3.3 Існуюча практика моніторингу об’єктів уранової спадщини

Україна, як країна-член МАГАТЕ підписала «Об'єднану конвенцію про безпеку поводження з відпрацьованим паливом та про безпеку поводження з радіоактивними відходами» від 29 вересня 1997 р. У відповідності із вимогами Об'єднаної конвенції, Україна надає найвищі пріоритети в діяльності на радіаційно-небезпечних об’єктах заходам, що стосуються радіаційної безпеки працівників, населення і навколишнього природного середовища. Зокрема, Стаття 12 «Об'єднаної конвенції» стверджує, що «Існуючі об’єкти та результати минулої практики потребують відповідних оцінок безпеки стану і результатів діяльності радіаційно-небезпечних об’єктів у минулому» [54].

Відповідно до міжнародних зобов’язань на майданчиках уранової спадщини мають виконуватися роботи з ідентифікації, інвентаризації і моніторингу джерел формування забруднення і природного середовища з метою радіаційного захисту і планування заходів для зменшення доз опромінення і забруднення довкілля.

В той же час основні діючі на сьогодні основні закони норми радіаційної безпеки [26, 27] ще не є адаптованими до міжнародно визнаних вимог Євроатом

[55] і базових стандартів МАГАТЕ, які визначені в документах [16, 36, 45], зокрема і до визначення поняття «майданчиків і об'єктів радіаційної спадщини», «існуючих ситуацій опромінення». Відповідно, не існує і розроблених рекомендацій щодо оптимальних регламентів і програм комплексного радіоекологічного моніторингу зон впливу таких об'єктів. На початку досліджень (2005-2007 рр.) спостереження виконували без достатнього розуміння масштабів забруднення довкілля у зоні впливу майданчика, а також ролі, яку відіграють різні джерела і шляхи формування опромінення населення і об'єкти екосистеми.

Аналітичні методи, які використовувалися в лабораторіях оператора спадщини уранових об'єктів, були обмежені обладнанням для вимірювання лише характеристик зовнішнього гамма-випромінювання, а також радону-222 у приміщеннях і на відкритому повітрі. У деяких дослідженнях [14,151] виконували разові визначення сумарної альфа-активності у поверхневих водах і вмісту основних радіонуклідів уранового ряду радіометричними і спектрометричними методами. Вимірювання радіоактивного і хімічного забруднення атмосферного повітря не виконували за браком засобів відбору проб і досвіду аналітичних вимірювань радіонуклідів уранового ряду в аерозолях. Спеціальні об'єктно-орієнтовані спостереження за гідрологічним і метеорологічним режимом довкілля у зоні впливу майданчика також не виконувалися. Не було даних про рівні забруднення рослинного покриву і біоти у радіоактивно забруднених водоймах зони впливу об'єктів уранової спадщини. Необхідні вимоги щодо запровадження моніторингу стану безпеки на майданчику розглядали лише як дозиметричний контроль зовнішнього гамма-випромінювання і як обмежений набір окремих вимірювань характеристик забруднення довкілля. Відповідно, відсутність даних системних спостережень, недостатній рівень повноти ідентифікації і характеризації основних джерел формування забруднення довкілля, а також невизначеності в оцінках основних шляхів і структури формування радіаційних ризиків в сучасних умовах і на тривалий період у майбутньому не дозволяли обґрунтувати оптимальну довготривалу стратегію ремедіаційних заходів щодо приведення майданчика ВО «ПХЗ» у безпечний стан.

Результати комплексних досліджень, які обговорюються у наступних розділах дисертаційної роботи, мали на меті зменшити методичні невизначеності щодо оптимізації програм і регламентів радіоекологічного моніторингу в оцінках стану безпеки впливів об'єктів спадщини уранового виробництва ВО «ПХЗ» .

Висновки до розділу 1

Проблема присутності радіоактивних залишків уранового виробництва у великій кількості (мільйони тон) у природному середовищі, які формують негативні впливи на довкілля і опромінення населення не є унікальною. У світі таких майданчиків, які розташовані у різних природно-кліматичних і екологічних умовах, є дуже багато. Кращий міжнародний досвід свідчить, що ефективне обґрунтування стратегій приведення таких майданчиків у безпечний стан здійснюється тільки на основі всебічного інформаційного забезпечення оцінок безпеки за результатами детальної характеризації джерел формування радіологічних ризиків і даних комплексних моніторингових досліджень.

Комплексний підхід необхідної оцінки стану і можливої еволюції радіоекологічних впливів майданчиків уранової спадщини визначають особливості ураномістких руд, технології, які використовувалися для екстракції уранових концентратів, процедури поводження із радіоактивними залишками уранового виробництва, а також характеристики природного середовища, які визначають масштаби і шляхи формування ризиків опромінення для різних груп населення і впливи на різні елементи екосистеми протягом тривалого періоду.

Оцінки радіоекологічних впливів мають виконуватися за результатами системних спостережень із використанням адекватних методів досліджень з урахуванням всіх основних шляхів формування можливих ризиків опромінення населення, у тому числі за результатами математичного моделювання у порівнянні із критеріями радіаційної безпеки, а також включати аналіз основних можливих сценаріїв впливу об'єктів радіологічної спадщини і оцінки радіологічних ризиків для представницьких груп наземних і водних екосистем.

Основні положення розділу представлено в роботах автора [14, 15, 29, 38, 39].

РОЗДІЛ 2
МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Об’єкти і предмет дослідження

2.1.1 Об’єкти спадщини уранового виробництва в Україні

Об’єктами даного дослідження є майданчики спадщини уранового виробництва в Україні, їх сучасний стан і оцінка їх впливу на навколишнє природне середовище. Дослідження виконано на прикладі одного із найбільших в Європі і найбільшого у колишньому СРСР – підприємства з переробки уранових руд ВО «Придніпровський хімічний завод» у м. Кам’янське.

Предметом дослідження є: характеристики радіоактивного і хімічного забруднення майданчика спадщини уранового виробництва ВО «ПХЗ», багаторічна динаміка формування впливів забруднювачів залишків переробки уранових руд, що сформувалися в процесі їх переробки, на стан забруднення довкілля, зокрема на атмосферне повітря, ґрунти, водне середовище, біоту, а також розвиток методології комплексних програм радіоекологічного моніторингу з метою обґрунтування заходів приведення майданчиків уранової спадщини у безпечний стан.

У даному розділі викладено результати всебічного аналізу вивчення джерел формування радіаційних впливів і об’єктів природного середовища у зоні впливу таких джерел.

Комплексний аналіз об’єкту дослідження (майданчик колишнього уранового виробництва ВО «ПХЗ») і його впливів на елементи природного середовища надано із використанням здобутків кращого міжнародного досвіду вивченні впливів на стан радіаційної і екологічної безпеки природного середовища із використанням досвіду обґрунтування заходів приведення подібних майданчиків уранової спадщини в екологічно безпечний стан, що викладені у багатьох публікаціях, наприклад [11, 20-11, 33, 56, 57] та інших.

2.1.2 Особливості утримання радіоактивних матеріалів на «ПХЗ»

Основні джерела формування радіаційних впливів на довкілля і опромінення людей зосереджені на основному майданчику (площа біля 240 га) колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод» (далі ВО «ПХЗ»), який розташовано на східній околиці промислової зони м. Кам'янське (Рис. 2.1). На даний час тут утримуються мільйони тон радіоактивних залишків переробки уранових руд у хвостосховищах, які не мають надійних захисних бар'єрів, що призвело до їх часткового розповсюдження на значній частині території колишнього ВО «ПХЗ». На території основного майданчика, розташовані хвостосховища залишків уранового виробництва («Західне», «Центральний Яр», «Південно-Східне»). На відстані біля 0,5 км від огорожі основного майданчика розташовано найбільше хвостосховище залишків переробки уранових руд «Дніпровське» площею (77 га).

Територія між огорожею північного сектору майданчика і хвостосховищем зайнята заплавою р. Коноплянка, що впадає у р. Дніпро (Рис. 2.1).

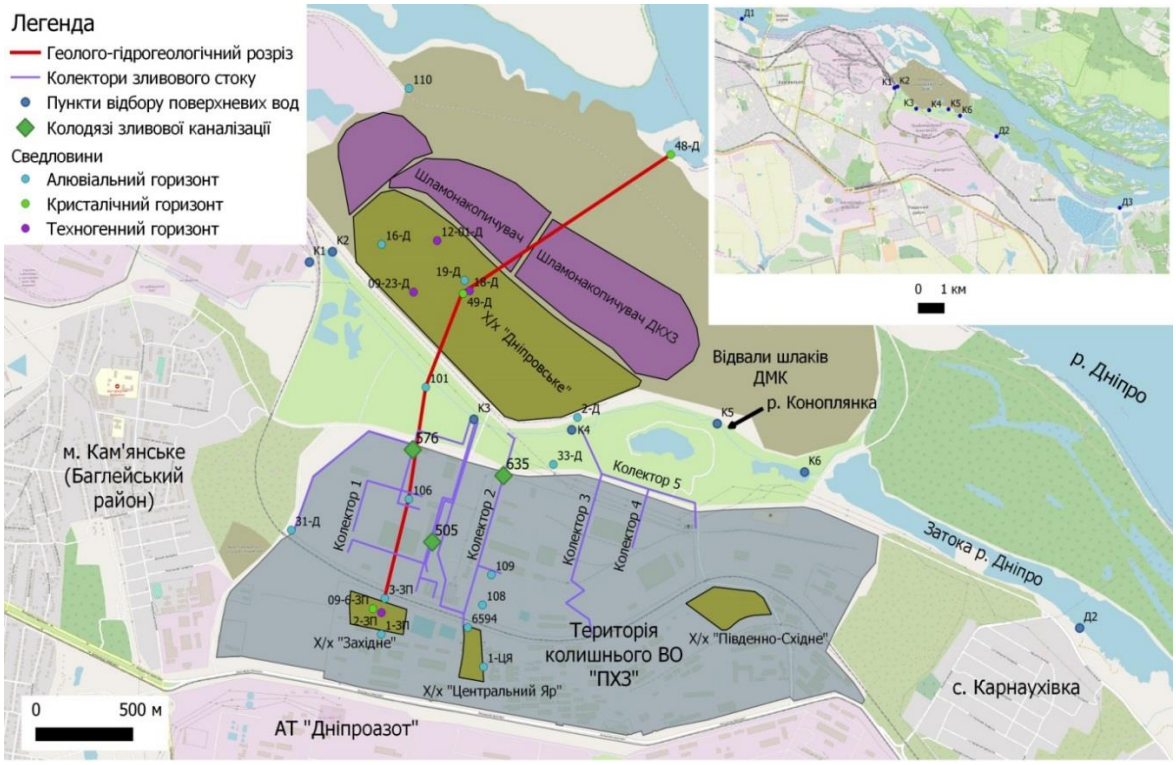


Рисунок 2.1 – Схема розташування території майданчика колишнього ВО «ПХЗ» із розташованими хвостосховищами уранового виробництва [58].

За межами основного майданчика на відстані приблизно 14 км у південно-східному напрямку розташовані також хвостосховища «Сухачівське» (секції 1 і 2) і колишня база тимчасового утримання уранових руд «База С» [34].

Основними концентрованими джерелами формування впливів радіоактивного і хімічного забруднення природного середовища розглядаються радіоактивні залишки переробки уранових руд у хвостосховищах, шламо-накопичувачах, в елементах будівельної інфраструктури уранового виробництва. Просторово розподіленими джерелами хронічного забруднення довкілля є територія майданчика, ґрунти якого забруднені залишками уранової продукції, радіоактивно забруднені водні об'єкти і водно-болотні угіддя заплави р. Коноплянка, які є своєрідним біофільтром, через який у водну систему надходять забруднені води (поверхневий змив і підземні води), що формуються на території майданчика колишнього «ПХЗ». Стисла інформація про вміст радіонуклідів у хвостосховищах показано у таблиці 2.1 за результатами оцінок УкрГМІ у 2009 р. [59].

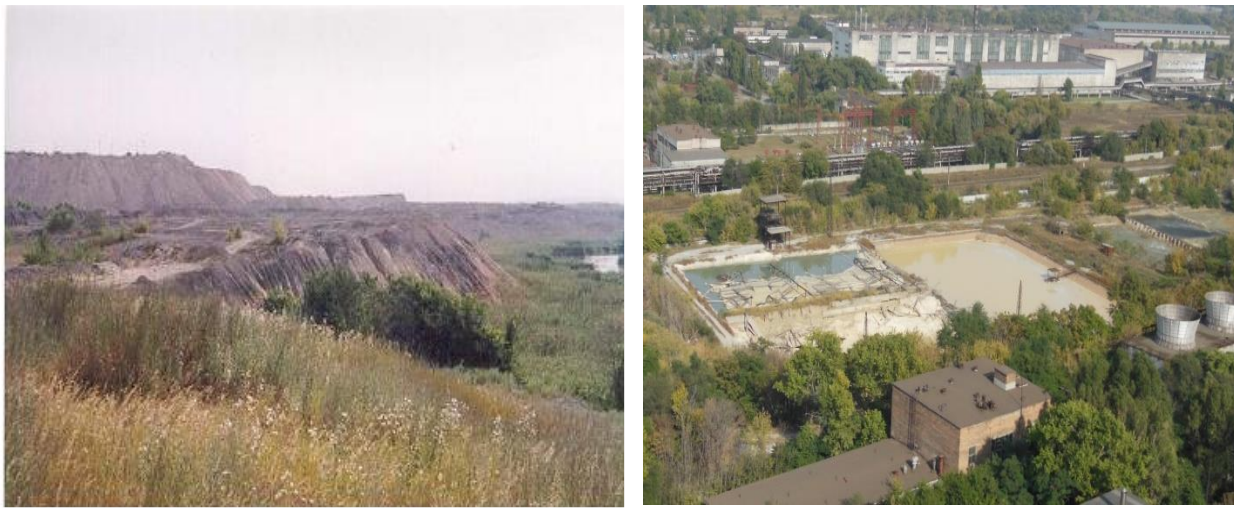
Таблиця 2.1

Характеристики вмісту радіонуклідів у хвостосховищах колишнього ВО «ПХЗ» Дніпродзержинського майданчика у м. Кам'янське [59]

Хвостосховище, період експлуатації	Площа км^2	Маса, млн. т.	Об'єм , млн. м^3	Середній вміст, кБк·кг$^{-1}$			
				U-238	Th-230	Ra-226	Pb-210
Західне, 1949-1954	0,042	0,77	0,35	1,43±0,3 (4,8)	12,1± 2,4 (34,8)	5,2±1,1 (16,2)	5,2±1,1 (16,1)
Центральний Яр, 1951-1954	0,024	0,22	0,13	3,3±0,6 (11,3)	64,0±30,0 (709)	53,1±10,3 (130)	54,5±10,0 (120)
Південно-Східне, 1956-1980	0,036	0,33	0,20	2,7±2,6 (21,5)	6,2±5,1 (39,4)	2,8±2,9 (25,9)	2,1±1,9 (16,8)
Дніпровське, 1954-1968	0,730	12,0	5,84	1,7± 0,6 (9,4)	44,3±25,8 (303)	24,7±11,6 (153)	27,6±14,7 (190)

Типовими прикладами об'єктів зосередженого накопичення радіоактивних залишків уранового виробництва крім хвостосховищ (Рис. 2.2а) є також шламо-

накопичувачі із високим вмістом торію-230 (Рис. 2.2б), а також матеріали зосереджені у будівлях колишнього екстракційного виробництва урану (будівля №103) і торієвої очистки (будівля №104), радіоактивні залишки із яких надходять у природне середовище під впливом вітрового переносу і розповсюдження із атмосферними потоками.



а б

Рисунок 2.2 – Типові об’єкти зосередженого накопичення залишків уранового виробництва на майданчику колишнього ВО «ПХЗ», де а) – хвостосховище «Дніпровське» покрите фосфогіпсом; б) – седиментаційні відстійники із високим вмістом торію-230 у шламах (споруда № 230)

2.2 Природні умови зони розташування майданчика і територій впливу

2.2.1 Клімат

Клімат району досліджень є помірно континентальний і характеризується посушливим літом і відносно холодною зимою. Середньорічна температура повітря – +8,5 °С (максимум +38,5 °С, мінімум – -27 °С). Найбільш холодний місяць – січень (середня температура -3,9 °С), найбільш спекотний місяць – липень (середня температура + 21,8 °С). Тривалість періоду із середньодобовою температурою $\leq 0^{o}$ С складає 109 діб (3,5 місяців). Глибина сезонного промерзання ґрунту – до 95-115 см (максимальна). Сніговий покров невисокий і нестійкий, висота снігового покрову в середньому – 12 см [60].

Середньорічна кількість опадів – 523 мм. Сума опадів за холодний період (грудень–березень) складає 154 мм. Основна кількість опадів приходиться на теплий період (IV-XI) і складає близько 370 мм (71% від річної кількості). Для даного району характерним є значна кількість злив у літній період. Максимальна кількість опадів за добу складала біля 75 мм (04.08.95, 1,8 місячної норми). Найбільша місячна кількість опадів у літній період складає майже 160 мм (2,5 місячні норми, серпень 2004 р.), в зимовий період – 144 мм (3 місячні норми, грудень 1981 р.). Максимальна річна кількість опадів – 916 мм (2004 р.). Випаровування з поверхні суші складає в середньому за рік біля 400 мм, з водної поверхні 825 мм (максимальна – 950 мм, мінімальна – 575 мм) [60].

Характеристики температури, вологості і вітрового режиму враховувалися в процесі аналізу динаміки добових і сезонних варіацій ексхаляції радону-222 із хвостосховищ у приземний шар атмосфери.

Вітровий режим обумовлений циркуляцією атмосфери типовою для південного сходу України, рельєфом місцевості, характером підстильної поверхні [61]. Переважаючим напрямком переносу повітряних мас є західний (38% днів з вітром), особливо влітку і на початку осені. В цей період спостерігається велика повторюваність північно-західних (21%) та північних (19%) напрямків вітру. Середньорічна швидкість вітру в районі – 2,9 $м \cdot с^{-1}$ [60].

2.2.2 Геологія, геоморфологія і ґрунти

Територія району дослідження розташована у північній частині смуги посушливих степів України, у межах Дніпровської терасової рівнини, що переходить у плато Придніпровської височини. У геологічній будові приймають участь кристалічні породи докембрію, які перекриті відкладами палеогену, неогену і четвертинної системи. На терасах біля р. Дніпро палеогенові та неогенові відклади є розмитими [62].

Загальний уклін поверхні території основного майданчика з півдня на північ в бік р. Коноплянка. У межах надзаплавних терас правобережних дніпровських схилів основного майданчика розташовані хвостосховища «Західне»,

«Центральний яр», «Південно-східне». Чаша хвостосховища «Дніпровське» розташоване між заплавами р. Коноплянка і р. Дніпро.

Абсолютні відмітки поверхні майданчика змінюються від 51,5 м на територіях заплави р. Дніпро до 165 м на вододільному плато. Ширина заплави змінюються у широких межах від 0,5-1,0 км [62].

На даний час природний рельєф у межах промислової зони майданчика зазнав істотних змін за рахунок численних планувань поверхні із намивом або відсипкою техногенних ґрунтів у заплаві р. Коноплянка, зрізанням, терасуванням схилів і терас плато, засипкою балок залишками уранового виробництва, де утворювали хвостосховища, а також шляхом будівництва дамб і відвалів гірського виробництва. Аналіз особливостей рельєфу майданчика дозволив оцінити депресійні і акумулятивні форми рельєфу із підвищеними рівнями ПАЕД гамма-випромінювання, де накопичено забруднені частки ґрунту, які вимивалися з його поверхні під впливом водної ерозії.

У ґрунтовому покритті території майданчика колишнього ВО «ПХЗ» переважають чорноземи (у суміші із техногенними ґрунтами), що залягають на легких пилуватих суглинках та неоген-четвертинних глинах. Алювіально-піщані ґрунти II-ї надзаплавної тераси представлені чистими шаруватими дрібнозернистими пісками [62]. На деяких ділянках техногенні ґрунти майданчика перекриті побутовим і будівельним сміттям потужністю до 1 м.

У заплавах річок (перша тераса) поширені торф’яно-болотяні і лугові ґрунти з домішками дрібнозернистого піску алювіального походження потужністю 30-40 см [62]. За межами санітарно-захисної зони хвостосховища «Сухачівське» (секції 1 і 2) біля 40% прилеглих території займають сільськогосподарські землі.

Територія основного майданчика покрита листяними деревами (переважно, гіркокаштаном, кленом канадським і тополями, а також кущовим підліском). Поверхню хвостосховища «Центральний яр», покрито густим рослинним покривом деревами і кущовою рослинністю, а хвостосховища «Західне» і «Південно-східне» поросли густою трав’яною рослинністю, що засіяно у якості протиерозійного заходу.

Рослинний покрив стримує ерозію захисного покриття хвостосховищ і зменшує інфільтрацію атмосферних опадів.

Поверхня хвостосховища «Сухачівське» (секція 1) частково заповнена водою, а осушені мілководдя не мають захисного покриття і частково поросли очеретом. Для даного хвостосховища характерним є вітрове перенесення пилу із домішками рудних залишків і фосфогіпсу, які містять високий вміст радію-226.

Хвостосховище «Сухачівське» (секція-2) є інженерною спорудою, що має протифільтраційний екран і відокремлене від секції-1 ґрунтовою дамбою [34]. Це єдиний об'єкт колишнього уранового виробництва «ПХЗ», який не відносять до категорії радіологічної спадщини, а тому існує можливість відновлення його експлуатації у майбутньому. Після того як було припинено поповнення його технологічними водами оборотного водопостачання підприємств на майданчику колишнього «ПХЗ», більша частина його поверхні стала осушеною, а технологічні води залишаються тільки його у центральній глибокій частині. Моніторинг вод і атмосферного повітря даного хвостосховища є обов'язком ДП «Бар'єр».

Хвостосховище «Дніпровське» покрито фосфогіпсом, на поверхні якого рослинний покрив практично відсутній або має незначне поширення. Основна частина тіла залишків уранового виробництва залягає у зоні підтоплення колишньої заплавної території р. Коноплянка [62].

2.2.3 Приземний шар атмосферного повітря

Перенос повітряних мас в районі розташування майданчика є одним із основних рушійних факторів формування інгаляційних ризиків опромінення і рознесення радіоактивного пилу, особливо в умовах значних і поривчатих вітрів із швидкістю вітру >10 $м \cdot с^{-1}$. До несприятливих метеорологічних явищ, які можуть впливати на радіологічну ситуацію відносять також штилі (періоди із швидкістю вітру < 0,2 $м \cdot с^{-1}$), під час яких у межах ділянок майданчика із підвищеними потоками (ексхаляцією) радіоактивного газу – радону, який накопичується у приземному шарі атмосфери і формує підвищені об'ємні активності ^{222}Rn у повітрі. Продукти розпаду ^{222}Rn є суттєвими факторами інгаляційного опромінення людей на майданчиках спадщини уранового виробництва.

Метеорологічні умови (температура повітря і вологість) у межах майданчика також впливають на ексхаляцію радону. Більш високі температури і низька вологість сприяють підвищеній ексхаляції радону з поверхні утримання залишків уранового виробництва із високим вмістом радію-226. Підвищення швидкості вітру і природна вентиляція на майданчиках і особливо у закритих приміщеннях сприяють суттєвому зниженню рівнів радіаційної безпеки за рахунок інгаляційного опромінення. В цілому на майданчику спостерігаються середні і малі швидкості повітряного переносу. Значні вітри із швидкістю 10-15 м·с$^{-1}$ спостерігаються лише у 5% випадків за рік [60].

З іншого боку саме вітри із швидкістю більше 10 м·с$^{-1}$ сприяють суттєвому рознесенню радіоактивних часток пилу на території майданчика і за його межу. В середньому за рік сильні вітри (понад 15 м·с$^{-1}$) відзначається протягом 17 днів (в окремі роки – 20-26 днів на рік і переважно у весняний (перехідний) і холодний періоди року [60].

Результати статистичного аналізу характеристик швидкості вітру за період спостережень з 2005 р. по 2013 р. на майданчику показали, що переважаючими напрямами переносу є північно-західні вітри (19,6%), а також східного (15,8%) і з південного напрямку (15,5%).

2.2.4 Підземні води району впливу

На території розташування майданчика колишнього ВО «ПХЗ» має поширення водоносний горизонт в алювіальних відкладах, який складається із алювіальних пісків (від пилуватих до гравійних), мулистих супісків і суглинків (у межах І-ї надзаплавної тераси), а також водоносні горизонти нижньої частини вище розміщених лесових суглинків і супісків (у межах ІІ-ї надзаплавної тераси) і тріщинуватих кристалічних порід, що залягають глибше і утворюють з алювіальними відкладами єдиний водоносний комплекс [62].

Нахил поверхні підземних вод спрямовано у напрямку розвантаження (р. Коноплянка і р. Дніпро). Безпосередньо під хвостосховищами, поверхня водоносного горизонту розташовано на глибинах – 20-21 м («Західне»); 18-24 м

(«Центральний Яр») і 20-24 м («Південно-Східне») [62]. Типовий розріз розташування хвостового матеріалу і підземних вод показано на Рис. 2.3.

Живлення водоносного горизонту здійснюється за рахунок інфільтрації атмосферних опадів і перетікання із вище розміщеного техногенного водоносного горизонту («Західне»), або з розміщеного вище по рельєфу в межах плато лесового водоносного горизонту («Центральний Яр», «Південно-Східне»). У межах тіла хвостосховищ «Західне» і «Дніпровське» сформовано техногенні водоносні горизонти. Водо-утримуючими породами тут є радіоактивні залишки екстракції урану із руд, а також вуглисті і залізисті шлами. Для них характерним є наявність значної долі пилуватих глинистих фракцій з гідрофільними властивостями, які сприяють водо-насиченню. Середні значення дійсної швидкості фільтрації підземних вод у водоносному горизонті алювіальних відкладів за даними ІГН НАНУ для ділянок І-ї і ІІ-ї терас в 0,1-0,15 м за добу. Типова швидкість латерального перенесення підземних вод у водоносних горизонтах складає 150-200 м на рік для району розташування хвостосховищ Центральний яр і Західне ш р. Коноплянка (на схилах, градієнти ≈0,02-0,04), а для зони між хвостосховищем «Дніпровське» і р. Дніпро (градієнти рівнів ≈0,003-0,004) – 30-50 м за рік [62].

2.2.5 Поверхневі водні об’єкти

Русло р. Дніпро розташоване на відстані 0,8-1,2 км від хвостосховища «Дніпровське» і близько 2,5 км від центральної частини колишнього промислового майданчика «ПХЗ» [34]. На режим рівнів води у р. Дніпро на цій ділянці значний вплив має характер регулювання вод Дніпродзержинської ГЕС (13,5 км на північний захід від місця впадання вод р. Коноплянка). Середньорічні витрати води р. Дніпро складають 1420 $м^3 \cdot с^{-1}$, максимальні – 9200 $м^3 \cdot с^{-1}$ (26.04. 1970 р.) [60]. Основною притокою у р. Дніпро у зоні впливу основного майданчика ВО «ПХЗ», куди розвантажуються поверхневі і підземні стоки майданчика, є р. Коноплянка (див. Рис. 2.1). Площа водозбору р. Коноплянка складає біля 25 $км^2$ [34], більшість її заплавної території є заболоченою із розвиненим покриттям очерету звичайного.

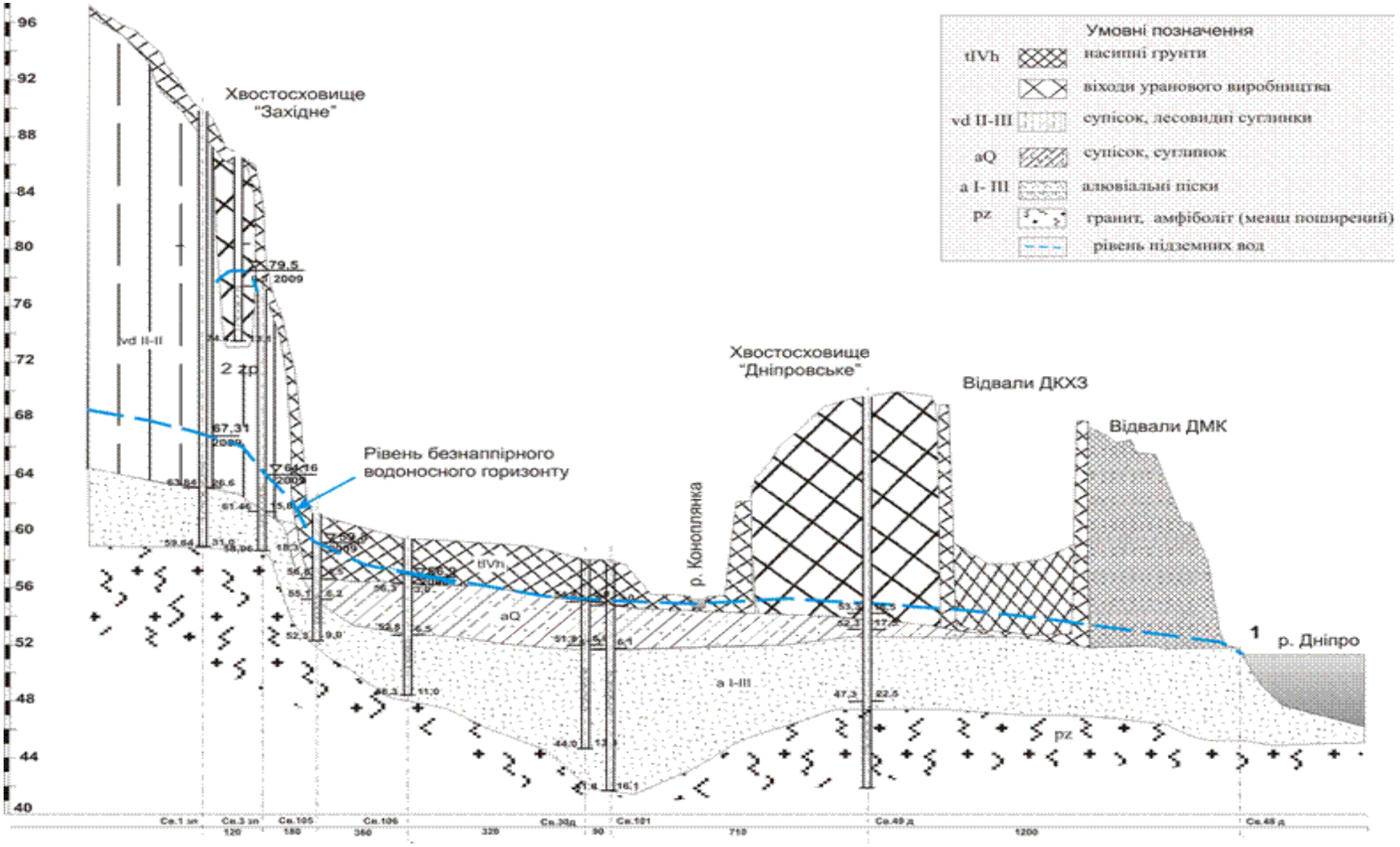


Рисунок 2.3 – Геологічна структура району досліджень (майданчика колишнього ВО «ПХЗ» і зони впливу) [62]

Русло р. Коноплянка має ширину від 2 до 5 м із глибинами від 0,2 до 0,6 м і впадає у р. Дніпро на відстані біля 7,6 км від її витоку. В нижній частині русла Коноплянки споруджено захисну дамбу із трубним водовипуском на відстані приблизно 0,6 км від місця впадіння р. Дніпро. Дамба створює підпір води приблизно на 1,5-2,0 м вище у верхньому б'єфі і не дозволяє підтоплювати забруднену заплаву р. Коноплянки в умовах високих рівнів води під час скидів вище розташованої ГЕС. Підпірний рівень води створює умови для седиментації забруднюючих речових (радіонукліди, важкі метали, тощо) у штучно створеному седиментаційному відстійнику у руслі р. Коноплянка, який на сьогодні є практично повністю замуленим (ширина води 50-100 м і глибини від 0,3 до 0,5 м).

Типові витрати води, що скидаються у р. Дніпро через 3-и трубні водовипуски протягом року спостерігаються від 0,05 до 0,3 $м^3 \cdot с^{-1}$. Максимальні розрахункові витрати води 1% забезпеченості у річці оцінено до 10 $м^3 \cdot с^{-1}$, тоді як середні витрати води багатоводних сезонів року не перевищують 1,0 $м^3 \cdot с^{-1}$ [58].

Тому забруднені води р. Коноплянка, витікаючи у р. Дніпро розбавляються більше ніж у тисячу разів і не можуть суттєво змінити фонові характеристики вмісту природних радіонуклідів вод р. Дніпро нижче за течією.

2.2.6 Екосистема і біологічні об'єкти зони впливу майданчика «ПХЗ»

В контексті оптимізації і планування програм комплексних спостережень за станом і впливами радіоактивних залишків уранового виробництва «ПХЗ» на забруднення довкілля розглядалися наступні елементи екосистеми, а саме:

- Рослинний покрив на території майданчика і на поверхні хвостосховищ залишків уранового виробництва;
- Рослинний покрив водно-болотної системи заплави р. Коноплянка, яка виконує роль своєрідного буферу (біоплато) між зоною поверхневого змиву і підземним стоком у води р. Коноплянка;
- Риба р. Коноплянка і Дніпровського водосховища у зоні впливу радіоактивно-забруднених стічних вод з території майданчика.

Вивчення характеристик накопичення радіонуклідів уранового ряду у деревині з поверхні хвостосховища «Центральний Яр» та на території майданчика полягала у необхідності визначити безпеку поводження із деревиною у разі її видалення на етапі будівництва нового покриття хвостосховищ.

Завдання оцінки забруднення рослинності на водно-болотній ділянці заплави р. Коноплянка постало на етапі розгляду шляхів утилізації сухої біомаси (очерету і рогозу), а відповідно, необхідної оцінки накопичення урану у біомасі забрудненої заплави річки. Вивчення вмісту урану і радію у м'язовій частині риби р. Коноплянка і Дніпровському (Запорізькому) водосховищі виконувалося на запит місцевого населення щодо оцінки рівнів безпечного споживання риби. Вивчення характеристик забруднення бентосних організмів, а також інших гідробіонтів методами експертних оцінок виконано з метою визначення відносного ризику опромінення водних організмів по відношенню до референтних рівнів радіоекологічної безпеки забруднення води р. Коноплянка і на ділянках фонових спостережень Дніпровського водосховища.

Територія промислового майданчика у межах схилів і верхньої дніпровської тераси правого берега р. Дніпро є практично повністю техногенно перетвореним ландшафтом, який зайнято десятками промислових будівель, інженерними спорудами, службовими дорогами, а також хвостосховищами, майданчиками для тимчасового утримання радіоактивних відходів, залишків інфраструктури уранового виробництва, тощо. Ділянки території, де збереглися більш-менш природні умови незабудованого ландшафту (переважно яри, тераси і схили місцевого рельєфу) покриті листяними деревами, а також чагарниками.

Поверхню уранового хвостосховища «Центральний яр», яке після завершення його експлуатації ще у 60-тих роках минулого століття було покрито будівельними відходами і місцевими суглинистим ґрунтом було засаджено листяними деревами, серед яких гіркокаштан звичайний (*Aesculus hippocastanum L.*), а в північній частині хвостосховища – біла акація (*Robinia pseudoacacia L.)* і тополя чорна (*Populus nigra L.*). Було визначено, що корені дорослих дерев (40-50 річного віку) руйнували цільність захисного покриття хвостосховища.

Поверхні захисного покриття хвостосховищ «Південно-східне» і «Західне» після його відновлення (2008-2009 рр.) засіяно сумішшю багаторічних трав з метою зменшення протиерозійного руйнування захисного ґрунтового покриття. Коренева система трав, займає лише поверхневі шари ґрунту (до 10 см) і не має контакту із забрудненими залишками уранового виробництва.

Екосистема заплави р. Коноплянка представлена переважно очеретом звичайним і рогозовими видами водно-болотних систем, які перекривають більшу частину заплави р. Коноплянка. Заплавні лугові ценози представлені переважно лучною рослинністю і чагарниками.

Слід відмітити, що з правого берега до водно-болотних угідь р. Коноплянка примикає промислова зона майданчика колишнього «ПХЗ» та інших промислових підприємств. Вздовж лівого берега заплавна територія примикає безпосередньо до дамби хвостосховища «Дніпровське», уранові відходи якого покрито шаром фосфогіпсу (відходів переробки фосфорних руд). Заплава правого берега р. Коноплянка нижче за течією до зони її впадіння у р. Дніпро, частково заповнення відвалами шлаків коксохімічних та металургійних заводів, схили яких на деяких ділянках підходять безпосередньо до водної поверхні річки.

У гирловій частині р. Коноплянка перекрито дамбою, яка відокремлює седиментаційний відстійник із трубними водо-випусками, через які воду річки скидають у штучний канал до витоку у водосховище. Поверхня відстійника р. Коноплянка (глибини 1-2 м) у теплі сезони року покрита різними видами вищої водної і повітря-водної рослинності, де також переважають бентофаги і рослинно-їстівні риби (зокрема, карась і плітка).

У донних відкладах і намулах річки накопичено значну кількість металів, сульфатів, органічних залишків стічних вод з території промислової зони міста, тому екосистема річки знаходиться у пригніченому стані. На майданчику колишнього «ПХЗ» сформувалася своєрідна техногенна екосистема, на сучасний стан забруднення і біорізноманіття якої нерадіологічні фактори мають суттєво більший негативний вплив, ніж чинники пов’язані безпосередньо із колишнім урановим виробництвом «ПХЗ».

Враховуючи складність і багатофакторність вивчення радіобіологічних впливів радіоактивного забруднення, у даній роботі характеристики накопичення радіонуклідів уранового ряду у біологічних об'єктах розглядалися виключно з метою оцінки значимості завдань вивчення радіоекологічного стану екосистем на етапі планування ремедіаційних заходів та обґрунтування пріоритетів радіоекологічного моніторингу.

2.3 Шляхи формування радіаційних впливів на природне середовище

2.3.1 Технологічні аспекти переробки уранових руд на "ПХЗ"

Історія ВО «Придніпровський хімічний завод», як провідного уранового підприємства колишнього СРСР, починається з початком будівництва на цій території у 1947 р., так званого, тукового заводу, де розпочали виробництво уранових концентратів [10]. На початковому етапі в період з 1949 по 1963 рр. уранові концентрати виробляються з уран-містких шламів залізних руд «ДМК» (металургійного заводу ім. Дзержинського). У наступний період (1963-1991 рр.) уранові концентрати виробляють шляхом переробки уранових руд, які доставлялися із родовищ України (із відносно бідним вмістом урану 0,08-0,14%), а також руд, які доставлялися із Німеччини, Чехії (природне збагачення урану до 3,0%, що у своєму складі містили срібло, кобальт, нікель, миш'як та інші елементи). У 70-х роках минулого століття для видобутку уранових концентратів використовували фосфор-місткі руди родовища «Мелове» із Казахстану (Мангишлак), збагачені рідкоземельними елементам, зокрема, скандієм, а також елементами церієвої і лантанової груп [10, 63, 64].

Основним проміжним продуктом підприємства в період з 1949 р. по 1991 р. було виробництво уранового концентрату у вигляді закис-окису урану (U_3O_8). Виробничий цикл переробки уран місткої уранової сировини на ВО «ПХЗ» був багатофункціональним і дуже складним. Крім солей урану з технологічних розчинів отримували мінеральні добрива, рідкоземельні елементи, вироблялись синтетичні смоли, ядерно-чистий цирконій і гафній. З кінця 80-х років

розвивається виробництво особливо чистих з'єднань марганцю, різних каталізаторів, люмінофорів, магнітів на основі залізо-неодім-бор [10, 64].

Виробничий цикл переробки уранової сировини та інших видів гідрометалургійної і хімічної продукції ПО «ПХЗ» були типовими для технологій, що використовувалися у колишньому СРСР, і включали: подрібнення, гідрометалургійне вилуговування, сорбцію, радіохімічне поділ і очищення концентрату урану від домішок радію і торію (Рис. 2.4). Якщо на початковому етапі виділяли лише 40% концентрату карбонат уранілу, то пізніше із застосуванням іон-обмінних сорбційних технологій виділяли до 90-95%.

Розмел рудної сировини доводили до піщаних і шламових фракцій подрібнених матеріалів з розміром частинок від 5 до 0,074 мм, які потім подавалися на етап вилуговування і екстракції урану. Для вилуговування використовувалися зазвичай суміш сірчаної та азотної кислот [64].

Осадження і вилуговування урану з рудної пульпи проводилися в будинках № 6 і № 2Б. Процес екстракції урану на підприємстві був заснований на застосуванні іонно-обмінної сорбції сполук урану із пульпи методами гідрометалургії. Продукти екстракції після розділення і очищення (афінажу) уранових концентратів, отримували у будівлях № 103 и № 104 у вигляді хімічних сполук з амонієм $(NH_4)_2U_2O_7$ або нітрату урану («жовтий кек»). Після прожарювання «жовтого кеку» отримували готову продукцію у вигляді оксиду-урану U_3O_8 [64].

Після вилуговування урану із фосфор містких руд і очищення концентрату від заліза, торію, рідкісноземельних елементів і виділення фосфорної кислоти, залишки виробництва у вигляді фосфогіпсу із підвищеними концентраціями Ra і Th доставлялися на хвостосховища «Сухачівське» і «Дніпровське» [65].

Осадові матеріали останнього циклу сорбції рідкоземельних елементів мали високі концентрації актиноїдів лантанової фракції, які вивозилися у спеціальне сховище на території хвостосховища «Сухачівське» (секція-1). Тверді залишки (хвости) після екстракції урану із кислих розчинів нейтралізувалися содою і після очищення доставлялися у хвостосховища.

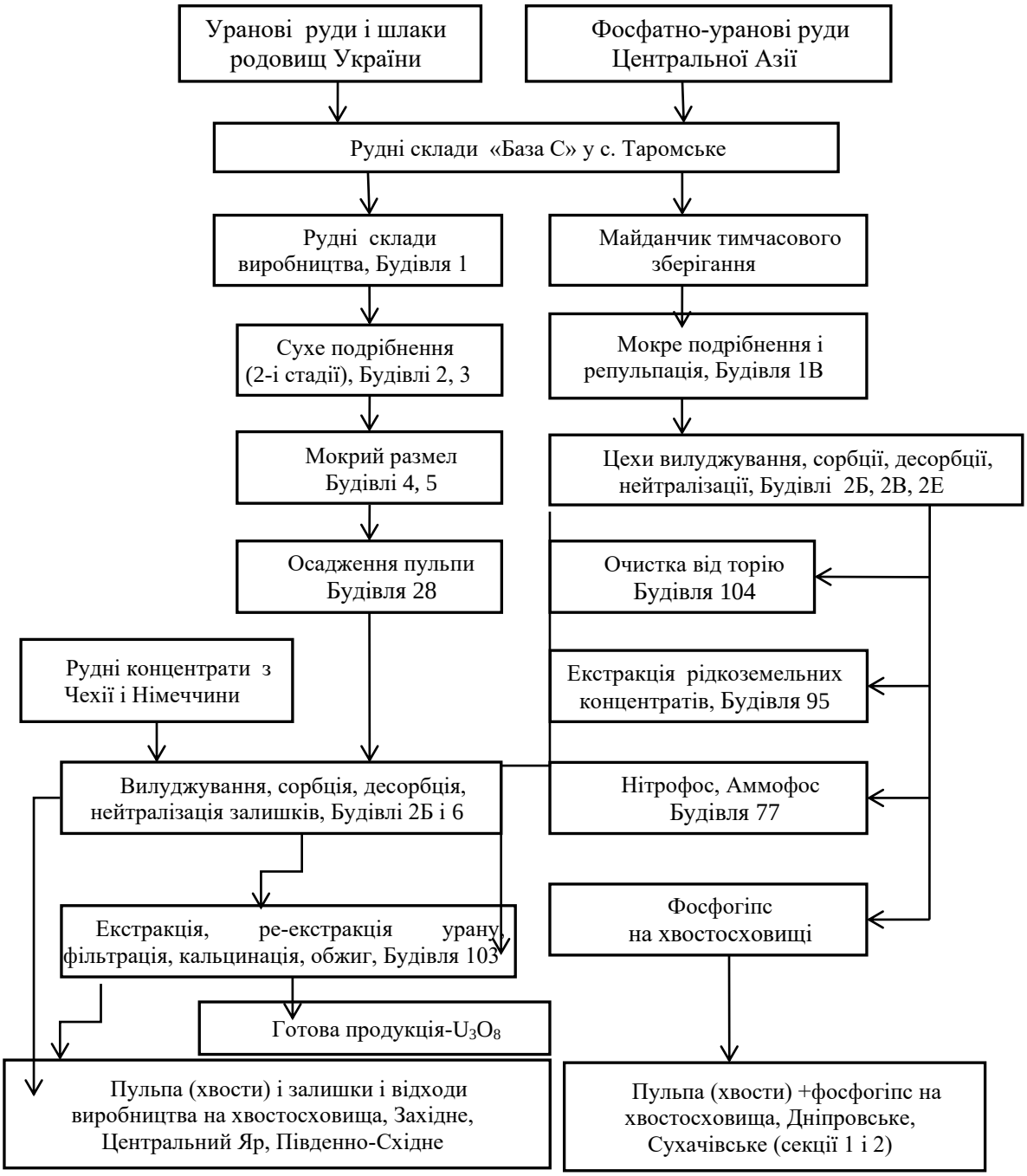


Рисунок 2.4 – Технологічний цикл переробки уранових руд на колишньому ВО «Придніпровський хімічний завод» [10, 32, 64]

Продукти радіохімічної переробки доменного шлаку, такі як нітрати натрію, передавалися на сусідній з майданчиком завод «Азот» для подальшого виробництва нітрат амонію і нітратів, залишки хвостів, які містили Ra і Th також перекачували у неорганізовані хвостосховища за межами майданчика на території сучасної околиці міста.

Після припинення виробництва багато забруднених будівель і об'єктів, колись єдиного багатопрофільного підприємства, були передані в управління різним державним і комерційним структурам, які почали розвивати власне виробництво, що не пов'язане з колишнім урановим напрямком.

Працівники цих підприємств і населення м. Кам’янське, що проживає на прилеглих територіях до майданчика, є основними об’єктами опромінення від джерел радіаційного забруднення колишнього ВО «ПХЗ» (інгаляційне внутрішнє опромінення і зовнішнє від гамма-випромінювання). Основними шляхами формування забруднення природного середовища є рознесення радіоактивного пилу і винесення радіонуклідів з майданчика з підземним і поверхневим стоком.

Таким чином, за результатами вивчення стану майданчика було визначено, що основними джерелами формування радіаційних впливів на майданчику, а відповідно, об’єктами дослідження мають бути: територія майданчика колишнього ВО «ПХЗ», особливо ділянки з підвищеними рівнями потужності амбієнтного еквіваленту дози гамма-випромінювання (вище 0,5 мкЗв·год$^{-1}$); хвостосховища залишків уранового виробництва, елементи інфраструктури колишнього уранового виробництва, що містять радіоактивно забруднені матеріали; відстійники і шламо-накопичувачі, які використовувалися для проміжного зберігання шламів виробництва; колишні склади уранової сировини («База «С», територія утримання уранових руд на Кам’янському майданчику).

2.3.2 Фонові рівні радіонуклідів у природному середовищі

Визначення фонових концентрацій радіонуклідів в об’єктах природного середовища району розташування колишнього ВО «ПХЗ» виконано шляхом усереднення і статичного аналізу даних спостережень на ділянках, що розташовані за межами впливу району досліджень.

У якості фонового пункту спостережень протягом періоду 2005-2017 рр. використовувалися дані спостережень за радіаційним фоном гамма-випромінювання, об’ємними концентраціями радіоактивних аерозолів і атмосферних випадінь на метеостанції м. Кам’янське. Метеостанція розташована

на водо-роздільному плато правого берега р. Дніпро на околиці міста і знаходиться на відстані 10 км від об'єктів колишнього ВО «ПХЗ».

Статистичний аналіз отриманих результатів дозволив встановити межі фонового коливання певного показника, а також визначити його верхню межу за правилами «3 сигм» для показників, варіації даних яких підпорядковуються нормальному статистичному закону за рівнянням: $\overline{X}+3\sigma$, і логнормального – $\dot{X}\cdot\varepsilon^3$, з розрахунками величин середньоарифметичного значення ($\overline{X}$) і стандартного квадратичного відхилення (σ) та середньо-геометричного значення ($\dot{X}$) і геометричного стандартного відхилення ($\varepsilon_{геом}$), відповідно.

Оцінка фонового радіаційного рівня ґрунтів можливих максимальних рівнів у межах коливань природного фону $\overline{X}+3\sigma$, дисперсної фази аерозолів (їх об'ємної активності, щільності випадінь) на рівні 95% квантилі, відповідно до [118], представлено у таблиці 2.2.

Таблиця 2.2

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

U- 238		**Ra-226**		**Pb-210**		**Po-210**		**Th-232**	
$\overline{X}$	$\overline{X}+3\sigma$	$\overline{X}$	$\overline{X}+3\sigma$	$\overline{X}$	$\overline{X}+3\sigma$	$\overline{X}$	$\overline{X}+3\sigma$	$\overline{X}$	$\overline{X}+3\sigma$
Чорноземи і лугові грунти (0-20 см), кБк·кг$^{-1}$ сухої ваги									
0,026	0,047	0,026	0,047	0,040	0,070	0,040	0,070	0,030	0,054
Об'ємна активність аерозолів у повітрі, 10^{-6}·Бк·м$^{-3}$									
$\dot{X}\cdot\varepsilon^1$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^1$	95% кв	$\dot{X}\cdot\varepsilon^1$	95% кв	$\dot{X}\cdot\varepsilon^1$	95% кв	$\dot{X}\cdot\varepsilon^1$	95% кв
$3,9\cdot1,53^{\pm1}$	11,2	$3,9\cdot1,65^{\pm1}$	11,5	$335\cdot1,45^{\pm1}$	870	$100\cdot1,45^{\pm1}$	260	$1,9\cdot1,73^{\pm1}$	5,0
Щільність випадінь дисперсної фази аерозолів, 10^{-6}·Бк·м$^{-2}$·сек$^{-1}$									
$0,05\cdot1,35^{\pm1}$	0,085	$0,06\cdot1,35^{\pm1}$	0,100	$1,4\cdot1,50^{\pm1}$	4,70	$1,4\cdot1,50^{\pm1}$	1,40	$0,03\cdot1,25^{\pm1}$	0,06

Потужність амбієнтного еквіваленту дози (ПАЕД) гамма-випромінювання на висоті 1 м над поверхнею ґрунту оцінено усередненими величинами на рівні 0,15 ± 0,05 мкЗв·год$^{-1}$ (верхня межа можливих коливань природного фону ПАЕД гамма-випромінювання 0,30 мкЗв·год$^{-1}$). Активність природних радіонуклідів

уранового і торієвого рядів у верхньому шарі ґрунтів визначається у межах 0,02-0,07 кБк·кг$^{-1}$ із майже рівноважним відношенням активності всіх радіонуклідів уранового ряду. Співвідношення між активністю ^{238}U і ^{232}Th визначено у межах 1,0 ± 0,2, що співпадає з даними інших дослідників для техногенно незабруднених ґрунтів [66]. 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 – лог-нормальному.

Активність Ra-226 в ґрунтах також обумовлює об'ємну активність Rn-222 у ґрунті і рівень його ексхаляції з поверхні. За результатами проведених досліджень ОА Rn-222 на глибині 0,5 м визначається на рівні 8,5±1,5 кБк·м$^{-3}$, що добре узгоджується із фоновими значеннями ОА Rn-222 у повітрі ґрунту приповерхневих піщано-глинистих відкладах на глибині 0,5-1,0 м, які можуть коливатися в діапазоні об'ємних рівнів активності від 5 до 100 кБк·м$^{-3}$.

Таблиця 2.3

Активність радіонуклідів у природних водах на фонових ділянках спостережень навколо майданчика колишнього ВО «ПХЗ»

Активність радіонуклідів, Бк·дм$^{-3}$							
U-238		**Ra-226**		**Pb-210**		**Po-210**	
Підземні води, ДМ, свердловина 1-ЗП, ал. горизонт, промисловий фон							
$\bar{X}\pm\sigma$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.
0,23±0,08	0,43	$0{,}054\cdot1{,}85^{\pm1}$	0,35	$0{,}08\cdot1{,}31^{\pm1}$	0,17	$0{,}023\cdot1{,}32^{\pm1}$	0,05
Підземні води, СМ, свердловина 103, алювіальний горизонт							
$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.
$0{,}06\cdot1{,}47^{\pm1}$	0,14	$0{,}01\cdot1{,}44^{\pm1}$	0,03	$0{,}04\cdot1{,}17^{\pm1}$	0,05	$0{,}006\cdot1{,}51^{\pm1}$	0,02
Поверхневі води, р. Коноплянка, промисловий фон							
$\bar{X}\pm\sigma$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.
0,09±0,03	0,150	$0{,}02\cdot1{,}29^{\pm1}$	0,045	$0{,}03\cdot1{,}27^{\pm1}$	0,070	$0{,}005\cdot1{,}45^{\pm1}$	0,012
Поверхневі води, р. Дніпро (в районі метеостанції м. Кам'янське)							
$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.	$\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$	95% кв.
$0{,}02\cdot1{,}30^{\pm1}$	0,032	$0{,}01\cdot1{,}36^{\pm1}$	0,023	$0{,}03\cdot1{,}22^{\pm1}$	0,043	$0{,}005\cdot1{,}40^{\pm1}$	0,010

Примітка: 95% квантиль – верхня межа фонового рівня

За результатами обстеження території майданчика на фонових ділянках у верхньому шарі ґрунту було визначено фоновий вміст мікроелементів (V, Mn, Cu, Zn, Ni, As, Cr, Co, Cd, Pb). Їх концентрації у порівнянні із кларковими значеннями у природному середовищі і рівнями ГДК приведено у Таблиці 2.4.

Таблиця 2.4

Промисловий фон, кларк для України, ПДК для металів в ґрунтах [67]

	Pb	Co	V	Cd	Mn	Ni	Cu	As	Zn
Промисловий фон	60	90	250	0,20	690	50	70	40	50
Кларк	10	16	100	0,50	670	25	27	5	50
ПДК	130	50	100	2	1000	80	130	10	220

2.3.3 Обґрунтування мережі спостережень і програми дослідження

Програми моніторингу стану об’єктів спадщини уранового виробництва формувалися і удосконалювалися протягом всього періоду досліджень. На початковому етапі досліджень метою спостережень було визначити стан об’єкту, провести порівняльний аналіз фактичного стану забруднення природного середовища із визначеними критеріями безпеки, визначити пріоритети і масштабі впливів на опромінення персоналу і населення прилеглих територій. До 2005 р. оцінки стану майданчика виконували різні колективи і лабораторії, дослідження яких обмежувалися фрагментарним обстеженням території, і вибірковими спостереженнями за забрудненням підземних і поверхневих вод. В рамках виконання даної роботи були розроблені концепція програми моніторингу, основною метою якої стало визначення ролі кожного із можливих шляхів опромінення, а також ідентифікувати основні джерела радіаційних впливів.

Основними завданнями програми моніторингу стали: контроль за забруднення навколишнього середовища (повітряного середовища, підземних і поверхневих вод, ґрунтів, рослинності, продуктів харчування); оцінка відповідності вимогам нормативних документів; аналіз динаміки показників,

прогнозування подальших змін на підставі накопичених даних і розробка необхідних заходів для охорони навколишнього середовища.

Розпочалися регулярні спостереження за гідрологічним режимом р. Коноплянка, рівнями підземних вод, метеорологічними параметрами. Об'єктами, на яких проводилися систематичні спостереження стану забруднення були: - територія колишнього ВО «ПХЗ», об'єкти колишньої виробничої інфраструктури, де накопичено залишки і відходи уранового виробництва, а також об'єкти навколишнього природного середовища у зоні їх впливу, зокрема: - атмосферне повітря, ґрунти, поверхневі водні об'єкти (р. Коноплянка і Дніпровське водосховище), підземні води на території майданчика, а також виконано оцінки забруднення сільгосппродуктів, що вирощували на прилеглих до майданчика територіях [32] і біологічні об'єкти. Характеристики стану забруднення довкілля, які розглядалися були наступними:

- рівні потужності амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінювання;
- об'ємна (ОА) та еквівалентно рівноважна об'ємна активність (ЕРОА) радону у повітрі і характеристики ексхаляції радону з поверхні ґрунтів;
- сумарна альфа-активність вод та основні гідрохімічні показники;
- питома активність радіонуклідів **^{238}U ряду:** ^{238}U - ^{234}U - ^{230}Th - ^{226}Ra - ^{210}Pb - ^{210}Po, **^{232}Th ряду:** ^{232}Th - ^{228}Ra - ^{228}Th в аерозолях повітря, водах, ґрунтах, біологічних об'єктах, а також вміст: Pb, Co, Cd, Mn, Cu, Fe, Zn [38, 39].

Програми спостережень також включали спостереження за стоком води р. Коноплянка, а також регулярні спостереження за рівнями і хімізмом підземних вод на 26 спостережницьких свердловинах. Фонові спостереження за ПАЕД гамма-випромінювання і аерозольним забрудненням виконувалися на метеостанції м. Кам'янське, де також проводилися спостереження за метеорологічними показниками. В період з 2013 р. по 2018 р. також виконувалися метеорологічні спостереження безпосередньо на майданчику «ПХЗ» (автоматична метеостанція «Тропосфера» була встановлена на поверхні хвостосховища «Дніпровське»).

2.4 Обґрунтування завдань програми дослідження

Роботи початкового періоду досліджень (2005-2010 рр.) включали обстеження стану забруднення території в цілому і кожного конкретного об'єкту спадщини уранового виробництва, які були визначені джерелами формування радіоактивного і хімічного забруднення довкілля. Подальші дослідження (2011-2018 рр.) дозволили удосконалити і оптимізувати регламенти і методи регулярних спостережень та спеціальних досліджень. Їх результати дозволили:

- охарактеризувати основні джерела радіоактивного забруднення території і виробничої структури утримання радіоактивних залишків колишнього ВО «ПХЗ» і масштаби їх розповсюдження за його межами;
- визначити кількісні показники забруднення абіотичних складових довкілля, а також їх можливі варіації у часі і просторі;
- обґрунтувати пріоритети і відносну значимість різних шляхів перенесення радіонуклідів уранового ряду у формуванні доз опромінення працівників і населення для існуючої ситуації на майданчику, а також оцінити сучасні рівні накопичення радіонуклідів у деревині на поверхні хвостосховищ, а також у гідробіонтах зони р. Коноплянка і дніпровських водосховищах зони впливу.

Аналіз даних спостережень на етапі характеризації стану радіологічної і екологічної безпеки об'єктів спадщини уранового виробництва ВО «ПХЗ» дозволили оптимізувати програми і регламенти спостережень (частоту відбору проб і детальність розташування пунктів спостережень), вимоги до аналітичних методів вимірювання вмісту радіонуклідів U-Th рядів в елементах довкілля [70].

На всіх етапах дослідження аналізувались і узагальнювались також: дані метеорологічних спостережень; гідрологічні і гідрохімічні показники вод у річках Коноплянка і Дніпро; гідрогеологічні характеристики зони аерації і водоносних горизонтів, а також типові фізико-хімічні показники підземних вод. Було виконано оцінку основних типів рослинного покриву хвостостосховищ, водної рослинності і гідробіонтів у заплаві р. Коноплянка і Дніпровського водосховища.

В період з 2009 по 2013 рр. було виконані значний обсяг робіт з просторового аналізу потужності амбієнтного еквіваленту дози (ПАЕД) гамма-

випромінювання [32] (Рис. 2.5) і вивчення вертикальної структури забруднення ґрунтів на майданчику колишнього ВО «ПХЗ» [69].

Рисунок 2.5 – Схема просторового розподілу ПАЕД гамма-випромінювання на майданчику колишнього ВО «ПХЗ» на 2016 р., основні будівлі в управлінні різних власників, працівники яких можуть потенційно опромінюватися [32].

Протягом періоду з 2007 р. по 2016 р. виконувалися дослідження забруднення донних відкладів водойм і гідробіонтів, результати яких описано у наступних розділах. Для можливості зберігання результатів у базі даних кожній пробі присвоювався свій унікальний шифр, що містив абревіатуру місця відбору, типу проби, номера проби и дати відбору. Крім того обов'язковою умовою всіх польових робіт по відбору проб було визначення географічної координати місця відбору для можливості подальшого аналізування отриманої інформації за допомогою геостатистичного методу для побудови карт забруднення території.

Результати цих досліджень дозволили розробити методичні рекомендації з організації програм комплексного радіоекологічного моніторингу природного середовища зон впливу об'єктів спадщини уранових виробництв [29].

2.5 Методики виконання дослідження

2.5.1 Просторовий розподіл ПАЕД гамма-випромінювання

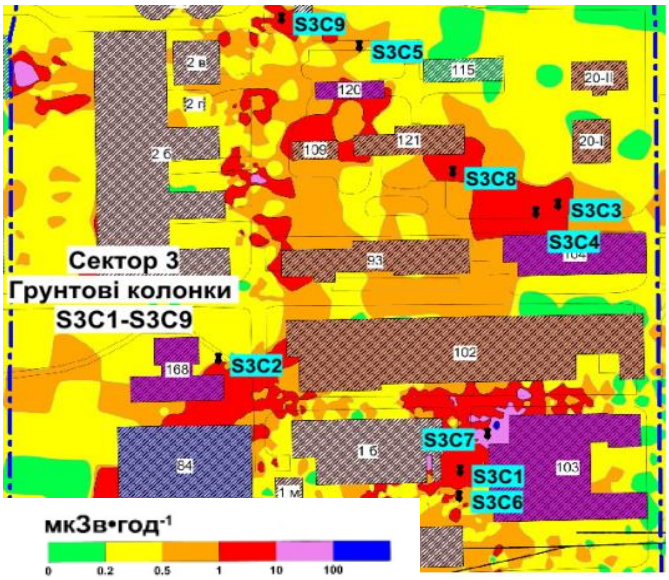
Майданчики переробки уранових руд і зони їх впливу характеризуються підвищеним вмістом рудних матеріалів, а також залишків переробки руд із підвищеним вмістом радіонуклідів уранового ряду, таких як: ^{238}U(^{234}Th), ^{226}Ra, ^{230}Th та інші. Відповідно, залишки рудних матеріалів і продуктів їх переробки, що накопичуються у ґрунтах, хвостосховищах і об'єктах переробки уранових руд, можуть бути ідентифіковані засобами гамма-радіометрії [71].

На майданчику колишнього ВО «ПХЗ» для вимірювання просторового розподілу ПАЕД гамма-випромінювання (див. карту-схему на Рис. 2.5) застосовувалися різні типи гамма-радіометрів, які мали відповідні сертифікати повірки і звірки у разі спільного використання на майданчику. Для просторової прив'язки пунктів реєстрації ПАЕД дозиметром використовували супутникову навігаційну систему Garmin-GPS 60, що були об'єднані з радіометром ДКС-96 в єдину систему з синхронізацією реєстрації результатів вимірів ПАЕД та географічних координат у точці. Точність прив'язки мережі відбору проб до карти місцевості складала від 2 до 5 м [72, 73].

Роботи виконувалися у кілька етапів, спочатку за розрідженою сіткою (1 вимір на відстані сітки – 50 м) і потім із більш детальним кроком через 10 м треку пішохідної зйомки. На ділянках із високими градієнтами забруднення крок вимірювання ПАЕД становив одне визначення на 5 м, а на деяких локальних ділянках із значною неоднорідністю ПАЕД вимірювання виконували методом конверту з кроком 1 вимір на 1 м. Такі вимірювання ПАЕД гамма-випромінювання на майданчику виконувалися систематично, сектор за сектором протягом кількох років різними організаціями за участю автора даної роботи, що дозволило виконати гео-статистичний просторовий аналіз даних і розробити карти радіаційної обстановки (див Рис. 2.5). Характеристики вертикальної структури забруднення ґрунтів і донних відкладів водойм виконувалися шляхом гамма-спектрометричного аналізу характерних шарів колонкових проб.

2.5.2 Відбір проб ґрунтах майданчика і об’єктах колишньої виробничої інфраструктури «ПХЗ»

Вертикальний аналіз забруднення ґрунтів на майданчику дозволив ідентифікувати місця при-поверхневого накопичення радіоактивних матеріалів і їх заглиблення із фільтраційними потоками як результат техногенної діяльності (Рис. 2.6а). Проби ґрунту поверхневого шару забруднення (0-5 см) відбиралися стандартним ґрунтовим відбірником діаметром 6,5 см довжиною 30 см.. На ділянках, де забруднення проникало на більші глибини від поверхні, колонки ґрунту відбирались із застосуванням геологічних бурів і шнекових відбірників до глибин від 30 см до 1 м і глибше. Колонки розділяли на характерні за типом ґрунту шари (5-10 см) для подальшого аналізу проб у лабораторії (Рис. 2.6б).



а

б

Рисунок 2.6 – Схема розташування місць відбору колонок ґрунту на забрудненій території ВО «ПХЗ» (а) і опису шарів ґрунту до глибини 1 м (б) [32, 69]

Вміст природних радіонуклідів у ґрунтах визначали методами гамма- і альфа-спектрометрії у лабораторії УкрГМІ. Вміст металів визначався методами атомної-абсорбційної та рентген-флуоресцентної спектрометрії. Детальний аналіз результатів викладено у розділі 3.

На етапі характеризації джерел формування забруднення довкілля на майданчику, також відбиралися проби залишків переробки уранових руд в усіх основних об'єктах колишньої виробничої інфраструктури, таких як зони розташування подрібнювальних млинів великої потужності для розмелу гірських порід, ділянки території, де розташовані пульпопроводи для транспортування подрібнених рудних концентратів методами гідротранспорту, зони розташування екстракційних колон, а також у колишніх виробничих приміщеннях уранового виробництва на території «ПХЗ» (Рис. 2.7), що характеризуються підвищеними рівнями ПАЕД гамма-випромінювання внаслідок розсіяних радіоактивних матеріалів різного типу (залишки рудних матеріалів і висохлих осадів радіоактивних розчинів, сорбційні матеріали).

а б в г

Рисунок 2.7 – Загальний вигляд приміщень і радіоактивних залишків колишнього уранового виробництва у будівлі №103.

Відбір проб у виробничих приміщеннях планували за результатами попереднього обстеження і гамма-дозиметричних зйомок. Зразки відбирали із місць накопичення мінеральних залишків, а також мазками на поверхні обладнання і приміщень, а також шляхом прокачування повітря у робочих приміщеннях для відбору аерозолів. У приміщеннях встановлювали трекові детектори для визначення осередненої об'ємної активності радону-222. У якості окремих завдань виконувалися роботи з оцінки загальної кількості, структури розподілу і форм радіоактивного забруднення кількох седиментаційних відстійників на території ВО «ПХЗ», які стали джерелами забруднення підземних вод [15, 32].

2.5.3 Відбір проб радіоактивних аерозолів і атмосферні випадіння

Спостереження за забрудненням приземного шару атмосфери на території колишнього ВО «ПХЗ» виконувалися у 8-ми стаціонарних пунктах, а саме: на території хвостосховищ «Західне», «Центральний Яр», «Південно-Східне», «Дніпровське», та біля будівлі № 103, а також за межами основного майданчика на території метеостанції у м. Кам'янське у якості фонового пункту спостережень (Рис. 2.8), а також у межах зони впливу «Сухачівського» хвостосховища (секції 1 і 2), на території колишнього сховища уранових руд «База С» і населеному пункті Таромське. Відбір проб здійснювали у відповідності рекомендацій [74].

Рисунок 2.8 – Карта-схема розміщення стаціонарних та пересувних пунктів спостережень за забрудненням аерозолів атмосфери на території майданчику колишнього ВО «ПХЗ» і зонах впливу, де: 1 – хвостосховище «Західне», 2 – хвостосховище «Центральний Яр»; 3 – пункт відбору в районі будівель №103 і №104; 4 – хвостосховище «Південно-Східне»; 5 – хвостосховище «Дніпровське»; 6 – метеостанція м. Кам'янське

Стаціонарні пункти спостережень облаштовувались планшетними відбірниками для збору і визначення щільності аерозольних випадінь із

атмосфери, ізо-кінетичні відбірниками повітря для визначення об'ємної концентрації радіонуклідів у дисперсній фазі аерозолю (Рис. 2.9).

Проби аерозольних випадінь на марлевих планшетах із експозицією 2 тижні регулярно відбиралися у відповідності до вимог [75] і передавались для підготовки і визначення вмісту природних радіонуклідів в лабораторії відділу радіаційного моніторингу природного середовища УкрГМІ.

а) б) в)

Рисунок 2.9 – Засоби відбору зразків аерозолю та аерозольних випадінь, де: а) портативний повітряно-фільтруючий пристрій (помпа); б) ізо-кінетичний пробовідбірник; в) планшет аерозольних випадінь.

Фільтри із відібраними аерозолями висушували, обвуглювали, перетворюючи у золу і пакувалися у спеціальні холдери, які герметично витримували не менше ніж 20 діб для встановлення рівноваги між активністю ^{226}Ra та його коротко-існуючими дочірніми радіонуклідами. Вимірювання вмісту радіонуклідів виконували на гамма-спектрометрі із напівпровідниковим детектором із надчистого германію (HPGe) типу GWL (шахтного типу) у герметичних холдерах. Методами гамма-спектрометрії в пробах аерозолів визначали вміст радіонуклідів ^{238}U(^{234}Th), ^{230}Th, ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{228}Th, ^{210}Pb, ^{137}Cs, ^{40}K, ^{7}Be. В окремих пробах методом атомної-абсорбційної спектрометрії визначався вміст металів: Pb, Co, Cd, Mn, Cu, Fe, Zn, Ni, As, V, Cr.

Аналіз даних і обробка матеріалів спостережень виконувалися за участю автора, а результати надаються у розділі у Розділі 3.

2.5.4 Відбір проб для визначення об'ємної активності ^{222}Ra і його ексхаляції з поверхні ґрунту

Для визначення об'ємної активності (ОА) ^{222}Rn у повітрі закритих приміщень і на відкритій місцевості основним методом дослідження вибрано метод пасивної радонометрії із використанням трекових детекторів [76]. Період експозиції (не менше 1 місяця) дозволяв усереднювати природні коливання концентрацій активності радону у повітрі.

Для вимірювання щільності потоку (ексхаляції) ^{222}Rn з поверхні ґрунту хвостосховищ (ексхаляція) використовували радонометри РРА-01М-3 і «Камера». Це дозволяло ідентифікувати ділянки покриття хвостосховищ, які мали недостатнє покриття або щільність і пропускали атмосферні опади і повітря у зону тіла хвостостосховищ за критерієм надійності 1 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$ [29].

Результати просторового аналізу об'ємної активності радону-222 у приземному шарі атмосфери використовувалися для верифікації розроблених математичних моделей локального розповсюдження радону у повітрі майданчика [77, 78].

Для одночасного визначення ОА ^{222}Rn у поровому повітряному просторі ґрунту і одночасно характеристик його ексхаляції з поверхні ґрунту на протязі короткого проміжку часу (4-6 годин), застосовували польові методи рідинно сцинтиляційного лічення (РСЛ) із використанням радіометру Triathler [79].

Одночасні спостереження за показниками ексхаляції радону з поверхні ґрунтового покриття хвостосховищ і об'ємною активністю радону [77] дозволили виділити характерні зони майданчика із підвищеними ризиками доз опромінення за рахунок інгаляційного надходження ^{222}Rn для різних категорій працівників, тривалості і характеру робіт на забруднених територіях.

Районування поверхні хвостосховищ із різними показниками ексхаляції ^{222}Rn дозволило визначати ділянки захисного покриття хвостосховищ, які потребують ремонтних робіт захисного покриття для зменшення емісії радону в атмосферне повітря. Результати дослідження надано у розділі 3.

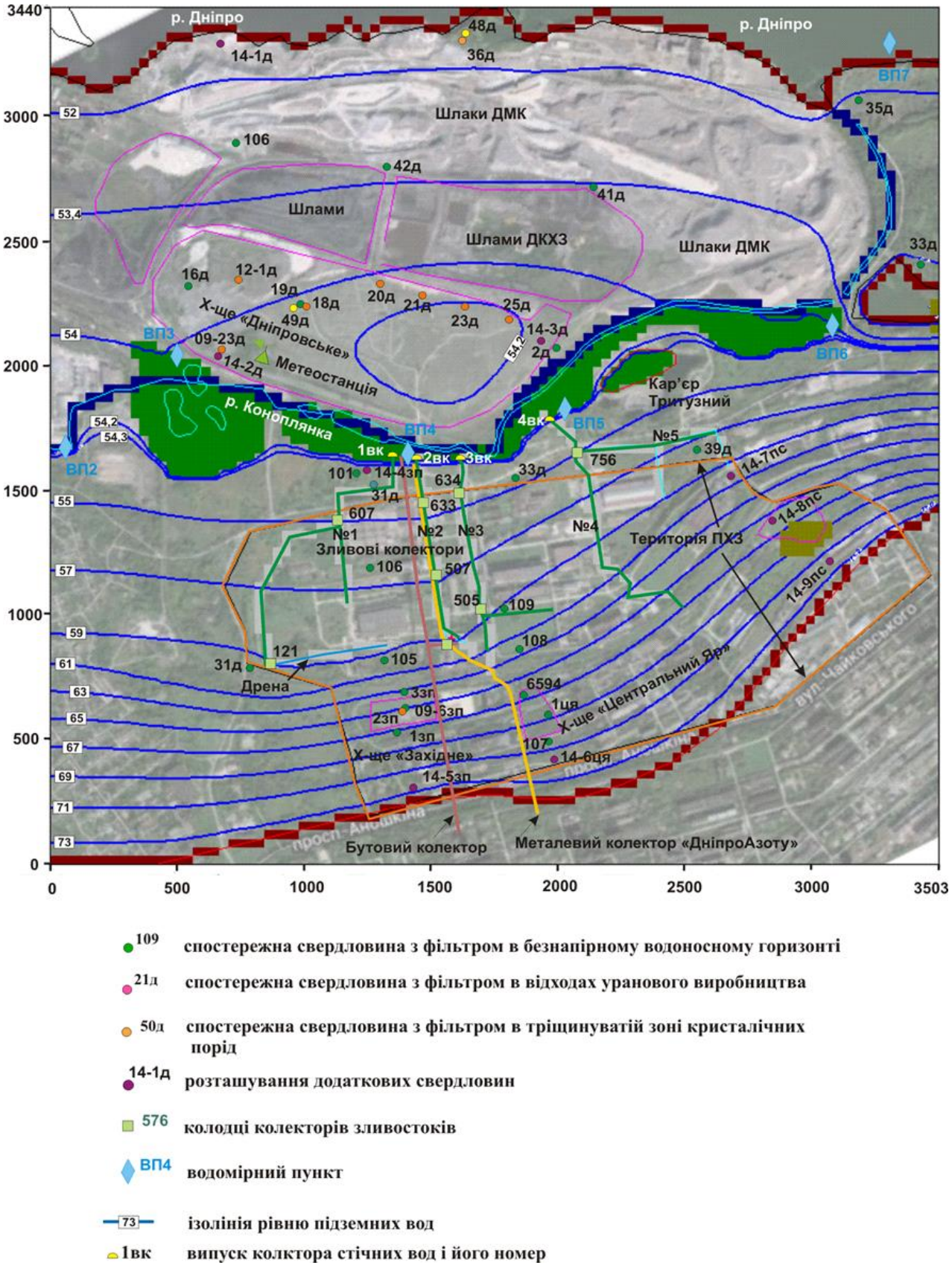
2.5.5 Відбір проб підземних вод на мережі спостережень

Спостереження за станом забруднення підземних вод, що узагальнюються у дослідженні, охоплюють період з 2005 р. по 2017 р. і виконувалися на мережі свердловин, які залишилися у робочому стані з часів функціонування підприємства. Спостережницькі свердловини, що використовувалися для відбору проб і вивчення гідрогеологічного режиму території, розташовані у межах тіла хвостосховищ (хв. «Західне», «Центральний Яр», «Дніпровське»), а також у зонах їх впливу по потоку руху підземних вод у напрямку р. Коноплянка і р. Дніпро. Додаткові свердловини було споруджено в рамках програми підтримки системи моніторингу у 2008-2009 і 2012 роках (Рис 2.10). Всього на даний час на майданчику функціонують більше 25 свердловин мережі моніторингу підземних вод. За результатами регулярного відбору проб підземної води і визначення в них показників їх радіоактивного і хімічного забруднення автором даної роботи отримано висновки, щодо їх радіологічних впливів у даному дослідженні.

Спостереження у межах основного майданчика колишнього ВО «ПХЗ» охоплювали три водоносних горизонти: техногенний (хвостосховища «Західне», «Дніпровське»), алювіальний (хвостосховище «Західне», «Центральний Яр», «Дніпровське») і зону кристалічних порід (хвостосховище «Дніпровське»).

Відбір проб із водоносних горизонтів погружними насосами виконували із дотриманням вимог [80], а саме: проби відбирались після прокачування до 3-х об'ємів наповненості свердловини, а також після стабілізації гідрофізичних показників води (температури, pH, Eh, і електропровідності), що визначались безпосередньо під час відбору проб. Проби води із спостережницьких свердловин відбирались 1 раз на рік у період осінньої межені.

У відібраних пробах за стандартними методиками визначались основні гідрохімічні показники якості вод: мінералізація, pH, жорсткість, концентрація основних катіонів та аніонів, показники питомої активності радіонуклідів: сумарна альфа- і бета-активність, активність ізотопів ^{238,234}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb і ^{210}Po.



109 спостережна свердловина з фільтром в безнапірному водоносному горизонті

21д спостережна свердловина з фільтром в відходах уранового виробництва

50д спостережна свердловина з фільтром в тріщинуватій зоні кристалічних порід

14-1д розташування додаткових свердловин

576 колодці колекторів зливостоків

ВП4 водомірний пункт

73 ізолінія рівню підземних вод

1вк випуск колктора стічних вод і його номер

Рисунок 2.10 – Схема розташування пунктів спостережень гідрогеологічного моніторингу із схемою ліній гідроізогіпс у межах майданчика [62]

2.5.6 Відбір проб поверхневих вод на мережі спостережень

Згідно із програмою досліджень проби води відбиралися у 5-ти пунктах (Рис. 2.11). Два пункти розташовано на р. Дніпро: вище 1 км від скидів промислових підприємств міста та 10 км вище гирла р. Коноплянки, розглядається у якості фонового (D_1); пункт D_2 – 500 м нижче за течією від місця впадіння вод р. Коноплянка у водосховище. Три пункти регулярного відору проб було розташовано на р. Коноплянка, куди надходять поверхневі і підземні стоки з території колишнього уранового виробництва, а саме: К_1 – вище впливу хвостосховища «Дніпровське»; К_2 – в районі розташування хвостосховища «Дніпровське» у зоні надходження забруднених вод з поверхневим і підземним з території майданчика; К_3 – в місці витоку води через дамбу седиментаційного відстійника на р. Коноплянка у р. Дніпро.

Проби відбиралися 1 раз на квартал для визначення гідрохімічного складу вод і 1 раз на місяць для визначення показників радіаційного забруднення, що дозволило за тривалий період спостережень виконати статистичний аналіз даних у відповідності до ДСТУ ISO 5667 [81].

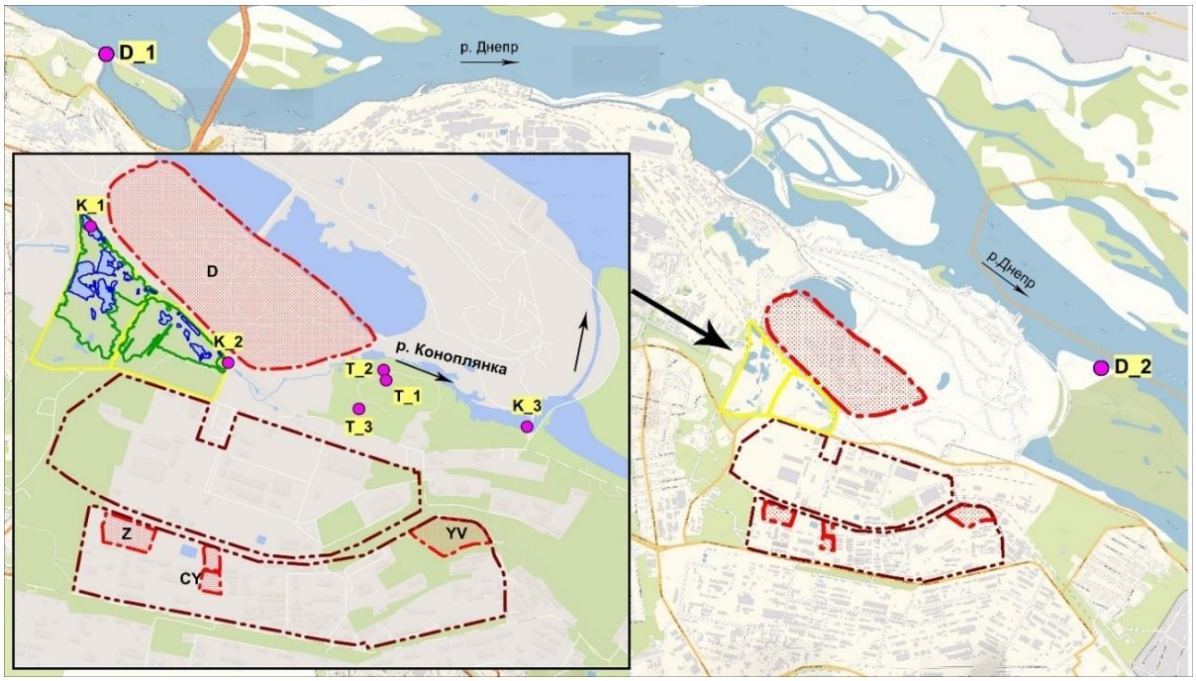


Рисунок 2.11 – Схема розташування стаціонарних пунктів спостережень за забрудненням поверхневих вод в районі впливу промислового майданчика колишнього ВО «ПХЗ»

У пробах води за стандартними методиками визначалась мінералізація, pH, жорсткість, концентрація основних катіонів та аніонів, а також оцінювалися сумарна альфа-активність, активність ізотопів ^{238,234}U і ^{226}Ra, як основних елементів, які обумовлюють сумарну альфа-активність у воді. Один раз на квартал виконувався розширений аналіз із визначенням активності ^{210}Pb і ^{210}Po.

Витрати води р. Коноплянка вимірювалися у місці скиду із седиментаційного відстійника, через трубні водо-випуски у р. Дніпро. Для розрахунку використовували метод гідравлічного розрахунку витрат у трубах ненаповненого профілю. Таким чином, для р. Коноплянка, що дренує територію розміщення уранових об'єктів, оцінювалися не тільки концентрації урану та інших забруднюючих речовин, що надходили у водотік з території майданчика колишнього ВО «ПХЗ», а і характеристики їх виносу у водосховище.

Відбір проб води у Дніпровському водосховищі протягом періоду з 2005 по 2017 р., виконували безпосередню у прибережній зоні нижче за течією впадіння р. Коноплянка (див. D_2 на рисунку 2.11), а також на акваторії водосховища під час експедицій УкрГМІ із вивчення комплексного забруднення дніпровських водосховищ. На акваторії Дніпровського водосховища проби води відбиралися на акваторії від м. Кам'янське до м. Запоріжжя (біля 130 км).

2.5.7 Відбір проб донних відкладів у Дніпровському водосховищі

Накопичення урану і його дочірніх продуктів у донних відкладах Дніпровського водосховища (побудоване у 1932 р.) відбувалося під впливом процесів ерозії і змиву ґрунтів з поверхні водозбірних територій і розвитку берегових процесів, у тому числі забруднених часток ґрунту, що надходили з території майданчика колишнього ВО «ПХЗ». Намули, що формувалися частками ґрунту водозбірних територій накопичувалися на глибоководних ділянках у донних відкладах Дніпровського водосховища. Для відбору непорушених колонок донних відкладів використовувались пробовідбірники колонкового типу: ДТ-3, система Mackereth MiniCorer, для поділу на шари використовувався механічний екструдер ЕМ-300р [82].

В структурі вертикального розподілу вмісту урану і радію у шарах донних відкладів, стало можливим виділити періоди із відносно однорідним вмістом урану, а також шари ґрунту із підвищеним вмістом радіонуклідів за період після спорудження уранового виробництва ВО «ПХЗ» у м. Кам'янське.

2.5.8 Біологічні об'єкти

Вивчення вмісту радіонуклідів у біологічних об'єктах, зокрема у пробах рослин і риби виконувалося на етапах характеризації стану майданчика і оцінки його впливів на довкілля. Рослинні зразки, відбиралися із деревини (основний стовбур) на поверхні хвостосховищ віком 40 років і більше з тим розрахунком, що їх коренева система може поширюватися на глибини більше 1 м (перетинає ґрунтове покриття) у тіло хвостосховища. Всього було відібрано і проаналізовано більше 20 зразків різних органів листяних дерев, що покривали поверхню хвостосховища «Центральний яр». Зразки подрібнювалися шляхом розмелу, проби висушувалися до сталої ваги, пакувалися у спеціальні контейнери, які витримували 21 день у герметичних контейнерах до досягнення рівноважного стану між ^{226}Ra і активністю продуктів розпаду ^{222}Rn, після чого визначали вміст радіонуклідів методом гамма-спектрометрії.

Для вивчення вмісту радіонуклідів у рибі використано загальні методичні здобутки опубліковані в роботах [83]. У якості виду риби-біоіндикатору забруднення гідроекосистеми Дніпровського водосховища і р. Коноплянка обрано карася сріблястого (*Carassius gibelio* (Bloch, 1972)). На етапі підготовки до вимірювань виконували відокремлення характерних органів (м'язи, кістки, луска). Наважки висушували і озолювали. Для кожного підготовленого препарату виконували визначення $^{238,\ 234}$U методом альфа-спектрометрії із відповідною радіохімічною підготовкою.

Умови проведення досліджень відповідали вимогам Закону України «Про захист тварин від жорстокого поводження» від 21.02.2006 р. № 3447-IV в редакції від 04.08.2017 р.

2.6 Аналітичне забезпечення програми дослідження

2.6.1 Загальні принципи вибору аналітичних засобів вимірювань

Загальні принципи організації системи моніторингу на майданчиках спадщини уранових виробництв викладено в роботах [24, 45, 46], а також у роботах, що виконувалися за участю автора дослідження [38, 68]. Вибір технічних засобів і методів визначення вмісту радіонуклідів в елементах природного середовища обґрунтовувалися важливістю параметра, що визначали в програмах спостережень, у формуванні доз опромінення і факторами його мінливості у просторі і часі. Для оцінки радіологічної обстановки на майданчику використовувалися різні типи радіометрів, засоби відбору проб, а також лабораторне спектрометричне обладнання у відділі радіаційного моніторингу природного середовища УкрГМІ. Методи вимірювання застосовувалися у відповідності до розроблених і рекомендованих у [84, 85].

Для визначення сумарної альфа- і бета-активності у пробах поверхневих і підземних вод після радіохімічної підготовки проб використовувалися рекомендації [86-88], а також для вимірювання вмісту Pb-210 і Po-210 у пробах води і ґрунту використовувалися радіометричні методи адаптовані для низько фонового радіометру УМФ-2000 [89, 90].

Для аналітичних вимірювань визначення вмісту радіонуклідів у пробах природного середовища використовувалися напівпровідникові низько-фонові гамма-спектрометри із різними типами германієвих детекторів; радіометри-спектрометри типу УМФ-2000 [85]; рідинно-сцинтиляційні спектрометри «Triathler» і «Tri-CarbTR2900»; альфа-спектрометри та значна кількість допоміжного обладнання для радіо-хімічного аналізу і підготовки проб.

Крім того, автор даної роботи виконувала роботи з методичних консультацій і запровадження методів аналітичного забезпечення програм радіаційного моніторингу безпосередньо в лабораторії оператора майданчика колишнього ВО «ПХЗ» (ДП «Бар’єр»), де використовувалися методичні напрацювання відділу і, зокрема, автора даної дисертаційної роботи [85, 91].

В програмах об’єктового моніторингу джерел радіаційних впливів, величина допустимої похибки вимірювань характеристик радіоактивного забруднення з метою радіаційного захисту радіометричними засобами має визначатися на рівні не більше ±30% мінімальних контрольних рівнів безпеки.

Для програм фонового моніторингу величина мінімально вимірювальної активності (МВА) методу має забезпечувати принаймні десятикратний запас по відношенню до встановленого рівня безпеки (відповідного рівня дії, контрольних рівнів), перевищення яких вимагає більш детального аналізу або застосування заходів радіаційного контролю. В програмах, які виконуються за програмами фонового моніторингу рівень МВА вибраного методу має бути принаймні не менше такого, що дозволяє впевнено визначати показники забруднення довкілля на рівні природного фону. Детальний опис процедури вибору певного методу та порівняння можливостей визначення природних радіонуклідів при застосуванні різних методів надаються у роботах [85, 92].

2.6.2 Застосування і розвиток методу гамма-спектрометрії для визначення радіонуклідів уран-торієвих рядів

Гамма-спектрометрія є одним з найбільш застосовуваних на практиці методів неруйнівного аналізу проб природного середовища в рамках програм моніторингу радіоактивно забруднених територій. Методи вимірювань в УкрГМІ використовували рекомендації, що викладено у роботах [93-96].

Більшість природних радіонуклідів уранового ряду є альфа-випромінюючими, а гамма-випромінювання, що супроводжує їх розпад, має низький квантовий вихід. Тому для визначення активності таких радіонуклідів виконувалися також за результатами вимірювання активності їх дочірніх гамма-випромінюючих нуклідів, за умов досягнення між ними радіоактивної рівноваги. Методичні розробки УкрГМІ [85] дозволили впевнено визначати активність радіонуклідів U-Th рядів у більшості проб методом гамма-спектрометрії.

Визначення вмісту радіонуклідів за вимірюваною активністю гамма-випромінюючих дочірніх елементів, що показано у дужках, таких як ^{238}U (^{234}Th),

^{230}Th, ^{226}Ra (^{214}Pb, ^{214}Bi), ^{210}Pb, ^{228}Th (^{228}Ac), ^{228}Ra (^{212}Pb, ^{212}Bi), ^{137}Cs, ^{40}K у ґрунтах, аерозолях виконували засобами низько-фонової гамма-спектрометрії із застосуванням напівпровідникових детекторів із надчистого германію (HPGe) колодязного типу GWL (ORTEC), а також детекторами коаксіального типу GMX40 (ORTEC) і детектору планарного типу BE5030 (CANBERRA) із енергетичною роздільною здатністю 1,9 кеВ (по лінії 1332 кеВ) у відповідності до методик [97-98].

Калібрування ефективності реєстрації детекторів виконували за результатами вимірювань сертифікованих еталонних матеріалів (CRM – сипучі матеріали ґрунтів та руд виробництва NIST, IAEA із відомим (паспортизованим) вмістом радіоізотопів) для різних значень маси і висоти наповнення вимірювальних контейнерів. Відповідно, проводили корекцію на ефект самопоглинання гамма-квантів низьких енергій в пробі з заданою матрицею (використовуючи запропоновані у [99] значення коефіцієнту масового самопоглинання μ ($см^2г^{-1}$) для «стандартних» ґрунтів).

Вимірювання активності ^{238}U і ^{232}Th (^{228}Ra) вимірювалися по гамма випромінюванню їх дочірніх радіонуклідів (за припущенням їх радіоактивної рівноваги), а саме – ^{234}Th (63,3 кеВ, квантовий вихід (p_γ) – 3,74%, $T_{1/2}$– 24,1 діб) і ^{212}Pb (238 кеВ, p_γ – 43,6%, $T_{1/2}$ – 10,6 годин) для ^{238}U і ^{232}Th, відповідно.

Для визначенні активності ^{226}Ra проби герметизувались та витримували протягом 21 діб для встановлення рівноваги між його дочірніми коротко-існуючими нуклідами. Активність ^{226}Ra визначали шляхом деконволюції піку 186 кеВ, враховуючи парціальні внески в загальну площину від гамма-квантів ^{226}Ra (186,2 кеВ, p_γ – 3,59%) та ^{235}U (185,7 кеВ, p_γ – 57,2%), а також по лініях гамма-випромінювання дочірніх радіонуклідів ^{214}Pb (295,2 кеВ, 351,9 кеВ із p_γ – 19,2% і 37,1%, відповідно) та ^{214}Bi (609 кеВ, p_γ – 45,5%) за умов досягнення між ними радіоактивної рівноваги. Активність ^{210}Pb визначалась по інтенсивності лінії гамма-квантів 46,5 кеВ (p_γ – 4,25%). Активність гамма-випромінюючих радіоізотопів розраховували із використанням програмних засобів GammaVision 5.1 та інших.

2.6.3 Застосування методів альфа-спектрометрії для визначення природних радіонуклідів у пробах ґрунтів, аерозолів і природних вод

Методики альфа-спектрометричного аналізу застосовувалися для розширеного аналізу вмісту ^{238}U, ^{234}U, ^{210}Po у пробах поверхневих і підземних вод, а також для визначення ізотопів урану ($^{238, 234}$U) і торію ($^{230, 232, 228}$Th), а також ^{210}Po у ґрунтах і аерозолях. В рамках даного дослідження також виконано валідацію методик для визначення ізотопів урану (238, 234) [100, 101], полонію-210 [89, 90] у пробах води і ґрунтів, що були впроваджені у практичну роботу лабораторії ДП «Бар'єр».

В лабораторії УкрГМІ були також впроваджені методики визначення ізотопів торію (232, 230, 228) у пробах води і ґрунту із використання аніонної смоли АВ-17 [102,103], а також іон-селективних смол TEVA і UTEVA [104].

Для вимірювання підготовлених зразків застосовували альфа-спектрометри із вакуумними камерами на базі напівпровідникового поверхнево-бар'єрного детектора CEA-01, 8-ми канального альфа-спектрометра ORTEC PC OCTETE (USA). Вміст альфа-випромінюючих радіонуклідів у воді в лабораторіях УкрГМІ і ДП «Бар'єр» також виконували із використанням спрощеної процедури (без вакуумної камери) із використанням радіометру-спектрометру УМФ-2000 із платою АЦП (аналого-цифрового перетворювача) для спектрометричного визначення альфа-частинок та програмним забезпеченням «SpectraDec» для розв'язання складних спектрів [105].

Калібрування альфа-спектрометрів за енергією і ефективністю виконувалися із використанням контрольних атестованих джерел. На етапі радіохімічної підготовки проб для контролю хімічного виходу у якості трасерів використовувалися зразкові розчини радіонуклідів (ЗРР) ^{232}U, ^{229}Th, ^{209}Po. Узагальнення автором удосконалених і адаптованих методів визначення альфа-випромінюючих нуклідів U-Th рядів викладено у збірці [106]. Достовірність результатів вимірювання вищеозначеними методами регулярно перевірялися в програмах внутрішнього і зовнішнього контролю якості вимірювань [107].

2.6.4 Застосування методу рідинно-сцинтиляційного лічення (РСЛ)

Для визначення вмісту радіоактивних елементів в об’єктах природного середовища використовувався також метод рідинно-сцинтиляційного лічення (РСЛ) з застосуванням рідинно-сцинтиляційного спектрометра «Тріатлер» з платою альфа-бета розподілу (Hidex, Фінляндія) і низько-фонового рідинно-сцинтиляційного спектрометра альфа-бета випромінювання «TriCarb 2900TR» (Perkin-Elmer, США). Через високу чутливість реєстрації альфа- і бета-випромінювання метод РСЛ є одним із найбільш чутливих для визначення радіонуклідів широкого спектру і, зокрема для визначення альфа- і бета-випромінюючих радіонуклідів уран-торієвих рядів [108].

Адаптовані методики РСЛ [109] використовувались для визначення рівнів сумарної альфа- і бета-активності у воді, радію-226, сумарного вмісту ізотопів урану (238, 234) в пробах поверхневих і підземних вод. Екстракційні методи для визначення радону, радію та урану характеризуються меншими значеннями МДА, є більш чутливими, дозволяють використовувати підготовлені проби води меншого об'єму у порівнянні із альфа-спектрометричними методиками, що дозволяє їх рекомендувати для застосування в програмах моніторингу довкілля зон впливу майданчиків уранової спадщини.

2.6.5 Гідрохімічні і геохімічні дослідження

Фізико-хімічні показники води, гідрохімічний склад і вміст металів в програмах моніторингу є важливими додатковими характеристиками стану водного середовища. В пробах поверхневих і підземних вод визначались величина pH, загальна мінералізація, жорсткість, вміст основних катіонів (Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, NH_4^+), та аніонів (Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, CO_2^{2-}, NO_3^-, NO_2^-). Визначення основних показників гідрохімічного складу вод за стандартними гідрохімічними методиками виконано у лабораторії Інституту геологічних наук (2005-2013 рр.) і лабораторії гідрохімії УкрГМІ (2016-2017 рр.).

Визначення вмісту розчинених форм Pb, Co, Cd, Mn, Cu, Fe, Zn, Ni, у пробах поверхневих та ґрунтових вод проводилось в лабораторія регіональних

гідрохімічних досліджень УкрГМІ (м. Київ), у пробах аерозолів – в лабораторії фізико-хімічного аналізу ДНІЦ СКАР (м. Київ) методом атомно-абсорбційного аналізу за відповідними методиками [110, 111].

В різні періоди виконання комплексного дослідження визначення вмісту Pb, Co, Cd, Mn, Cu,Fe, Zn, Ni, As, V, Cr виконували методом атомної-абсорбційної спектрометрії в різних аналітичних лабораторіях на замовлення УкрГМІ із використанням атомно-абсорбційного спектрофотометра AAS-800 фірми «Varian» (США).

У період 2016-2017 рр. для визначення вмісту токсичних металів (Pb, Co, Mn, Cu, Fe, Zn, Ni, As, V, Cr, Br, Rb. Sr, Y, Zr, Hg, Ti, Bi) в поверхневих та підземних водах, ґрунтах використовувався також недеструктивний метод рентген-флуоресцентного спектрометричного аналізу (РФА) за методиками [112] із застосуванням енерго-дисперсійного рентген-флуоресцентного спектрометру X-LABS21, програмних засобів X-ArtNetv.3.1., WinQXASv.1.40.

Коригування кількісних характеристик концентрації елементів в зразках виконували методом порівняння зі стандартом. В якості стандартів було використано еталонні матеріали МАГАТЕ: IAEA SL-1, IAEA SL-3 и IAEA-405.

2.6.6 Забезпечення якості аналітичних вимірювань

Вимоги дотримання певних стандартів відбору проб, підготовки їх до аналізу з метою отримання репрезентативних результатів, а також дотримання певних стандартів якості аналітичних вимірювань є загальною нормою для всіх сертифікованих аналітичних лабораторій. Лабораторія УкрГМІ, де було виконано більшість аналітичних вимірювань, які узагальнено в рамках даного дослідження бере участь у національних і міжнародних програмах тестування якості аналітичних вимірювань, починаючи з 2006 р., в тому числі із використанням елементів ДСТУ ISO/IEC 17025-2017 [53].

Процедури контролю якості аналітичних вимірювань в лабораторії виконуються на рівнях регулярного контролю шляхом вимірювання характеристик радіоактивного фону в лабораторії, фонових характеристик спектрометрів, їх

калібрування для різних вимірювальних геометрій шляхом використання сертифікованих еталонних матеріалів (CRM), які вміщують радіонукліди із переліку пріоритетних для дослідження лабораторією.

Внутрішній контроль якості вимірювань також проводять шляхом співставлення результатів визначення вмісту U-238, Th-230, Pb-210 різними методами (гамма- і альфа-спектрометрії, бета-радіометрії). Типовим прийомом запровадженого внутрішнього контролю в лабораторії УкрГМІ є практика контрольних вимірювань вмісту радіонуклідів урану і радію методами гамма- і альфа-спектрометрії. Приклад таких оцінок на рисунку 2.12 показує, що визначення вмісту U-238 в пробах природного ґрунтів із хвостосховищ різними методами виконуються у межах 15% похибки.

Періодично (1 раз на рік) лабораторія також бере участь у міжнародних програмах з професійного тестування МАГАТЕ аналітичних лабораторій, що є одним з обов'язкових і невід'ємних елементів зовнішнього контролю якості вимірювань учасників програм глобального моніторингу (відповідальним за підготовку щорічних звітів з якості вимірювань є автор даної роботи [107]).

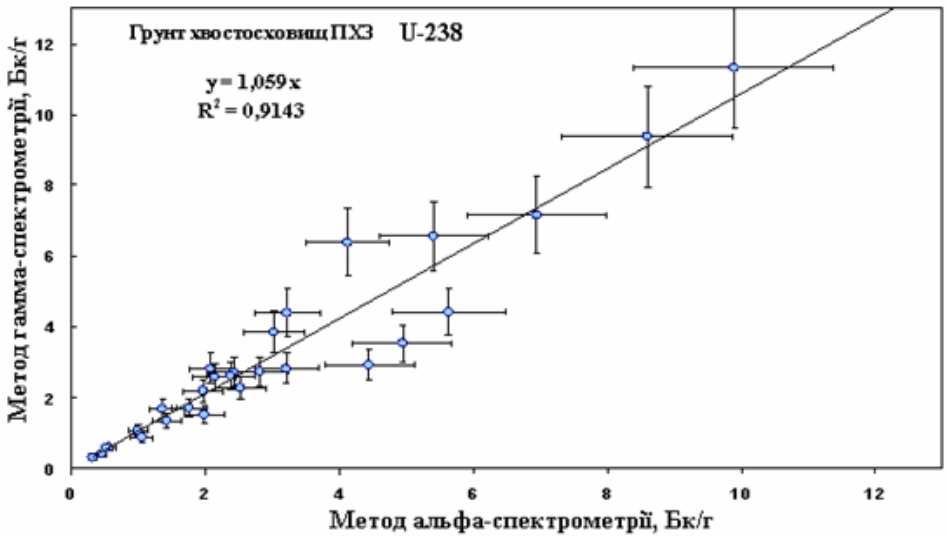


Рисунок 2.12 – Порівняльний аналіз визначення активності урану-238 у зразках ґрунту, що виконувалися методами гамма- і альфа-спектрометрії [85]

Починаючи з 2018 р. лабораторія також бере участь у міжнародних тестах із визначення радіонуклідів природного походження у пробах аерозолів, фосфогіпсах і біологічних пробах (рослини, риба). В період виконання даного дослідження лабораторія УкрГМІ виконувала також порівняльні тестування вимірювань вмісту

сумарної альфа-активності, а також питомої активності урану і радію у воді між лабораторіями учасниками програм моніторингу.

Гармонізація методів і науково-методичний супровід робіт з аналізу і підготовки проб довкілля в різних лабораторіях повинно стати нормою при виконанні програм моніторингу на майданчику колишнього ВО «ПХЗ».

2.7 Аналіз даних для оцінки стану забруднення природного середовища

У якості основних методів аналізу даних результатів дослідження використовувалися принцип відповідності фактичного стану забруднення довкілля за показниками даних спостережень визначеним контрольним рівням дії і загально-державним санітарним нормам і критеріям радіаційної і екологічної безпеки [16, 26]. Також застосовувалися методи порівняльного аналізу визначених за результатами спостережень рівнів радіоактивного або хімічного забруднення елементів природного середовища із типовими показниками їх природного фону і трендами їх динамік у часі і просторі. Оцінки безпеки стану довкілля у межах зони впливу майданчика уранової спадщини включали також порівняння результатів спостережень і доз опромінення із визначеними рівнями безпеки, які визначені у НРБУ для персоналу підприємств і населення [26].

У якості дозових критеріїв приведення майданчиків уранової спадщини у безпечний стан (існуюча ситуація опромінення) застосовувалися референтні рівні обмеження на опромінення від 1 до 20 мЗв·рік$^{-1}$ [16, 48], а також контрольні концентрації радіоактивного забруднення довкілля для всіх основних елементів природного середовища. Такі контрольні рівні забруднення, які за результатами моніторингу робочих місць і довкілля не мають бути перевищені для майданчика спадщини уранових виробництв, розглядалися у розділі 1.2.2.

Аналіз трендів і статистичний розподіл даних спостережень за тривалий період спостережень дозволили визначити характерні усереднені показники забруднення, а також максимальні за період спостережень рівні забруднення довкілля у якості характерних вихідних даних для оцінки доз опромінення із урахуванням невизначеності даних спостережень.

Для аналізу багаторічної мінливості даних спостережень про вміст радіонуклідів і показників хімічного забруднення аерозолів на різних об'єктах майданчика ВО «ПХЗ», а також у поверхневих водах річок Коноплянка і Дніпро у даному дослідженні застосовувалися імовірнісні-статистичні методи аналізу. Для чого розраховувались середнє арифметичне значення ($\overline{X}$), середньоквадратичне відхилення (s), коефіцієнт варіації або у випадку аерозолів тимчасова мінливість (W,%), медіана, мінімальні і максимальні значення з урахуванням усіх даних ряду спостережень [113].

Оскільки період спостережень за характеристиками забруднення довкілля, які виконано у даному дослідження (10-12 років) є недостатнім для урахування можливих багаторічних коливань забруднення під впливом господарчої діяльності і мінливості природних факторів впливу, для статистичного аналізу рядів (наприклад, для оцінки параметрів статистичного розподілу даних про забруднення підземних вод), застосовувалися методи аналізу для неоднорідних рядів з асиметричним розподілом [114]. Результати спостережень і аналітичні вимірювання були покладені в основу верифікації математичних моделей оцінки виносу радіонуклідів із хвостосховищ у водні об'єкти.

Результати багаторічних спостережень за змінами гідрохімічного режиму підземних і поверхневих вод дозволили отримати статистично достовірні показники впливу геохімічних умов на темпи виносу радіонуклідів уранового ряду за межі пунктів первинної локалізації відходів уранового виробництва. За умов достатньо довгих часових рядів спостережень (n> 20 – ряди спостережень за гідрохімічними показниками поверхневих вод, n>60 – ряди спостережень за активністю радіонуклідів в поверхневих водах) вони аналізувалися із застосуванням алгоритмів, розроблених у відділі регіональної гідрохімії УкрГМІ [115, 116] для апроксимації до певного типу статистичного розподілу.

Для всіх рядів даних спостережень, які підпорядковувалися нормальному статистичному розподілу, були визначені чисельні значення параметрів ($\overline{X}_n \pm 3\sigma_n$), що могли відповідати умовам формування хронічного забруднення, тобто під впливом формування багаторічних варіацій природних факторів впливу. Якщо параметри розподілу даних спостережень перевищують значення $\overline{X}_n \pm 3\sigma_n$,

висунуто припущення, що нехарактерні варіації характеристик забруднення відбувалися під впливом надзвичайних факторів посиленого природного впливу, антропогенних чинників впливу або їх спільної дії.

Оцінки варіацій хімічного забруднення ґрунтів, підземних вод, радіаційного забруднення аерозолів, щільності їх випадінь на поверхню проводились за показниками, які враховують геохімічні особливості концентрування хімічних речовин, а також сумарної дії їх суміші [117]. До таких показників відносяться: коефіцієнт концентрування $К_{с,}$ а також сумарний показник забруднення $Z_с$.

$$K_c = \frac{C_i}{C_\phi}, \qquad (2.1),$$

$$Z_c = \sum_1 K_c - (n-1), \text{ для } K_c > 1; \qquad (2.2),$$

де K_c – коефіцієнт концентрації відносно фонових значень, n – кількість хімічних елементів, C_i – концентрація і-го елементу у ґрунті, підземні води; C_ϕ – фонова концентрація і-го елементу.

При визначенні коефіцієнту концентрування ($К_{ci}$) хімічної речовини у ґрунтах (вмісту важких металів) і підземних водах (вмісту основних катіонів і аніонів) у якості фонової величини ($С_{\phi i}$) використовували «промисловий фоновий» середній рівень вмісту цієї речовини, що визначався на «умовно чистих» ґрунтах зони впливу промислової території колишнього ВО «ПХЗ», а для підземних вод використовувались середні значення із вибірки із мінімальними значеннями, що спостерігалися у контрольній спостережницькій свердловині, на території «ПХЗ» за межами впливу вище зони розташування хвостосховищ.

Для оцінки забруднення атмосферного забруднення у якості фонових рівнів забруднення використовувалися середні значення ряду спостережень за атмосферним забрудненням на метеостанції м. Кам'янське згідно [118]. У разі, якщо показники забруднення елементів довкілля перевищували ГДК (для хімічного забруднення атмосферного повітря у якості показника стану забруднення використовували коефіцієнт небезпеки ($К_н$) і сумарний показник небезпеки ($Z_н$) або згідно [128] показник забруднення (ПЗ) і сумарний показник забруднення (ΣПЗ) атмосферного повітря.

$$ПЗ = \frac{C}{ГДК} \cdot 100\% \qquad (2.3)$$

де: ПЗ – показник забруднення, С – фактична концентрація конкретної речовини (мг·м$^{-3}$), ГДК – значення гранично допустимої концентрації цієї речовини (мг·м$^{-3}$).

Сумарний показник забруднення атмосферного повітря (*ΣПЗ*) розраховували, як суму показників забруднення різними інгредієнтами забруднення повітря із урахуванням відповідного значення $ГДК_n$ та поправкою на коефіцієнт, що враховує клас небезпечності речовини відповідно вимог [119].

Результати багаторічних досліджень за забрудненням радіоактивних залишків рудних матеріалів у будівлях і на території майданчика колишнього ВО «ПХЗ», а також радіометричні зйомки дозволили побудувати карти-схеми радіаційної обстановки для всієї території і в окремих найбільш забруднених приміщеннях, які стали вихідними даними для розрахунку доз опромінення і планування стратегій приведення даного майданчика у безпечний стан [32].

Слід відзначити, що методи, які використовувалися для виконання даного комплексного радіоекологічного дослідження, удосконалювалися протягом всього періоду його проведення з урахуванням багато-факторності і методичних здобутків різних наукових природничих дисциплін.

Основні положення розділу представлено в роботах автора [14, 38, 39, 56-59, 70, 78, 85, 86, 91, 113, 116, 135, 138, 139].

Результати виконаного комплексного дослідження стану радіоактивного і хімічного забруднення майданчика і зони його впливу, їх узагальнення, аналіз та обговорення відповідно до поставлених завдань наводяться у розділі 3.

Висновки до розділу 2

Концептуальна модель формування радіаційних і екологічних впливів на майданчику і зонах його впливу має враховувати: особливості технологій виробництва уранових концентратів, які сформували сучасну структуру джерел забруднення; природні фактори і процеси, що визначають розповсюдження і шляхи опромінення (зовнішнє гамма-опромінення і поверхневе забруднення альфа- і бета- частками, інгаляційний і водний шляхи внутрішнього опромінення); а також різноманіття об'єктів радіологічного впливу (персонал підприємств на майданчику, населення прилеглих територій, наземні і водні елементи екосистем).

Визначено дві основні групи потенційних джерел формування екологічних впливів, а саме: концентровані джерела, (радіоактивні залишки переробки уранових руд у будівлях і спорудах основного виробництва, хвостосховищах, шламонакопичувачах, рудних складах, тощо) і диспергровані, які поширені у ґрунтах всіє території майданчика, а також у поверхневих і підземних водах.

Основними шляхами розповсюдження радіоактивних і хімічних забруднювачів є атмосферні (ексхаляція газу радону і його дочірніх продуктів, а також вітровий підйом часток пилу і їх перенесення), змив радіонуклідів поверхневими водами і технологічними стоками, а також фільтраційні стоки з підземними водами із хвостосховищ і шламонакопичувачів. Об'єктами опромінення під впливом зовнішнього гамма-опромінення є працівники підприємств на майданчику, а також біота наземних і водних екосистем. Тому всі ці елементи формування радіологічних ризиків стали предметом даного комплексного радіоекологічного дослідження.

Складність і багатофакторність об'єкту дослідження і поставлених завдань визначила необхідність застосування широкого набору сучасних методів радіоекологічного і екосистемного аналізу, вивчення процесів міграції радіонуклідів і хімічних забруднювачів у довкілля, радіометричних і спектрометричних методів вимірювання; а також дозиметричних оцінок і принципів радіаційного захисту як елементів радіоекологічного моніторингу.

РОЗДІЛ 3
РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА АНАЛІЗ СТАНУ РАДІОАКТИВНОГО І ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ МАЙДАНЧИКА

3.1 Моніторинг як елемент системи безпеки майданчика ВО «ПХЗ»

Спостереження за показниками опромінення персоналу і за забрудненням довкілля на майданчику і у санітарно-захисній зоні колишнього ВО «ПХЗ» почали виконуватися ще в період функціонування підприємства згідно із регламентами діючих на той час регуляторних вимог щодо контролю радіаційної безпеки на підприємствах уран видобувної і уран-переробної промисловості. Проте основний фокус програм спостережень було спрямовано на безпеку виробничої діяльності, тоді як заходам мінімізації впливів на довкілля не приділяли належної уваги [10, 34]. Навіть на момент припинення виробничої діяльності ВО «ПХЗ» у 1992 р. діючі на той час санітарні правила (СП ЛКП-91) [18] для ліквідації і перепрофілювання об'єктів уранового виробництва не враховували особливості етапу приведення таких майданчиків із відповідними планами сталого і безпечного управління безпекою таких майданчиків на довго-тривалий період. Саме така ситуація виникла на майданчику після 1992 р. (припинення роботи підприємства) і фактичного початку функціонування ДП «Бар'єр» у якості оператора об'єктів радіаційної спадщини уранового виробництва «ПХЗ» у 2001 р. На початку етапу після-експлуатаційного управління безпекою даного майданчика не було об'єктивної інформації про загальну кількість, структуру і форми забруднення майданчика і уявлення про фактичні впливи накопичених радіоактивних залишків у хвостосхвищах і об'єктах колишньої виробничої інфраструктури уранового виробництва на природне середовище за його межами. Не було сформовано і стратегії щодо приведення майданчика у безпечний стан і його використання у майбутньому.

Тому після 2005 р. в рамках виконання першої державної програми приведення майданчика колишнього ВО «ПХЗ» у безпечний стан було розроблено програму і розпочато системні спостереження за станом забруднення довкілля у зоні впливу об'єктів уранової спадщини із урахуванням досвіду і висновків, які

розглянуто у розділах 1 і 2 даного дослідження. Одним із важливих завдань початкового етапу досліджень майданчика стало виконання інвентаризації кількості, радіологічних характеристик і структури просторового розподілу радіоактивних залишків у хвостосховищах, а також на території і в об'єктах інфраструктури колишнього уранового виробництва. Одночасно розпочалися спостереження за забрудненням радіонуклідами уранового ряду поверхневих і підземних вод на майданчику «ПХЗ» і у зоні його потенційного впливу.

До початку регулярних спостережень на майданчику у 2006 р. вважалося, що основним пріоритетом для розробки і впровадження реабілітаційних заходів на майданчику є хвостосховище «Дніпровське», де накопичено біля 6,3 млн. тон залишків переробки уранових руд, а також біля 5,5 млн тон фосфогіпсу на його поверхні [120], який також відносили до радіоактивних відходів. Вважалося, що саме радіонукліди, які надходять із фільтраційними водами із даного хвостосховища у р. Коноплянка і р. Дніпро є основними джерелами радіаційних ризиків для безпеки водопостачання середнього і нижнього Дніпра. Проте, для об'єктивних оцінок забруднення вод на той час не вистачало даних системних спостережень за забрудненням вод, донних відкладів і водних організмів, які розглядалися у якості депо накопичення радіонуклідів уранового ряду, що надходили з території майданчика. Тому дослідженням за характеристиками забруднення підземних вод у зонах впливу майданчика ВО «ПХЗ», а також р. Коноплянка і р. Дніпро приділяли основну увагу.

Оцінкам опромінення за рахунок інгаляційних шляхів і забруднення радіоактивних пилових часток на майданчику колишнього ВО «ПХЗ» і аналізу безпеки накопичення залишків уранового виробництва в об'єктах колишньої виробничої інфраструктури на той час також не приділялося належної уваги. Без урахування комплексної оцінки безпеки планувалися і перші загально-державні заходи приведення майданчика у безпечний стан (2004) [120]. Дуже фрагментарні оцінки просторового розподілу радіонуклідів на майданчику і відсутність даних про характеристики накопичення і фізико-хімічні форми радіоактивних залишків у хвостосховищах не дозволяли об'єктивно обґрунтувати стратегію довготривалих заходів приведення майданчика у безпечний стан. Технічні засоби

і спрощені методи визначення вмісту радіонуклідів уранового ряду в рудних матеріалах не дозволяли аналітичній лабораторії оператора майданчика (ДП «Бар'єр») виконувати навіть спрощені регламенти радіаційного моніторингу і технічного нагляду. Потрібно було розробити нові концептуальні засади комплексного об'єктового моніторингу в оцінках стану безпеки майданчика на основі вивчення кращого міжнародного досвіду. Це дозволило оптимізувати і розпочати комплексні системні дослідження, результати яких розглядаються у даному розділі дисертаційної роботи.

Невід'ємною складовою в обґрунтуванні програм моніторингу стали роботи автора з адаптації і розвитку методів вимірювання радіонуклідів уранового ряду в елементах природного середовища, а також впровадження заходів гарантії якості аналітичних вимірювань і процедур узагальнення даних спостережень, у якості вихідних даних для оцінки доз опромінення.

Аналіз факторів і процесів трансформації радіонуклідів уранового ряду в елементах довкілля, у тому числі для параметризації математичних транспортних моделей перенесення радіонуклідів у довкіллі, показав, що програми радіаційного моніторингу мають доповнюватися спостереженнями за метеорологічними характеристиками, стоком поверхневих і підземних вод, а також вивченням їх фізичних і гідрохімічних характеристик.

На етапах аналізу стану довкілля і оцінок доз опромінення, результати моніторингу забруднення довкілля порівнювалися із вимогами і критеріями радіаційної і екологічної безпеки, а також показниками радіоактивності природного фону. Це дозволило пояснювати тренди і причини мінливості характеристик забруднення довкілля і опромінення, які формуються під впливом прояву природних факторів і процесів у геологічному середовищі. Водночас виконувалися оцінки радіаційних ризиків для людей на території майданчика або як наслідки природокористування на забруднених територіях, а також для наземної і водної біоти. Такий комплексний аналіз даних спостережень і радіоекологічних оцінок дозволяли більш об'єктивно планувати і обґрунтувати заходи приведення майданчика у безпечний стан.

3.2 Оцінка забруднення ґрунтів залишками уранового виробництва

3.2.1 Особливості формування просторового забруднення ґрунтів

Забруднення ґрунтів на майданчику формувалося поступово протягом всього періоду роботи підприємства, як наслідок завезення і складування рудних матеріалів, дисперсії пилу під час переробки уранових руд (розмел, вилуджування, екстракція), а також в процесі поводження із залишками виробництва уранових концентратів і відходів виробництва, які транспортували і складували у хвостосховищах у місцях тимчасового зберігання.

Вторинне забруднення формувалося під впливом природних факторів (повітряних або водних потоків), що сприяли розповсюдженню радіоактивних матеріалів у вигляді пилуватих фракцій і водних розчинів за межі виробничих приміщень, місць тимчасового складування рудних матеріалів і накопичення залишків уранового виробництва. Під час здійснення виробничої діяльності мали місце випадки руйнування пульпопроводів, по яких транспортували комплексні радіохімічні розчини, а відповідно, розливи радіоактивних матеріалів на території. Найбільш активно процеси забруднення майданчика відбуваються протягом останніх 30-ти років після припинення роботи підприємства в умовах поступового руйнування захисних бар'єрів в об'єктах утримання залишків уранового виробництва.

Сучасний стан структури забруднення ґрунтів на майданчику є наслідком розсіювання залишків уранового виробництва із об'єктів концентрованого накопичення радіоактивних матеріалів у цехах уранового виробництва, відстійниках і хвостосховищах під впливом господарчої діяльності і природних процесів. Характерні співвідношення активності урану-238 і його дочірніх радіонуклідів у ґрунтах дозволяють ідентифікувати джерела їх походження. Залишки уранових руд на майданчику характеризуються майже рівноважною активністю між радіонуклідами сімейства ^{238}U.

У залишках переробки уранових руд після гідрометалургійного вилучення урану, спостерігається порушення рівноваги між активністю материнських і

дочірніх радіонуклідів, у яких домінують радіонукліди ^{226}Ra або ^{230}Th. Домінуючий вміст ^{226}Ra є характерним для хвостів уранового виробництва, а підвищені концентрації активності ^{230}Th спостерігаються у ґрунтах і шламах цеху очищення торієвої фракції у готовій продукції (будівля №104, шлами у відстійнику № 230 і на прилеглих територіях).

Залишки готової продукції уранових концентратів у вигляді оксидів урану «жовтого кеку» у суміші з іншими матеріалами зустрічаються у цехах будівлі № 103, а також накопичені в екстракційних колонах і ґрунтах прилеглих територій, де домінує вміст ізотопів урану.

На ділянках, де суттєвого впливу залишків уранового виробництва не має, вміст радіонуклідів уранового і торієвого ряду у ґрунтах є близьким до вмісту цих радіонуклідів на ділянках фонових спостережень із рівноважними концентраціями активності у діапазоні 0,02-0,05 Бк·г$^{-1}$ сухої речовини.

Вивчення забруднення ґрунтів майданчика і прилеглих територій виконано шляхом картографування просторового розподілу ПАЕД (потужності амбієнтного еквівалента дози) гамма-випромінювання і вивчення питомої активності радіонуклідів уранового ряду у ґрунтах (див. Рис. 3.1). Визначення ПАЕД гамма-випромінювання забрудненої поверхні ґрунтів на території майданчика або безпосередньо у пунктах розташування джерел випромінювання було невід'ємною частиною всіх видів робіт, що виконувалися в рамках програм моніторингу радіаційно-небезпечних об'єктів на майданчику. Окремі території (наприклад, хвостосховища «Західне», «Центральний Яр» і «Південно-Східне») обстежувалися регулярно в період з 2004 р. по 2009 р.

Гармонізацію результатів визначення ПАЕД гамма-випромінювання за різні роки виконували шляхом калібрування результатів вимірювання на визначених характерних тестових ділянках ландшафту і застосуванням методів геоінформаційної статистики [68]. Це дозволило використати значні ряди даних вимірювань за різні роки для побудови карт просторового розподілу ПАЕД гамма-випромінювання на окремих ділянках території колишнього ВО «ПХЗ», але єдиної карти просторового розподілу ПАЕД гамма-випромінювання для всієї

території майданчика і прилеглих зон впливу не було виконано практично до 2013 р. Приклад просторового розподілу ПАЕД гамма-випромінювання на поверхні хвостосховища «Центральний Яр» показано на рисунку 3.1.

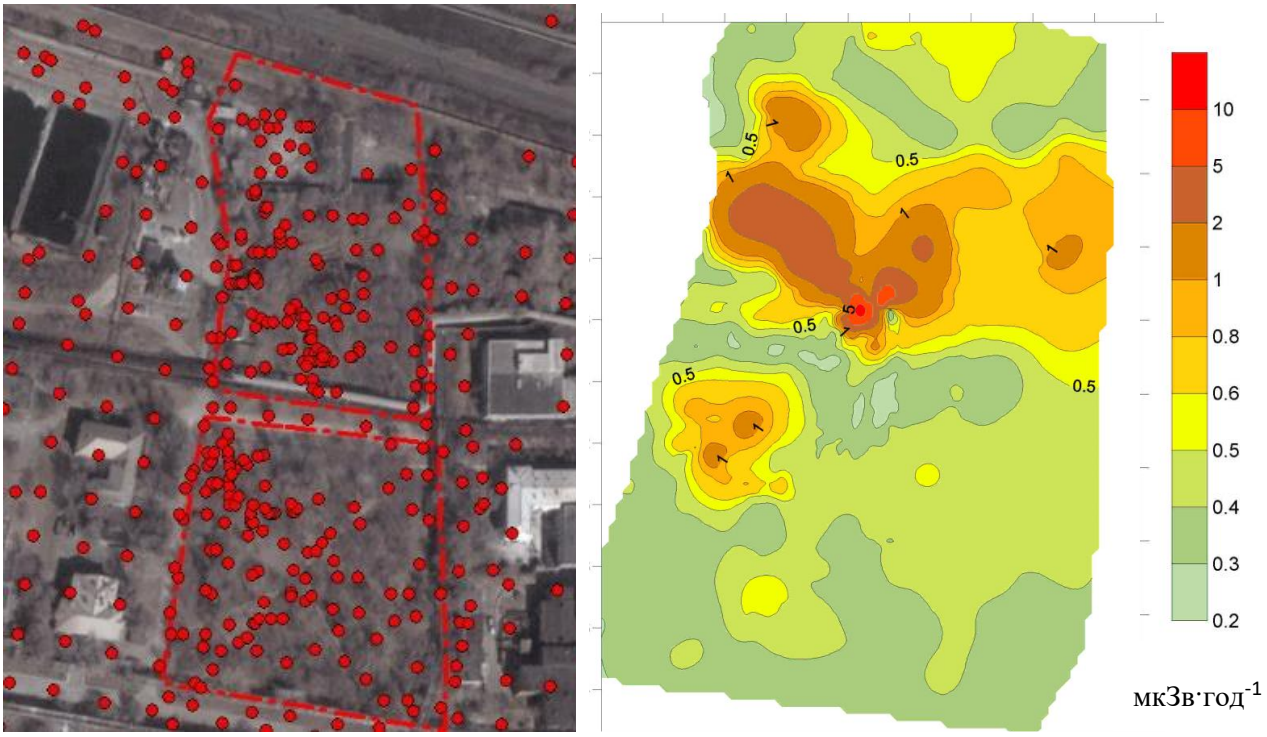


Рисунок 3.1 – Приклад винесення точок вимірів ПАЕД гамма-випромінювання за різні роки спостережень і побудованої на їх основі карти розподілу ПАЕД гамма-випромінювання на поверхні хвостосховища «Центральний Яр» [121].

Уточнення і деталізацію просторового аналізу ПАЕД гамма-випромінювання виконували також в рамках проекту ЄС INSC U4.01/10G [32] протягом 2014-2015 рр. (див. Рис 2.5). Методичні роботи із калібрування радіометрів і застосування єдиних принципів геоінформаційного аналізу для визначення характеристик ПАЕД на різних ділянках території майданчика дозволили врешті-решт побудувати карти-схеми просторового розподілу ПАЕД гамма-випромінювання (мкЗв·год$^{-1}$) для всієї території і деталізовано для окремих об'єктів і найбільш забруднених будівель колишнього уранового виробництва [122]. Мінливість характеристик ПАЕД гамма-випромінювання визначається переважно вмістом радію-226 у ґрунтах майданчика. Вклад низько-енергетичного гамма-випромінення ^{238}U(^{234}Th) або ^{230}Th в ПАЕД дуже низький, тому виявити

ділянки забруднені залишками виробництва із високим вмістом цих радіонуклідів у верхньому шарі ґрунту (10 см) не було можливим. Виявлені ділянки із високим вмістом ^{238}U або ^{230}Th вивчалися окремо за результатами їх спектрометричного визначення у пробах ґрунту на виділених ділянках. Основою для просторового аналізу радіаційної обстановки на майданчику стала побудована в УкрГМІ карта ПАЕД гамма-випромінювання (див. Рис 2.5). Окремі фрагменти картографування ПАЕД гамма-випромінювання, що виконано у відділі радіаційного моніторингу УкрГМІ [69, 122] за результатами дослідження показано на рисунку 3.2.

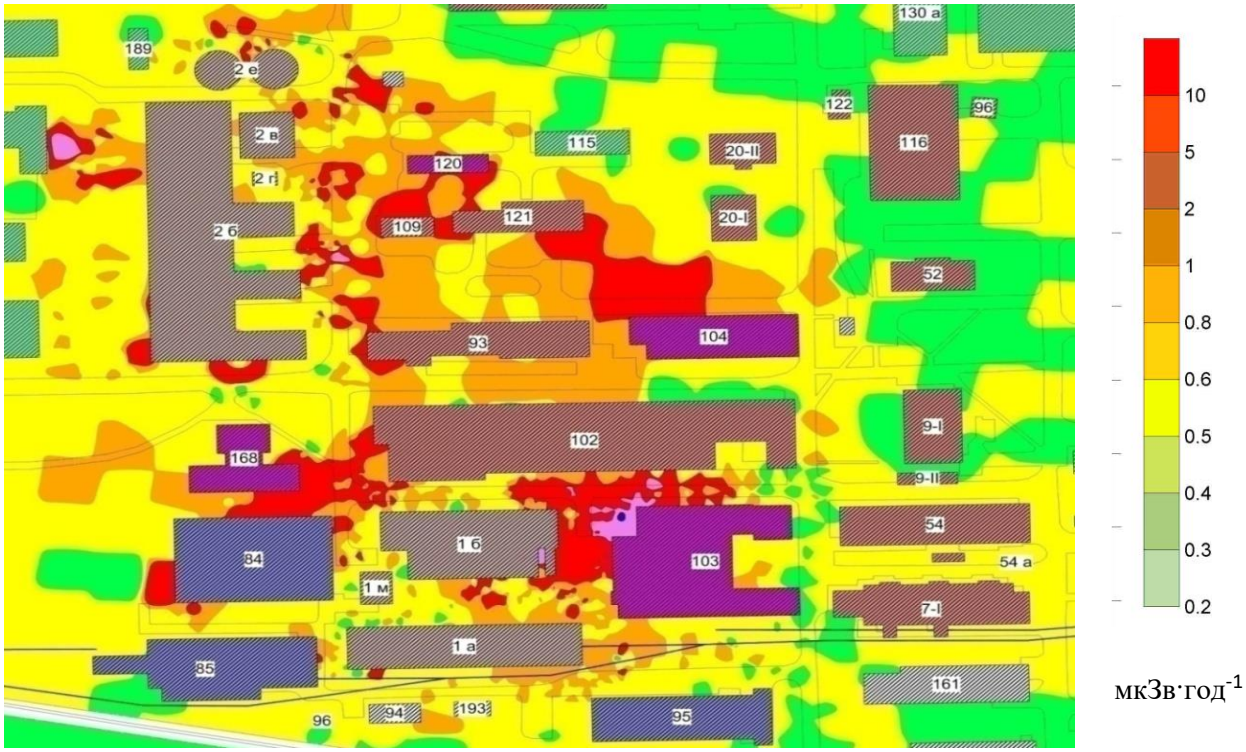


Рисунок 3.2 – Фрагмент зйомки ПАЕД гамма-випромінювання (мкЗв·год$^{-1}$) на висоті 1 м від поверхні території в центральній частині південного сектору майданчика колишнього ВО «ПХЗ»

Аналіз просторового розподілу ПАЕД гамма-випромінювання на поверхні ґрунту і у приміщеннях колишнього уранового виробництва майданчика дозволяє виконати районування всієї території за такими критеріями:

1 – < 0,3 мкЗв·год$^{-1}$ – рівні природних флуктуацій гамма випромінювання природного фону;

2 – від 0,3 до 0,5 мкЗв·год$^{-1}$ – допустимий рівень ПАЕД, що не вимагає заходів втручання і визначено як максимальний рівень природного фону + 0,2 мкЗв·год$^{-1}$ згідно із рекомендаціями, які обґрунтовувалися в роботах [30] ;

3 – від 0,5 до 5,0 мкЗв·год$^{-1}$ (низький і середній рівні забруднення), будь-яка професійна діяльність може здійснюватися тільки за наявності радіаційного контролю і моніторингу;

4 – від 5,0 до 10,0 мкЗв·год$^{-1}$ (високий рівень забруднення), будь яка діяльність на них може здійснюватися тільки у відповідності до оцінок безпеки із певними обмеженнями перебування і регламентів радіаційного захисту;

5 – вище 10,0 мкЗв·год$^{-1}$ (дуже високий рівень забруднення), роботи на цих об'єктах і ділянках мають бути заборонені і дозволятися тільки з метою радіаційного контролю, здійснення заходів безпеки, у супроводі дозиметричного контролю і дозволів інспекторів з радіаційної безпеки (ДІЯРУ).

Виявлення таких зон для всієї території і окремих фрагментів території, наприклад, ділянки навколо колишніх цехів переробки уранових руд (будівлі 103, 104, 2б та інші) на рисунку 3.2 показали, що для даної території потрібно вводити певні обмеження доступу робітників і проводити її дезактивацію. Виявлення таких ділянок і об'єктів, а також оцінки потенційних доз опромінення персоналу під час перебування в них за відповідними сценаріями діяльності, були одним із завдань щодо обстеження і картографування території як елементу програм радіаційного контролю на території колишнього ВО «ПХЗ».

Аналіз даних дозволив визначити, що всі основні ділянки радіоактивно забрудненої території знаходяться у південному секторі майданчика. Північний сектор і території розташованих там підприємств мають рівні забруднення за показниками ПАЕД гамма-випромінювання не більше 0,5 мкЗв·год$^{-1}$. Всі основні джерела радіоактивного забруднення природного середовища і опромінення персоналу підприємств на майданчику колишнього ВО «ПХЗ» знаходяться у південному секторі. Загальна площа території із показниками ПАЕД гамма-випромінювання > 1 мкЗв·год$^{-1}$ складає більше 3,5 га (0,035 км^2), а площа забруднених територій з рівнями ПАЕД > 10 мкЗв·год$^{-1}$ складає біля 0,2 га (біля

0,002 км^2). Найбільш забруднені території розташовані навколо колишніх цехів виробництва уранових концентратів (див. Рис. 3.2). Можна припустити, що такі рівні забруднення були сформовані вже після припинення виробництва уранових руд шляхом вітрового перенесення радіоактивних часток із цехів уранового виробництва, а також в процесі демонтажу радіоактивно-забруднених елементів виробничої інфраструктури і транспортування залишків уранової продукції на території. Значно забрудненими також залишаються ґрунти покриття деяких хвостосховищ, а також ділянки розвантаження рудної сировини на майданчику.

Про різний характер і причини формування забруднення на території свідчать співвідношення між активністю радіонуклідів. На ділянках розвантаження і тимчасового зберігання руд активність у ґрунтах ^{238}U, ^{230}Th, ^{226}Ra, ^{210}Pb є практично однаковою, тоді як на ділянках виробництва уранових концентратів – у ґрунтах домінує активність ізотопів урану, а на територіях навколо цеху торієвої очистки радіонукліди ^{230}Th і ^{226}Ra. У пунктах тимчасового складування торієвих концентратів у ґрунтах і шламах домінує активність ^{230}Th. Високі рівні ПАЕД гамма-випромінювання, а відповідно і високий вміст ^{226}Ra, ^{230}Th, ^{210}Pb залишаються у матеріалі хвостів уранового виробництва. Усереднені характеристики вмісту радіонуклідів уран-торієвих рядів у ґрунтах і матеріалах на території майданчика наведено у таблиці 3.1, які отримано за участю автора даної роботи протягом періоду 2008-2017 рр.

Узагальнення типових характеристик вмісту радіонуклідів уранового ряду на різних об’єктах території майданчика ВО «ПХЗ» із різним рівнем ПАЕД гамма-випромінювання показує, що у якості основних джерел впливу розсіювання залишків уранового виробництва у природному середовищі залишаються будівлі колишнього уранового виробництва, а також седиментаційні відстійники і хвостосховища.

Питомі активності природних радіонуклідів уранового і торієвого рядів у місцях накопичення залишків уранового виробництва визначалися у різних об’єктах оцінки у дуже широких межах. Тому для оцінки кількісних

характеристик забруднення необхідно було проводити детальний відбір проб і застосовувати методи статистичної обробки даних вимірювань [114].

Типові узагальнені результати оцінки активності рудних матеріалів і залишків уранового виробництва у місцях їх скупчення і ґрунтах на території майданчика наведено у таблиці 3.1.

Таблиця 3.1

Типові концентрації активності радіонуклідів (кБк·кг$^{-1}$) у ґрунтах і залишках переробки уранових руд на майданчику колишнього ВО «ПХЗ»

Об'єкт	^{238}U(^{234}Th)	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{232}Th*
Ґрунти на майданчику (ПАЕД – 0,5-1,0 мкЗв·год$^{-1}$)	0,20-0,65	0,30-0,90	0,20-0,70	0,50-0,80	0,04-0,06
Ґрунти на майданчику (ПАЕД – 1,0-5,0 мкЗв·год$^{-1}$)	0,70-2,50	0,5-1,80	0,90-3,5	0,80 -3,8	0,05-0,06
Залишки U-виробництва у хвостосховищі «Західне»	12,2-60,5	24,2-490	34,2-280	27,8-175	0,05-28,5
Цех виробництва уранових концентратів	2500-4100	420-710	140-250	0,3-44,5	0,05-3,50
Залишки сухого осаду в екстракційних колонах (будівля № 103)	700-2200	10000 - 18000	19000 - 40000	10500 - 19500	120-250
Залишки торієвої очистки уранових концентратів (будівля №104)	0,35-3,50	45,0-640	1,6-34,0	0,4-34,2	0,40-7,10
Шлами седиментаційного відстійника №230 (секція 1)	0,15-14,1	0,85-240	0,47-51,5	0,55-50,0	0,05-4,50
Фосфогіпс кольських апатитів (хвостосховище «Дніпровське»)	0,03-0,20	0,03-0,40	0,04-0,40	0,03-0,50	0,01-0,05
Ґрунти за межами зони впливу, природний фон	0,02 -0,04	0,03-0,04	0,03-0,04	0,04-0,05	0,03-0,05

*) Вимірювання вмісту ^{232}Th виконано, методом гамма-спектрометрії, використовуючи гамма-лінію спектру випромінювання дочірнього елементу (^{228}Th) у рівновазі із материнським радіонуклідом.

3.2.2 Вертикальний розподіл радіонуклідів у ґрунтах майданчика

Для уточнення оцінки об'ємів забруднених ґрунтів і формування стратегії з їх подальшим поводженням були виконані дослідження вертикальної структури розподілу ПАЕД гамма-випромінювання за допомогою гамма каротажних досліджень свердловин, які пробурювались із використанням ручних та моторизованих бурів, а також відбір колонкових проб і вивчення питомої активності радіонуклідів уран-торієвих рядів для характерних за типом шарів відібраних колонок ґрунту на всіх основних ділянках забрудненої території колишнього ВО «ПХЗ». Всього на майданчику було проаналізовано вертикальну структуру розподілу радіонуклідів у 38-и колонках ґрунту, що відбиралися різними відбірниками довжиною від 30 см до 3 м. [69].

Типові приклади структури вертикального розподілу радіонуклідів уранового ряду в ґрунтах майданчику колишнього ВО «ПХЗ» показано на рисунку 3.3. Зокрема, наведено три характерні типи формування забруднення, а саме на фоновому майданчику за межами впливу безпосереднього впливу залишків руд і рудних концентратів (Рис. 3.3а). На таких ділянках співвідношення радіонуклідів уранового ряду в ґрунтах спостерігаються у межах фонових коливань активності урану, радію і торію на рівні 0,02-0,05 кБк·кг$^{-1}$.

Природний вектор вмісту радіонуклідів природного походження у ґрунтах фонових ділянок формується калієм-40. На рисунку 3.3б наведено типовий вертикальний розподіл радіонуклідів у складі рудних матеріалів до їх переробки, що заглиблені до 60-70 см від земної поверхні (активність радіонуклідів у рівновазі), а також дані про вертикальний розподіл у ґрунтах активності ^{232}Th і ^{40}K, які є приблизно такими ж, як і на фонових ділянках.

На рисунку 3.3в показано вертикальний розподіл радіонуклідів у ґрунті в районі розташування будівлі (№104) колишнього цеху торієвої очистки уранових концентратів і седиментаційних відстійників очистки торієвої фракції (споруда №230). Тут домінуючими у забрудненні є ^{230}Th у поверхневих шарах ґрунту, а також ^{238}U, що мають дуже високі активності (від 100 кБк·кг$^{-1}$ до 1000 кБк·кг$^{-1}$), а забруднення може досягати глибин 1,5 м. Очевидно, що такі особливості

вертикальної структури радіоактивних залишкових матеріалів у ґрунтах промислового майданчика мають бути враховані на етапах формування стратегії його дезактивації і поводження із такими забрудненими ґрунтами.

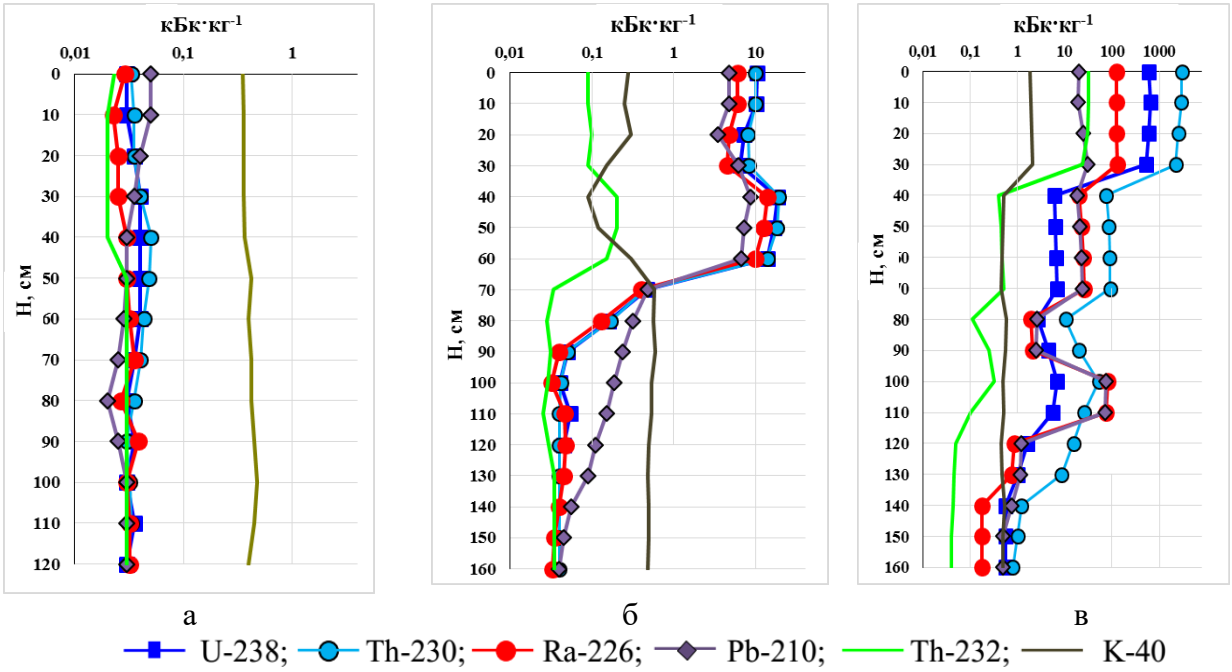


Рисунок 3.3 – Характерні типи розподілу радіонуклідів у ґрунтах майданчика надані у (кБк·кг$^{-1}$), де: а) природний фон; б) ділянка із рудними матеріалами; в) ділянка забруднена залишками переробки уранових руд

Аналіз отриманих результатів дозволяє встановити, що тільки на незначній площі території майданчика південного сектору забруднення поширюється на глибину менше від 0,2 до 0,5 м. На більшості ділянок із значним поверхневим забрудненням заглиблення радіонуклідів у ґрунтах поширюється на глибини до 1 м і більше. Вертикальна міграція радіонуклідів у ґрунтах на майданчику відбувалася під впливом суфозійних та інфільтраційних процесів, а також шляхом скидів і штучного покриття забруднених матеріалів і залишків рудних матеріалів відносно чистими ґрунтами. Дослідження, що були виконані дозволили оцінити приблизний об'єм ґрунтів на найбільш забруднених ділянках території із активністю ^{226}Ra від 100 до 1000 кБк·кг$^{-1}$ до 5 тис тон. [69, 123].

Загальний об'єм ґрунтів із питомою активністю ^{226}Ra в середньому від 10 до 100 кБк·кг$^{-1}$ може складати до 20 тис тон. Такі ґрунти мають бути вивезені для довготривалого утримання у хвостосховищі Сухачівське (секція-2).

3.3 Радіоактивне забруднення об’єктів колишнього уранового виробництва

3.3.1 Залишки інфраструктури уранового виробництва

Всього на майданчику колишнього ВО «ПХЗ» знаходиться більше 300 будівель та інженерних споруд. У циклі безпосередньої переробки уран містких руд було задіяно понад 30 споруд.

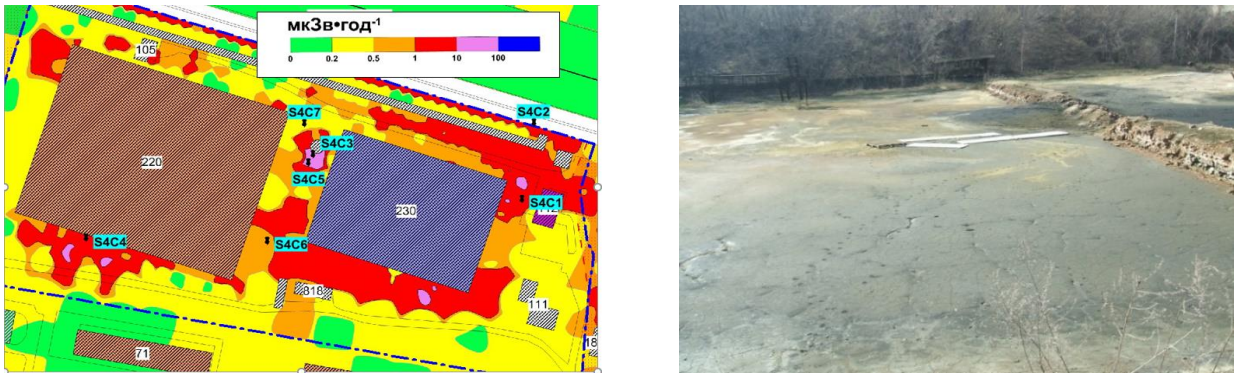
Саме у таких об’єктах колишньої інфраструктури уранового виробництва (Рис. 3.4) накопичено значні об’єми радіоактивних і хімічно-токсичних матеріалів, які під впливом природних факторів (атмосферне повітря і атмосферні води) сприяють розповсюдженню радіоактивних залишків уранового виробництва на прилеглі території у природному середовищі [64].

а б в г д є

Рисунок 3.4 – Загальний вигляд деяких елементів колишнього уранового виробництва, де: а, б, в – фрагменти будівлі №103 із дисперсними радіоактивними матеріалами у т. ч. – «жовтого кеку» (г); д – стіни будівлі №104 в аварійному стані; є – будівля №103 після консервації у 2021 р.

Після завершення виробництва уранових концентратів на майданчику очищення виробничих цехів проводилося вибірково або тільки у тих випадках коли об'єкти переходили в управління новим власникам. Ті ж будівлі, які за результатами обстеження у 90-х роках минулого століття були визнані техногенно-забрудненими і не придатними для перепрофілювання, були законсервовані до приведення їх у безпечний стан або остаточного рішення про їх демонтаж або дезактивацію. Фактичний нестабільний стан таких будівель показано на рисунку 3.4. До тимчасових заходів їх консервації, які виконано у 2021 р., накопичені в них матеріал радіоактивних залишків уранового виробництва були небезпечним джерелом розповсюдження їх на прилеглі території. Тому такі будівлі підлягають у майбутньому дезактивації і демонтажу.

До найбільш забруднених елементів колишньої інфраструктури можна також віднести колишні седиментаційні відстійники торієвої фракції (споруда №230 на рисунку 3.5), шлами яких містять ^{230}Th і ^{226}Ra із високими рівнями забруднення (до 20 кБк·кг$^{-1}$). В період експлуатації вони були заповнені водою, а в сучасних умовах висохли (Рис. 3.5б). Тому забруднений матеріал у відстійнику із високим вмістом радіонуклідного забруднення є джерелом вторинного вітрового рознесення на прилеглі території. Детальні результати досліджень майданчиків впливу радіоактивних шламів надано у звітах [32, 123].



а б

Рисунок 3.5 – Просторовий розподіл ПАЕД гамма-опромінення (мкЗв·год$^{-1}$) навколо шламонакопичувачів секції № 220 і № 230 (а) і загальний вигляд осушених шламів очищення торієвої фракції, (б)

Для обґрунтування заходів приведення майданчика у безпечний стан на прилеглих територіях до таких будівель і безпосередньо в місцях накопичення продуктів переробки уранових руд були виконані роботи з оцінки радіоактивного забруднення матеріалів і роботи за регламентами регулярного моніторингу їх впливу на прилеглі території. Обстеження виконувалися в рамках виконання державних програм, а також кількох міжнародних проектів [32, 124,125] за участю і під керівництвом автора даної роботи. Зокрема, були розроблені програми сезонного моніторингу радону-222 і аерозольного забруднення у приміщеннях колишнього уранового виробництва і на прилеглих територіях, а також виконано обстеження розсіяного матеріалу і радіоактивного пилу, який став джерелом винесення радіоактивних матеріалів у природне середовище під впливом вітру в умовах руйнування будівельних конструкцій. Крім того результати моніторингових досліджень стали основою для розрахунку доз потенційного опромінення персоналу, який буде залучатися для дезактивації демонтажу обладнання і будівельних конструкцій.

3.3.2 Стан радіаційної обстановки у виробничих приміщеннях

У даному розділі надаються результати та їх узагальнення з обстеження і аналізу забруднення найбільш радіаційно-небезпечних будівель, що розташовані на майданчику, а саме, результати обстеження радіаційного стану будівель №103 (технологічного циклу з екстракції урану) і №104 (технологічного процесу торієвого очищення). Обстеження виконувалися за участю автора і опубліковано у роботах [78, 125].

В період експлуатації виробничого комплексу ВО «ПХЗ» у будівлі №103 виконувалися роботи з екстракції уранових концентратів із комплексних радіохімічних розчинів після вилуговування, а також прожарювання і пакування готової продукції (закис-окису урану). Устаткування ділянки прожарювання напівфабрикату було демонтовано і частково очищено; обладнання із цехів екстракції не були демонтовані і на даний час залишаються найбільш забрудненими з усіх будівельних об’єктів на майданчику. Загальний вид такого

обладнання надано у приміщеннях колишнього цеху екстракції уранових концентратів у будівлі №103 показано рисунку 3.6.

Рисунок 3.6 – Загальний вигляд колишнього уранового виробництва у будівлі №103: екстракційні чани заповнені залишками уранового виробництва (зліва) і приміщення із розсіяними радіоактивними матеріалами (справа)

Особливо забрудненими є ділянки у апаратів екстракції на третьому рівні з висохлими комплексними радіохімічними розчинами , які частково зруйновані і мають відкритий доступ до їх наповнення. На поверхні окремих чанів та біля екстракційних колон ПАЕД гамма-випромінювання досягає дуже високих рівнів - 1000-2500 мкЗв·год$^{-1}$.

Будівля №104 (колишній цех №5) була одним із основних об'єктів уранового виробництва колишнього ВО «ПХЗ», де в період з 1953 р. по 1991 р. проводились роботи з грубого осадження ^{230}Th із розчинів комплексних хімічних концентратів після вилуговування їх у будівлі № 2Б. У даній будівлі накопичено залишки уранового виробництва із підвищеним вмістом торію-230 і радію-226, тоді як у будівлі №103 у накопичених матеріалах переважає активність ^{238}U.

Показники щільності забруднення підлоги і поверхонь обладнання цеху залишками рудних концентратів у таких приміщеннях є дуже неоднорідними. У колишніх побутових приміщеннях будівлі концентрації активності пилу і залишкових матеріалів переробки руд за показниками вмісту ^{238}U і ^{226}Ra були визначені на рівнях від 0,3 до 2,5 кБк·м$^{-2}$, тоді як у колишніх виробничих

приміщеннях вміст ^{238}U і ^{226}Ra у розсіяних матеріалах досягає 5-10 кБк·м$^{-2}$ і вище. За походженням розсіяні матеріали представляють собою залишки рудних і сорбційних матеріалів, а також продукти переробки руд і готової продукції, у тому числі закис-окису урану (жовтий кек). У перерахунку на ваговий вміст закис-окису урану на деяких ділянках було виявлено у кількостях від 30 до 100 г·м$^{-2}$. У деяких місцях були виявлено скупчення залишків уранового виробництва також із дуже високим вмістом радію-226 і торію-230.

Такі об'єкти стали джерелами формування радіоактивного пилу, який легко розповсюджувався у будівлі і за його межами на прилеглі території. Саме тому у будівлях було виконано кілька серій відбору проб аерозолів в сухі і вологі сезони року, а також регулярно виконувалися відбори проб атмосферного повітря на прилеглих територіях з метою оцінки потенційних інгаляційних впливів на робітників діючих підприємств, що працюють на майданчику Вибіркові результати вивчення вмісту радіонуклідів уран-торієвих рядів у приміщеннях колишнього уранового виробництва надано у Таблицях 3.2 і 3.3.

Таблиця 3.2

Питома активність радіонуклідів уран-торієвих рядів в матеріалах розсипаних на підлозі приміщень

Показники	Питома активність радіонуклідів, кБк·кг$^{-1}$ (сухої ваги)					
	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{230}Th	^{232}Th
Будівля №103						
Мін- макс	2,36-3200	0,33-170	0,18-86	0,20-75	0,30-435	0,03- 3,5
$\overline{X}_{мін}$ - $\overline{X}_{макс}$	17,6-200	8,4-77,6	3,7-42,5	3,7-42,5	13,3-73,2	0,1-1,2
$\dot{X}\cdot\varepsilon_{геом}$	$33,6\cdot4,7^{\pm1}$	$12,9\cdot2,7^{\pm1}$	$7,2\cdot2,7^{\pm1}$	$7,2\cdot2,7^{\pm1}$	$21,6\cdot2,8^{\pm1}$	$0,27\cdot2,5^{\pm1}$
Будівля № 104						
Мін- макс	0,35-3,50	1,6-34,0	0,4-34,5	0,4-34,5	45-640	0,4 - 7,1
$\overline{X}_{мін}$ - $\overline{X}_{макс}$	0,60-2,6	8,2-24,0	3,0-24,0	3,0-24,0	100-360	1,5-4,7
$\dot{X}\cdot\varepsilon_{геом}$	$0,87\cdot2,2^{\pm1}$	$9,1\cdot2,3^{\pm1}$	$9,9\cdot2,2^{\pm1}$	$9,9\cdot2,2^{\pm1}$	$180\cdot2,3^{\pm1}$	$2,3\cdot1,9^{\pm1}$

Таблиця 3.3

Об’ємна активність радіонуклідів уран-торієвих рядів в аерозолях приміщень будівель №№ 103, 104 (результати 2009-2015 рр.)

Показники	Об’ємна концентрація радіонуклідів, n 10^{-3} (Бк·м$^{-3}$)					
	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{230}Th	^{232}Th
Будівля №103						
Мін - макс	0,83 - 73,4	0,04 - 8,10	0,37 -1,81	0,11 - 0,55	0,70 - 3,80	0,01 - 0,05
$\overline{X}_{мін}$ - $\overline{X}_{макс}$	1,8-52,0	0,24-2,65	0,52-1,35	0,16-0,40	0,80-3,00	0,01-0,04
$\dot{X}\cdot\varepsilon_{геом}$	$3,7\cdot2,8^{\pm1}$	$0,59\cdot2,4^{\pm1}$	$0,80\cdot1,4^{\pm1}$	$0,24\cdot1,4^{\pm1}$	$1,55\cdot1,6^{\pm1}$	$0,02\cdot1,4^{\pm1}$
Будівля № 104						
Мін - макс	0,04 - 0,25	0,08 - 0,75	1,13 -2,75	0,45 - 0,65	0,64 - 9,25	0,02 - 0,35
$\overline{X}_{мін}$ - $\overline{X}_{макс}$	0,05-0,17	0,20-0,56	1,62-2,20	0,54-0,65	0,90-6,78	0,05-0,25
$\dot{X}\cdot\varepsilon_{геом}$	$0,084\cdot1,8^{\pm1}$	$0,29\cdot1,8^{\pm1}$	$1,96\cdot1,1^{\pm1}$	$0,60\cdot1,1^{\pm1}$	$3,88\cdot1,6^{\pm1}$	$0,09\cdot2,1^{\pm1}$

Оскільки у приміщеннях таких будівель накопичені у значній кількості залишки переробки уранових руд із високим вмістом урану і радію, то за рахунок еманації радону у приміщеннях також накопичується радіоактивний газ Rn-222. Незважаючи на те, що приміщення будівлі №103 до їх консервації були добре вентильованими, в них спостерігалися відносно високі об’ємної активності (ОА) радону від 200 до 500 Бк·м$^{-3}$ у відкритих просторих цехах і до 1500-3000 Бк·м$^{-3}$ у закритих і невентильованих приміщеннях.

Дуже високі ОА ^{222}Rn спостерігалися і в інших будівлях майданчика «ПХЗ». Наприклад, у підвалах будівлі №6 (колишнього гідрометалургійного заводу) ОА ^{222}Rn спостерігалися вище 20 кБк·м$^{-3}$. Тому перебування у таких приміщеннях до їх очищення або демонтажу було заборонено.

Радіоактивні залишки переробки уранових руд у таких приміщеннях також є джерелами забруднення прилеглих територій. Високі рівні забруднення на прилеглих до будівлі №103 територіях - до 10 мкЗв·год$^{-1}$, були визначені як

результат винесення радіоактивних часток залишків уранового виробництва із приміщень даної будівлі під впливом природної вентиляції вітром.

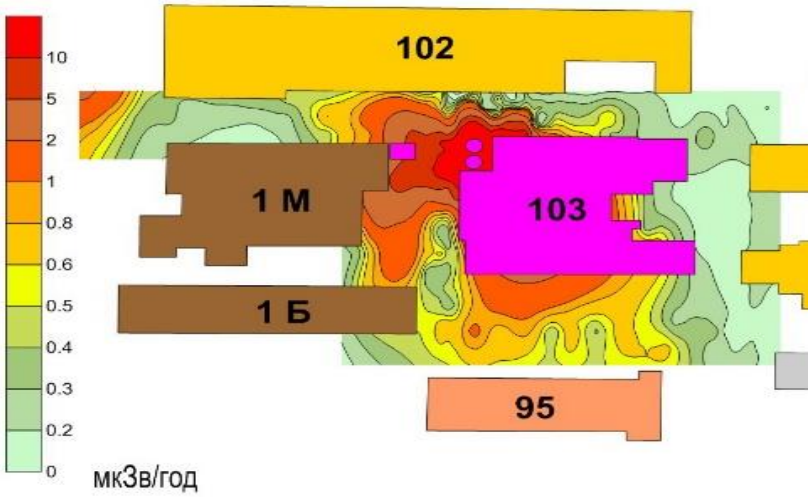


Рисунок 3.7 – Схема ПАЕД гамма-випромінювання (мкЗв·год$^{-1}$) ділянках території прилеглих до будівель №103, №102, №95б 1Б і 1М [122]

До 2021 р., коли було здійснено заходи консервації даного приміщення, високоактивні частки радіоактивного пилу виносилися на прилеглі території і сформували відповідний шлейф радіоактивного забруднення (Рис. 3.7). Такі території підлягають очищенню шляхом зняття шару ґрунту не менше 0,5 м.

Результати обстеження внутрішніх приміщень будівлі №103 показали, що у підвальних приміщеннях колишнього цеху уранового виробництва регулярно накопичуються значні об’єми води атмосферного походження (результат дощів і сніготанення), які також мають високий вміст урану і характеризуються високими показниками сумарної альфа-активності (до 500 Бк·дм$^{-3}$). Тому такі води потрібно регулярно відкачувати і очищувати.

На територію майданчика у різні періоди часу після припинення уранового виробництва завозили також інші радіоактивно-забруднені матеріали, зокрема насосно-компресорні труби нафто-газового комплексу, які планували очистити від накопичених нашарувань осаду із високим вмістом радію-226 і торію-232 (від 500 до 2000 Бк·кг$^{-1}$). Тому в рамках аналізу безпеки також виконувалися оцінки загальної кількості і характеризація радіоактивно забруднених матеріалів на майданчику, оскільки поводження з ними потребує радіаційного контролю.

3.4 Результати забруднення атмосферного повітря та їх аналіз

3.4.1 Аерозольне забруднення майданчика і прилеглих територій

Забруднені радіонуклідами території і об'єкти колишнього ВО «ПХЗ» є джерелами вітрового підйому часток пилу і формування радіоактивних аерозолів за рахунок техногенно-підвищеного вмісту радіонуклідів природного походження. Вивчення динаміки радіоактивного забруднення повітря спільно із дослідженнями забруднення підстильної поверхні виконувалися з метою оцінки впливу природних (вітровий підйом) і техногенних факторів (земельні, будівельні роботи на забруднених об’єктах і територіях). Результати спостережень використовувалися також для параметризації математичних моделей перенесення радіонуклідів в атмосферному повітрі і як вихідні дані для оцінки доз інгаляційного опромінення людей, що працюють на майданчику і проживають на прилеглих територіях.

Всього за період з 2005 р. по 2018 р. проведено 66 серій спостережень із двох-тижневою експозицією, які охоплювали літній та осінній сезони, а також частково зимові періоди спостережень.

Статистичний аналіз днів із вітрами і штилів показав, що за весь період спостережень найбільша кількість днів із швидкістю повітря більше 5 $м \cdot с^{-1}$ і найменшою кількістю днів із штилями було зафіксовано в період з 2010 р. по 2012 р. Можна таким чином, припустити, що в цей період спостерігалися найбільш сприятливі умови для розповсюдження забруднених аерозолів з території майданчика колишнього «ПХЗ» за його межі. Спостереження за атмосферними випадіннями на планшети у межах майданчика і за його межами показали, що вплив вітрового підйому з території майданчика (забруднених ділянок) за його межі є несуттєвим і не може впливати на збільшення локального радіаційного забруднення атмосферного повітря у місті [77, 78].

Результати спостережень за характеристиками аерозольного забруднення радіонуклідами уран-торієвих рядів за період з 2006 р. по 2018 р. дозволили визначити середні значення ($\overline{X}$), середньоквадратичне відхилення (s) і параметри

тимчасової мінливості (W,%), а також медіанні, мінімальні і максимальні значення для показників щільності радіоактивних випадінь, а також для показників об'ємної концентрації активності природних радіонуклідів (^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Th) за результатами ізо-кінетичних відбірників пилу навколо хвостосховищ уранового виробництва і найбільш забруднених будівель [126].

Для більшості пунктів спостережень навколо хвостосховищ показники тимчасової мінливості радіоактивних випадінь перевищують рівень 0,75, що свідчить про значну варіабельність даних цих показників, які мають широкий діапазон коливань в залежності від пори року, змінюється по роках, а також залежать від техногенно впливу (наприклад, проведення земельних робіт або пересування транспорту у межах пунктів спостережень, які призводять до підйому та перенесенню тонких частинок ґрунту і пилу).

Аналіз отриманих даних спостережень за забрудненням аерозолів на території майданчика ВО «ПХЗ» виконували за двома напрямками, порівнюючи фактичні і статистичні показники забруднення аерозолів із фоновими рівнями забруднення за межами зони впливу майданчика (метеостанція м. Кам'янське), а також із показниками рівнів дії, що наведені у НРБУ-97 [26] для категорій А (персонал) і населення (категорія В).

Фоновий рівень для показників об'ємної активності радіонуклідів в аерозолях визначали у відповідності до керівництва [118]. За величину фонової концентрації *і-го* радіонукліду $C_{фі}$ (Бк·м$^{-3}$) або щільності радіоактивних випадінь для певних радіонуклідів $C_{фі}$ (Бк·м^{2}·с$^{-1}$) брали середнє багаторічне значення концентрацій за даними спостережень забруднення атмосферного повітря за межами майданчика (метеостанція м. Кам'янське), виключаючи 5% найбільш високих значень статистичного розподілу у таблиці 3.4. На основі визначених фонових показників розраховувались інтегральні показники перевищення над фоном ($Q_f = C_i/C_f$), які в подальшому використовувались для оцінки рівнів забруднення для певних ділянок території ВО «ПХЗ».

Результати статистичної обробки даних спостережень за радіоактивними випадіннями і об'ємними концентраціями радіонуклідів на різних ділянках

території колишнього ВО «ПХЗ» показали, що у вологі періоди і в умовах відсутності вітру характеристики забруднення майданчика радіоактивними аерозолями не суттєво відрізняються від показників випадіння на фоновій ділянці у межах м. Кам'янське (на відстані біля 10 км від майданчика).

Таблиця 3.4

Характерні рівні активності радіонуклідів в аерозолях

Показники	Активність радіонуклідів			
	U-238	**Ra-226**	**Pb-210**	**Th-232**
Фонові рівні забруднення, метеостанція м. Кам'янське				
Щільність випадінь, [10^{-6}·Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$]	0,05	0,06	1,85	0,03
Об'ємна активність,[10^{-6}·Бк·м$^{-3}$]	4,2	4,4	470	2,5
Середні із мінімальних рівнів забруднення території колишнього ВО «ПХЗ»				
Щільність випадінь, [10^{-6}·Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$]	0,07	0,08	1,85	0,04
Об'ємна активність, [10^{-6}·Бк·м$^{-3}$]	5,2	6,2	470	2,6
Середні типові рівні забруднення території колишнього ВО «ПХЗ»				
Щільність випадінь, [10^{-6}·Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$]	0,25	0,26	3,20	0,06
Об'ємна активність, [10^{-6}·Бк·м$^{-3}$]	15,6	16,6	730	5,5
Середні максимальні рівні забруднення території колишнього ВО «ПХЗ»				
Щільність випадінь, [10^{-6}·Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$]	2,10	3,50	5,90	0,30
Об'ємна активність, [10^{-6}·Бк·м$^{-3}$]	300	425	1400	35,5
Контрольні рівні*				
$ДК_{В\ інгал.}$ об'ємної активності, [10^{-6}·Бк·м$^{-3}$]	3000	700	5000	400
$ДК_{А\ інгал.}$ об'ємної активності, [10^{-6}·Бк·м$^{-3}$]	200000	60000	400000	30000

*Контрольні активності об'ємної активності аерозолів $ДК_{Аінгал.}$ і $ДК_{Вінгал.}$ як допустимі для персоналу (група А – персонал і група В – населення) [26]

Максимальні рівні забруднення повітря у межах впливу хвостосховищ можуть перевищувати типові фонові рівні до 100 і більше разів і спостерігаються переважно у вітряні теплі сухі сезони року. Проте, порівняння навіть найбільш високих рівнів забруднення аерозолів повітря за період спостережень

радіонуклідами уран-торієвих рядів показали, що вони були нижче за показники допустимих рівнів забруднення атмосферного повітря для робочих зон ($ДК_{А\ інгаляц.}$) і для населення ($ДК_{В\ інгаляц.}$) [26].

Найбільш високі рівні забруднення атмосферного повітря радіоактивними аерозолями спостерігалися на поверхні хвостосхвовищ в умовах відсутності захисного покриття на їх поверхні у сухі періоди з вітром, а також у забруднених приміщеннях, де були накопичені диспергувані частки концентратів уранового виробництва.

Так, наприклад, коли на території хвостосховища «Південно-Східне», де в період з серпня по листопад 2008 р. і з червня по серпень 2009 р. проводились земельні роботи для спорудження тимчасового ґрунтового покриття, вміст радіонуклідів уранового ряду, що були асоційовані із пилом і частками аерозолів зростав на 1-2 порядки величин порівняно із даними фонового аерозольного забруднення (Рис. 3.8). Після спорудження нового покриття на хвостосховищі у 100% випадків щільність випадінь залишається на досить низькому рівні, а відносні характеристики забруднення повітря аерозолями в окремі періоди можуть несуттєво перевищувати фонові рівні (переважно за рахунок перенесення пилу) [126].

Подібні ситуації спостерігалися і в районах поводження із шламами радіоактивних матеріалів. Тому, підчас будь-яких робіт інженерних робіт із ремонту або спорудження нового захисного покриття на поверхні хвостосховищ, зняття ґрунту на забруднених ділянках території, на маршрутах перевезення радіоактивних залишків виробництва потрібно запроваджувати спостереження за забрудненням повітря і проводити заходи із пило-гасіння шляхом постійного зволожування транспортних шляхів і територій ведення земельних або будівельних робіт на забруднених територіях. У деяких випадках мають застосовуватися методи індивідуального інгаляційного моніторингу.

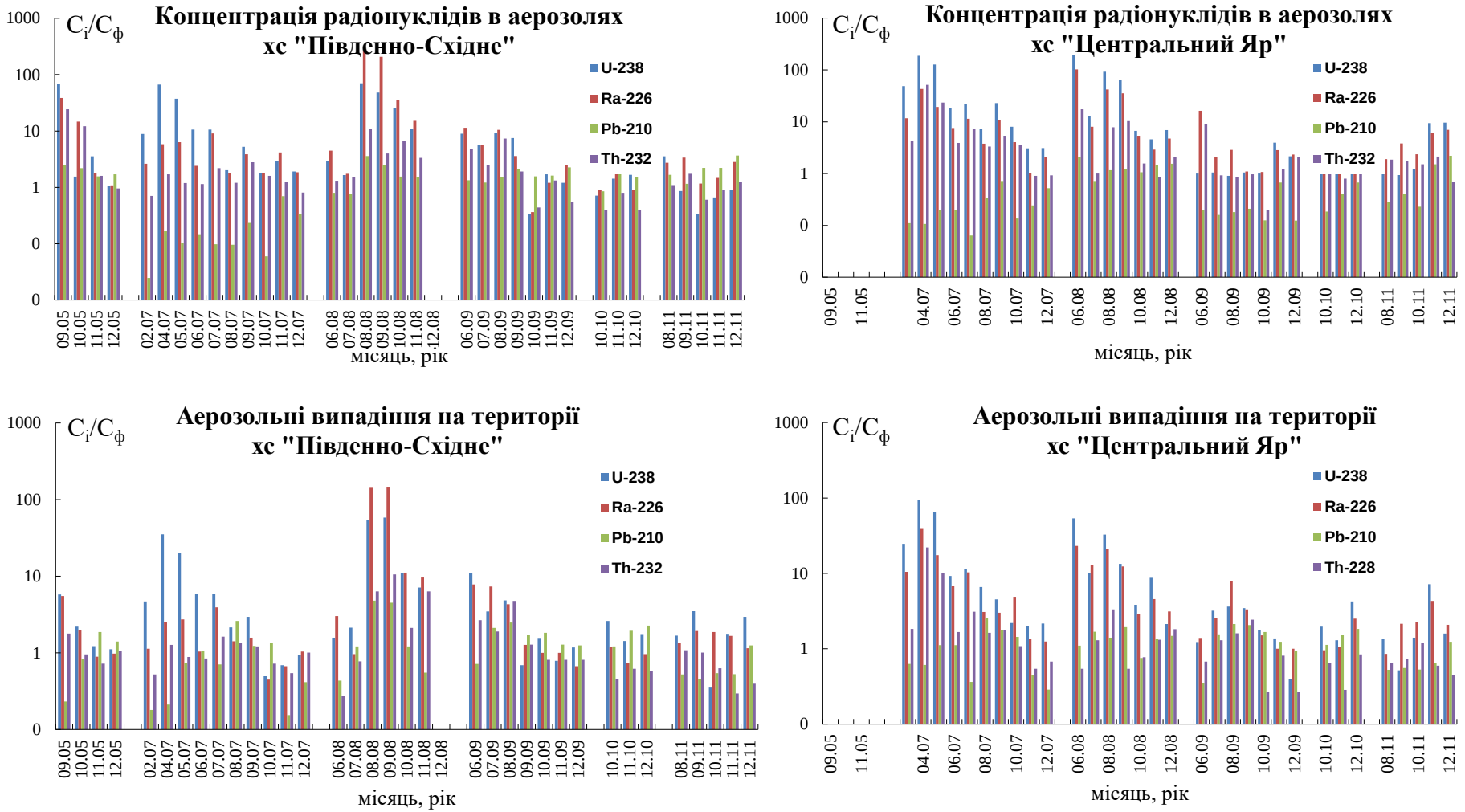


Рисунок 3.8 – Динаміка відносної об'ємної активності радіонуклідів та щільності їх випадінь на території хвостосховищ «Південно-Східне» і «Центральний Яр» у різні періоди спостережень до їх концентрації в пункті фонових спостережень

Результати статистичної обробки даних спостережень за період 2005-2011 рр., що наведені на рисунку 3.8, показали, що динаміка формування радіоактивного забруднення атмосферними аерозолями також відповідає сезонним особливостям метеорологічних факторів і стану підстильної поверхні, як джерела вітрового підйому аерозолів. Найбільші відхилення рівнів забруднення атмосферного повітря на майданчику в районах хвостосховищ «Південно-Східне» і «Центральний Яр» спостерігалися у сухі сезони року (травень – серпень). В такі періоди, також переважно і проводилися роботи у межах і на прилеглих територіях до хвостосховищ. В періоди підвищеного зволоження ґрунтів (рання весна, осінь і зимовий періоди) атмосферне забруднення повітря природними радіонуклідами не суттєво відрізняється від фонових рівнів, які спостерігаються у м. Кам'янське. Протягом зимових періодів, коли поверхня хвостосховищ і територія майданчика покривалися снігом, рівні забруднення атмосферного повітря у межах майданчика падали і наближалися до фонових.

Результати статистичної обробки даних спостережень, дозволили застосувати підхід порівняльного аналізу концентрацій об'ємної активності і щільності випадінь ^{238}U і ^{226}Ra, подібно до того як було описано в роботі [127].

В умовах наявності рослинного покриття відстань розповсюдження вітром радіоактивних аерозолів навіть в умовах помірних і сильних вітрів (5-10 $м \cdot с^{-1}$) скорочується. Аналіз багаторічних спостережень на майданчику і об'єктах складування залишків уранового виробництва дозволяє зробити висновок, що залишки уранового виробництва у вигляді часток пилу із підвищеним рівнем вмісту радіонуклідів уран-торієвих рядів під впливом вітру за період спостережень могли переноситися на відстані до 500 м. Можна припустити, що в екстремальних погодних умовах, сухої погоди і значних вітрів, частки залишків уранового виробництва можуть переноситися тільки на невеликі відстані від кількох сотень метрів до 1 км від місця вітрового підйому, а тому вітровий транспорт забруднених аерозолів з майданчика не може суттєво впливати на радіологічну ситуації місць проживання населення міста [77, 78, 123, 126].

3.4.2 Особливості визначення ^{210}Po в аерозолях

Вивчення характеристик аерозольного забруднення на майданчику колишніх уранових виробництв дозволили також провести ряд методичних досліджень. Зокрема, однією із методичних проблем в оцінках доз інгаляційного опромінення людей постало питання визначення полонію-210 (^{210}Po), активність якого асоційовано із частками аерозолів у повітрі. Для приблизних скринінгових оцінок активності ^{210}Po визначалися у припущенні, що його активність перебуває у рівновазі із материнським радіонуклідом ^{210}Pb. Натомість, у ряді випадків рівноважний стан, а відповідно, і співвідношення активності ^{210}Po і ^{210}Pb в аерозолях порушується. Труднощі визначення ^{210}Po у пробах аерозолів пов'язані із застосуванням методів альфа-спектрометрії, що потребують радіохімічної підготовки і, зокрема, кислотного вилуговування радіонуклідів із матеріалу проби без озолювання [90].

Це зумовлює певні вимоги до методу відбору проб аерозолів, а саме:

- кількість об'єму повітря для прокачування на фільтр має бути досить значною, принаймні не менше 1000 м^3;
- мінімальна площа поверхні фільтру для прокачування повітря – 100 см^2;
- фізико-хімічні властивості матеріалу фільтру мають дозволяти вилуговування максимально можливої кількості радіонукліду із матриці аерозолю кислотним розчином.

Для відбору проб аерозолів використовувалися повітря-фільтруючі засоби типу ПФЗ, що дозволяли прокачувати повітря із значною великою швидкістю (до 1 м^3 за хвилину) і застосуванням скло-волоконних фільтрів діаметром 11 см (площа біля 100 см^2).

Для перевірки повноти виділення ^{210}Pb і точності визначення його активності методом бета-радіометрії із застосуванням відповідної радіохімічної процедури, вміст ^{210}Pb на фільтрах попередньо вимірювали на гамма-спектрометрі для визначення активності, а потім із застосуванням радіохімічної процедури визначали активність ^{210}Pb і ^{210}Po [90]. Порівняльний аналіз визначення свинцю-

210 і полонію-210 показано на рисунку 3.9 для 25-ти контрольних проб, що відбиралися для різних періодів і сезонів року на різних хвостосховищах майданчика колишнього ВО «ПХЗ». Результати дозволили визначити співвідношення між активністю ^{210}Po і ^{210}Pb на рівні 33±11% в аерозолях.

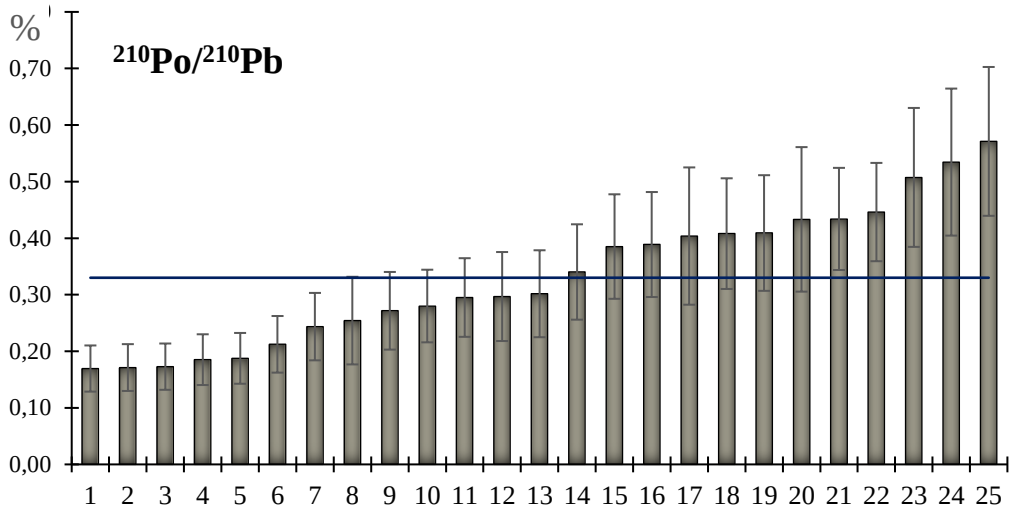


Рисунок 3.9 – Визначені співвідношення об'ємної активності ^{210}Po і ^{210}Pb в аерозолях повітря при застосуванні методів альфа- та гамма-спектрометрії

Отримана величина із даного спів-відношення використовувалася у подальшому для оцінки активності ^{210}Po в аерозолях повітря за результатами відносно простого вимірювання ^{210}Pb методами гамма-спектрометрії.

Результати оцінок активності ^{210}Po використовувалися для розрахунків ефективних доз інгаляційного опромінення персоналу на майданчику.

Одночасний відбір проб аерозолів у приміщеннях будівель і за їх межами дозволило визначити коефіцієнти захисної ролі приміщень будівель в умовах вітрового розповсюдження забруднених матеріалів у формі аерозолів і показати, що за межами будівель опромінення персоналу за рахунок виносу радіоактивного пилу, зокрема полонію-210, що накопичено у танках і приміщеннях будівель не є визначальним.

Оцінки доз опромінення інгаляційним шляхом наведено в розрахунках, що виконано за участю автора і опубліковано в роботах [125, 128].

3.4.3 Забруднення аерозолів токсичними металами

Основним джерелом надходження забруднених часток пилу в атмосферу на майданчиках спадщини уранових виробництв, що асоційовані із металами (миш'як, свинець, кобальт, кадмій, марганець та інші) є ті ж джерела скупчення концентрованих залишків уранової продукції, що і для радіонуклідів уран-торієвих рядів у будівлях.

Отримані результати для кожного пункту спостережень порівнювались із показниками фонових концентрацій цих же елементів в аерозолях для пункту відбору аерозолів на фонових станціях (метеостанції м. Кам'янське і мкр. Таромське), а також із показниками гранично-допустимих концентрацій таких металів у повітрі (аерозольна фракція) [129]. Індекси забруднення аерозолів металами, визначалися у відповідності до методики [119], як відношення осереднених фактичних об'ємних концентрацій металів різного класу токсичності (у процентному відношенні) до рівнів ГДК (Таблиця 3.5).

Таблиця 3.5

Середні показники індексу забруднення металами аерозолів на території колишнього ВО «ПХЗ» протягом сухих сезонів 2009-2011 рр.

Індекс забруднення металами (ІЗ,%)												
1 клас небезпечності					2 клас небезпечності				3 клас		Zc	
Pb	Co	Cr	V	Cd	Mn	Ni	Cu	As	Fe	Zn	Zc	±
Фонові спостереження, метеостанція м. Кам'янське												
9	0,06	0,5	0,14	1,6	5	0,4	0,2	0,02	1	0,1	18	5
хвостосховище «Центральний Яр»												
15	0,19	0,8	0,32	10	18	0,9	0,3	0,06	2	0,9	47	21
Будівля № 103												
20	0,10	1,1	0,32	7	19	0,9	0,5	0,09	3	0,3	53	26
хвостосховище «Західне»												
31	0,08	1,0	0,04	9	18	0,5	0,6	0,04	6	0,3	67	28
хвостосховище «Південно-Східне», в період проведення земельних робіт												
35	0,44	4,6	2,41	5	58	1,8	1,0	0,10	14	0,4	119	42
хвостосховище «Південно-східне» після завершення земельних робіт												
21	0,17	1,0	0,32	12	12	0,6	0,5	0,06	5	0,2	52	2

За період спостережень (2009-2011 рр.) на майданчику колишнього ВО «ПХЗ» в пунктах відбору проб біля основних джерел можливого пиле-підйому не було виявлено перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК) для середньодобових концентрацій металів в аерозолях. Проте індекси забруднення повітря у безпосередній близькості до об'єктів концентрованого утримання залишків уранового виробництва у деякі періоди спостерігалися досить високими для таких елементів, як свинець (15-35%), марганець (5-20%), кадмій (5-12%). В цілому на майданчику не було виявлено чіткого кореляційного зв'язку із вмістом в аерозолях радіонуклідів і металів в одних і тих же пробах (r^2=0,30, $p<0.05$). Приклад відносного впливу різних об'єктів спадщини уранового виробництва на забруднення атмосферного повітря по відношенню до фонових концентрацій (мінімальні рівні забруднення атмосферного повітря на метеостанції міста) за 2009 р. показано на рисунку 3.10.

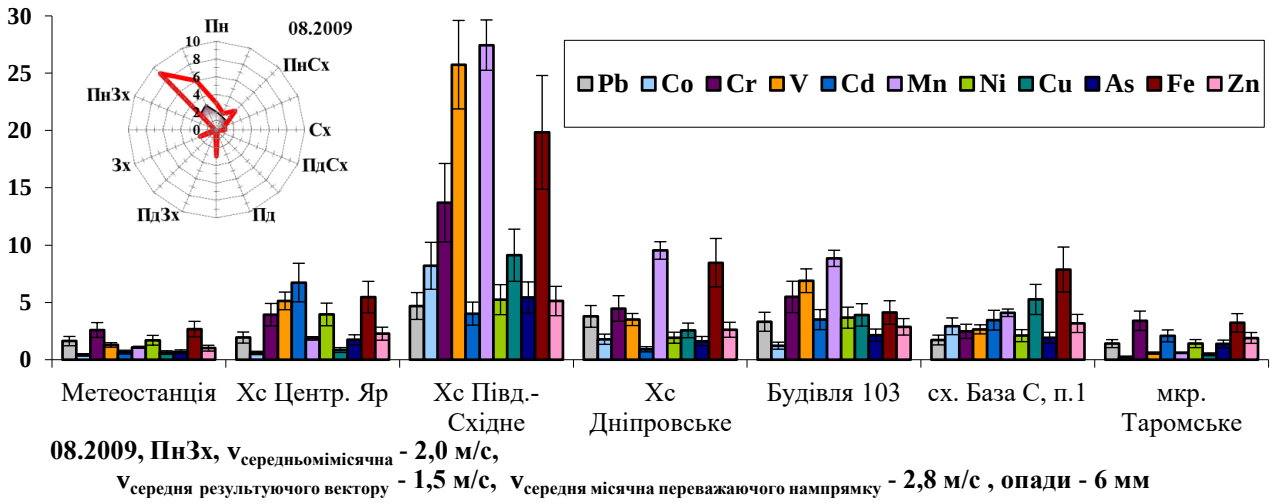


Рисунок 3.10 – Відносні індекси забруднення атмосферного повітря не-радіоактивними металами порівняно із фоновими рівнями вмісту забруднюючих елементів, що асоційовані із аерозолями атмосферного повітря для всіх основних хвостосховищ майданчика ВО «ПХЗ» за серпень 2009 р.

Результати свідчать про те, що вміст металів в аерозолях біля об'єктів спадщини уранового виробництва може перевищувати їх фонові концентрації в середньому від 2-х до 30 разів, і від 2-х до 10 разів у випадіннях особливо у період проведення земляних робіт.

3.5 Узагальнення результатів дослідження об'ємної активності ^{222}Rn

3.5.1 Об'ємна активність і ексхаляція ^{222}Rn у ґрунтах майданчика

У залишках уранового виробництва присутні мінерали урану (зокрема, урану-238), продуктом розпаду якого є радій-226, а, відповідно, і його дочірній радіонуклід ^{222}Rn (який є радіоактивним газом), що виділяється із мінеральних часток. Характеристикою щільності потоку газу радону із ґрунту (хвостового матеріалу або ґрунтового покриття хвостосховища) є ексхаляція ^{222}Rn. В природних умовах ексхаляція ^{222}Rn і продуктів його розпаду у приземному шарі повітря корелює із вмістом ^{226}Ra у поверхневому шарі ґрунту. Ексхаляція радону в атмосферу для кожного конкретного пункту спостережень також залежить від температури, вологості і тиску атмосферного повітря. Саме тому об'ємна активність радону у приземному шарі атмосфери має суттєву мінливість протягом суток, а також сезонів року [130, 131, 132].

Регулярні вимірювання характеристик об'ємної активності (ОА) ^{222}Rn у поровому повітрі ґрунту і характеристики ексхаліції радону з поверхні покриття хвостосховищ і ґрунту виконувалися на майданчику ВО «ПХЗ» з метою оцінки ефективності характеристик захисного покриття хвостосховищ і на забруднених рудними залишками ділянках території. Ґрунтове повітря викачувалося з глибини 0,5 м відповідно до методу, що описано в роботі [79], для визначення ОА ^{222}Rn застосовувався метод рідинно-сцинтиляційного лічення.

Результати досліджень на фонових ділянках ОА ^{222}Rn в ґрунті (середні значення на рівні 8,5±1,5 кБк·м$^{-3}$) на глибині 0,5 м добре узгоджується із даними роботи [130], згідно із якими фонові значення ОА ^{222}Rn у ґрунтах при-поверхневих піщано-глинистих відкладів на глибині 0,5-1,0 м даного регіону можуть коливатися від 5 до 100 кБк·м$^{-3}$ [133].

Для районів близького залягання уранових руд або порід з проявом уранової мінералізації (до яких можна віднести і хвостосховища уранового виробництва із залишками ^{226}Ra) ОА ^{222}Rn у ґрунті можуть коливатися від 700-1000 до 30 тис кБк·м$^{-3}$.

Згідно проведених досліджень на території сховища «База «С» (де верхній шар ґрунту забруднено залишками уранової руди) середня ОА ^{222}Rn в ґрунті визначалися межах 18,1-40,0 кБк·м$^{-3}$, максимальні значення 505±50 кБк·м$^{-3}$ спостерігалися в центральній частині.

На території хвостосховища «Сухачівське» (секція-1) у межах осушених пляжів покритих залишками уранового виробництва максимальні ОА досягали 1000-1400 кБк·м$^{-3}$, тоді як на ділянками за межами хвостосховища і незаповнених ділянках секції рівень ОА ^{222}Rn в ґрунті спостерігали у межах 5-20 кБк·м$^{-3}$.

На території хвостосховища «Центральний Яр» ОА Rn-222 в ґрунті на глибині 0,5 м спостерігалася у межах 300-800 кБк·м$^{-3}$, що свідчить про те, що захисне покриття хвостосховища не є досконалим.

Одночасне визначення об'ємних концентрацій радону у ґрунтовому повітрі і потоку (ексхаляції) ^{222}Rn з поверхні ґрунту дозволило визначити, що певну кореляцію між рівнями ОА ^{222}Rn в ґрунті і показниками ексхаляції ^{222}Rn можна знайти тільки для окремих ділянок хвостосховища і типу матеріалу залишків уранового виробництва.

Показники ексхаляції радону-222 у межах ділянок хвостосховищ, що мають непошкоджене захисне покриття, відмічаються від 0,1 до 1,0 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$. Натомість, на ділянках хвостосховищ, де покриття є недосконалим, рівні ексхаліції ^{222}Rn можуть суттєво перевищувати контрольний рівень безпеки для захисного ґрунтового покриття хвостосховищ 1 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$.

Так, у межах хвостосховища «Центральний Яр» високі рівні ексхаляції радону визначалися у межах від 10 до 100 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$ і вище без кореляції із вмістом Ra-226 у верхньому шарі ґрунті. На деяких ділянках, де покриття було зруйноване або в місцях скупчення залишків уранового виробництва із високою активністю Ra-226 максимальні значеннями ексхаляції Rn-222 могли досягати 1000 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$ і вище.

Деякі результати спільних вимірювань об'ємних концентрацій радону у ґрунтовому покритті хвостосховищ і сховищ залишків уранових руд наведено на

рисунку 3.11. Результати досліджень, свідчать, що покриття хвостосховищ «Центральний Яр», «Західне» і «Сухачівське» (секція-1, де покриття є відсутнім), а також землі забруднені залишками уранових руд у межах сховища «База С» поблизу мкр. Таромське потребують спорудження нового або ремонту існуючого захисного покриття, оскільки існуючі покриття не виконують своєї захисної бар'єрної функції.

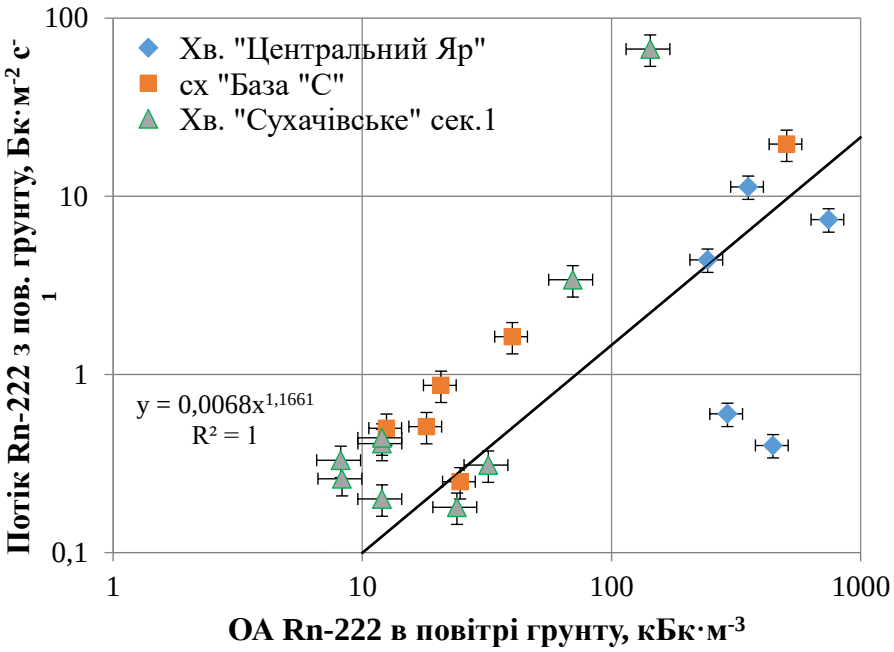


Рисунок 3.11 – Співвідношення потоку ^{222}Rn з поверхні ґрунту та ОА ^{222}Rn у ґрунтовому повітрі покриття хвостосховищ «Центральний Яр», «Сухачівське» секція 1, сховища «База С»

Аналіз багаторічних спостережень виявив значний діапазон варіації даних щодо показників ексхаляції радону із поверхні ґрунтів забруднених територій колишніх уранових виробництв. Такі варіації визначалися в першу чергу метеорологічними умовами, а також характеристиками захисного покриття. Крім того, повітряні маси, забруднення яких були сформовано на ділянках території із високими рівнями ексхаляції радону, можуть впливати на показники ОА радону-222 у повітрі прилеглих територій із незначними рівнями ексхаліції радону. Дані спостережень апроксимуються логнормальним статистичним розподілом, навіть

на ділянках із фоновим рівнем активності ґрунтів, на ділянках рекультивованих частин хвостосховищ та незабруднених прилеглих до них територіях (Рис. 3.12).

Узагальнення даних отриманих на фонових ділянках спостережень із ПАЕД гамма-випромінювання 0,1-0,2 мкЗв·год$^{-1}$ дозволило визначити, що рівень фонової ексхаляція радону визначено у межах 13 - 135 мБк·м$^{-2}$·с$^{-1}$. Статистична обробка цієї вибірки даних дала його середньо-геометричну оцінку на рівні 63 ·1,7$^{\pm1}$ мБк·м$^{-2}$·с$^{-1}$ (діапазон коливань $\dot{X}\cdot\varepsilon^{-3}$- $\dot{X}\cdot\varepsilon^{3}$: 0,01-0,33 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$).

Враховуючи той факт, що джерелом еманації (ексхаляції) ^{222}Rn і його ексхаляції у довкілля є радій-226 для фонових ділянок спостережень із відносно однорідним рівнем активності радію-226 у верхньому шарі ґрунту показники ексхаляції радону-222 у мБк·м$^{-2}$·с$^{-1}$ також можна оцінити за подвійною активністю радію-226 (у Бк·кг$^{-1}$) у ґрунті [131].

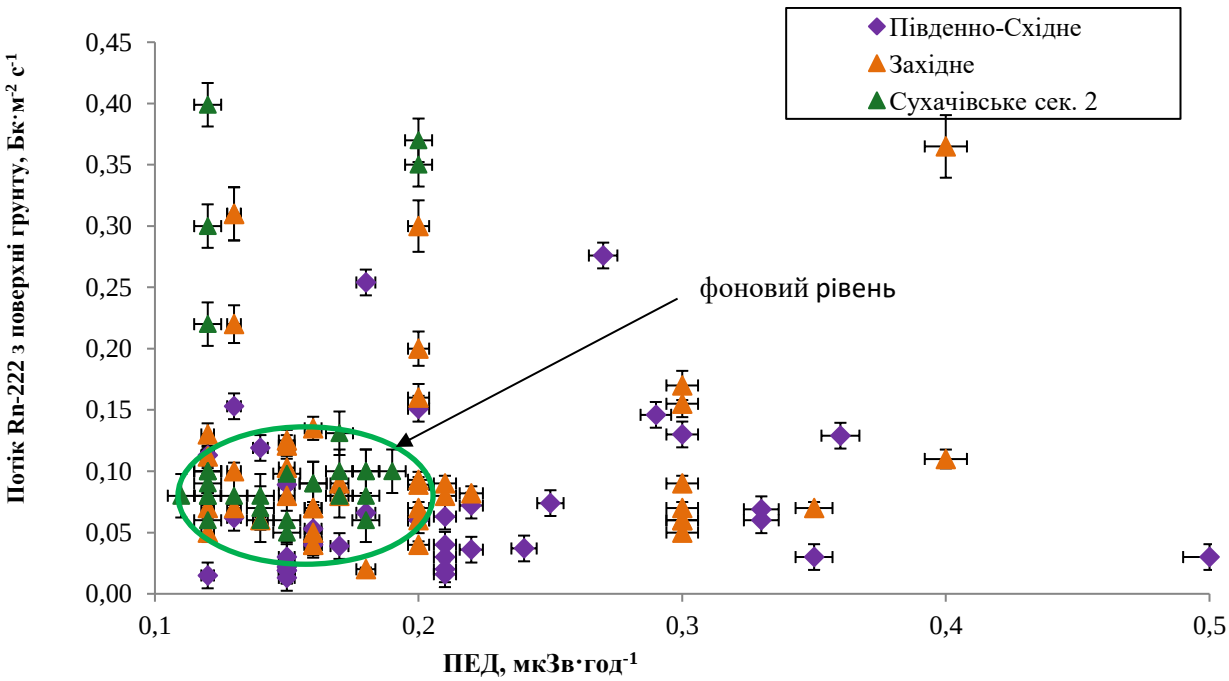


Рисунок 3.12 – Розподіл даних потоку Rn-222 з поверхні ґрунту від ПАЕД гамма-випромінювання на рекультивованих ділянках хвостосховищ

На ділянках хвостосховищ із якісним захисним покриттям і на прилеглих до хвостосховищ незабруднених територіях майданчика показники ексхаляції

^{222}Rn з поверхні ґрунту змінювалися в діапазоні 0,013-0,620 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$ із середньо-геометричним значенням ($\dot{X}\cdot\varepsilon^{\pm1}$) 80·19$^{\pm1}$ мБк·м$^{-2}$·с$^{-1}$.

Використовуючи, правило «3-х сигм» для лог-нормального статистичного розподілу даних спостережень ($\dot{X}\cdot\varepsilon^{-3}$- $\dot{X}\cdot\varepsilon^{3}$) [114] за потоками радону для хвостосховищ (або певних їх ділянок), де було споруджено нове захисне покриття («Південно-східне» і «Західне») було показано, що найбільш вірогідним інтервалом варіації показників ексхаляції ^{222}Rn є діапазон від 0,01 до 0,60 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$, що у 2 рази вище ніж на фонових ділянках.

Натомість, для більшості ділянок із накопиченими залишками уранового виробництва (хвостосховища, ділянки зберігання залишків уранових руд, тощо) задовільний кореляційних зв'язок між показниками ПАЕД гамма-випромінювання і вмістом ^{226}Ra не спостерігається (r^2=0,25, p<0,05), оскільки на різних ділянках, були різні шари і геохімічні характеристики екранування ґрунту. Приклади узагальнення даних дослідження наведено у таблиці 3.6.

Результати узагальнення встановлено, що найнижчі рівні ексхаляції радону-222 спостерігаються на ділянках майданчика ВО «ПХЗ» і ділянках хвостосховищ з відновленим ґрунтовим захисним покриттям, а саме: хвостосховищі «Південно-Східне» (після створення нового покриття у 2009 р), хвостосховищі «Західне» (північна частина секції 1-3); сховищі «База С» (північна частина).

На таких об’єктах ПАЕД гамма-випромінювання зазвичай спостерігаються в діапазоні 0,10-0,30 мкЗв·год$^{-1}$ із щільністю потоку Rn-222 з поверхні ґрунту не вище 0,8 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$, що свідчить про надійність ґрунтового покриття.

Найбільші рівні ексхаляції ^{222}Rn з поверхні ґрунту спостерігаються на поверхні хвостосховища «Центральний Яр», де на більшій частині ділянок ексхаляція перевищує рівень 1 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$ і ПАЕД гамма-випромінювання перевищує 0,5 мкЗв·год$^{-1}$ (Табл. 3.6).

Таблиця 3.6

Статистичні параметри оцінки ексхаляції Rn-222 на території майданчика ВО «ПХЗ»

	хв. «Західне»			хв. «Центральний Яр»			хв. «Південно-Східне»		
	Рекульти-вована територія	Дамби, території із порушеним покриттям	прилегла територія	північна територія	південна територія	прилегла територія	до спорудження нового покриття	після споруди нового покриття	прилегла територія
Частина території, Р (%)	60	10	5	45	55		100	100	30
ПЕД ($\bar{X} \pm \delta$), мкЗв·год$^{-1}$	0,20±0,07	0,50±0,50	0,32±0,18	0,74±0,70	0,53±0,58	0,30±0,19	1,06±0,98	0,20±0,06	0,50±0,38
Серед.арифметична ($\bar{X}$), мБк·м$^{-2}$с$^{-1}$	106	3656	1691	5913	3704	2151	2575	73	379
Стандартне відхилення (s), мБк·м$^{-2}$с$^{-1}$	69	3728	2867	7827	4393	4138	2563	63	237
Серед.геометрична ($\dot{X}$), мБк·м$^{-2}$с$^{-1}$	93	2585	810	2300	2000	850	1500	55	481
Логарифмічний стандарт, $\varepsilon_{геом}$	1,7	2,6	2,8	2,6	2,2	2,8	2,1	2,2	3,4
Мінімум-максимум, мБк·м$^{-2}$с$^{-1}$	22-400	150-12620	50-11500	170-38550	330-20200	60-16900	100-8050	13-280	190-11700
Інтервал: $\dot{X}\cdot\varepsilon^{-2}$- $\dot{X}\cdot\varepsilon^{2}$, мБк·м$^{-2}$с$^{-1}$	30-260	380-17470	103-6350	340-15550	410-9680	110-6543	340-6615	11-270	42-5500
Інтервал: $\dot{X}\cdot\varepsilon^{-3}$- $\dot{X}\cdot\varepsilon^{3}$, мБк·м$^{-2}$с$^{-1}$	18-445	145-45430	40-17780	130-40425	190-21300	40-18200	30-13900	5-620	10-18600

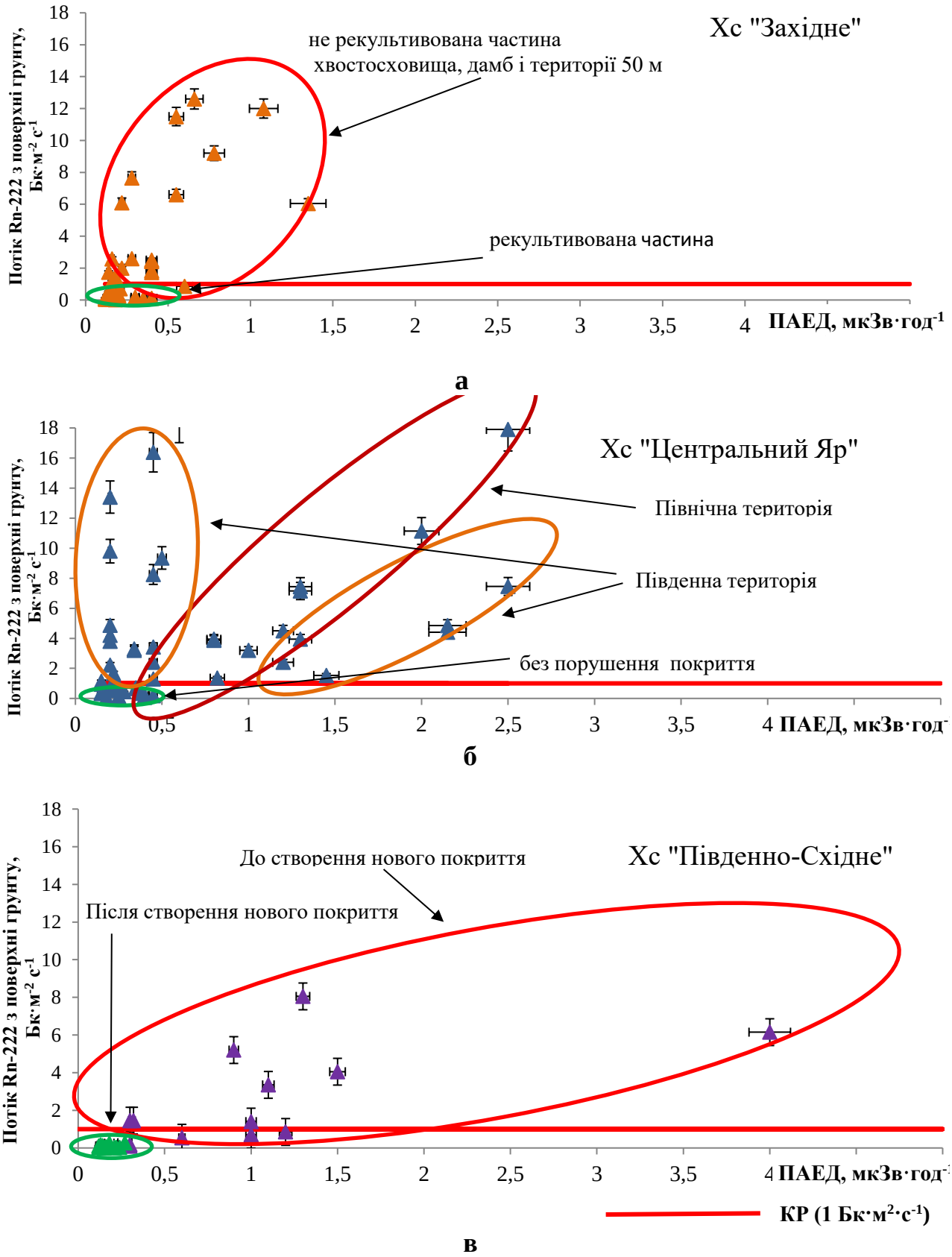


Рисунок 3.13 – Спів-відношення показників ексхаляції радону-222 (Бк·м^2·с$^{-1}$) і ПАЕД гамма-випромінювання на поверхні хвостосховищ, де: а) «Західне»; б) «Центральний Яр»; в) колишнє сховище уранових руд «Південно-Східне»

3.5.2 Результати досліджень об'ємної активності радону-222 у повітрі

Дослідження за рівнями об'ємної активності радону-222 проводились регулярно на території майданчика у межах розташування хвостосховищ: «Західне», «Центральний Яр», «Південно-Східне», а також у колишніх виробничих приміщеннях будівель №103, №104, №122, приміщеннях лабораторного корпусу, що розташовано в відносно чистій північній частині майданчика і приміщеннях адміністративного корпусу. За межами міста Кам'янське спостереження проводилися на хвостосховищі «Сухачівське» секція 1 і 2, а також у межах впливу колишнього сховища уранових руд «База «С».

Крім того, спостереження виконано у жилих приміщеннях на території мкр. Таромське, а також у будівлях міста на різній відстані від території колишнього «ПХЗ». Спостереження проводили у без-опалювальний (серпень) та опалювальний (листопад-грудень) сезони, починаючи з 2007 р. і продовжувалися на території майданчика до 2017 р..

Як було показано раніше у розділі 3.4, надходження Rn-222 у приземний шар атмосфери відбувається відповідно до ексхаляції (потоку) радону із ґрунту із місць розташування зосереджених залишків рудних матеріалів і залишків уранового виробництва, де за рахунок процесів адвекції (вітрового перенесення) і дифузії (перемішування) відбувається його розсіювання [134]. На варіацію ОА ^{222}Rn у повітрі суттєво впливають температура атмосферного повітря, а також атмосферний тиск, вологість і характеристики ґрунтового покриву. Мінливість показників ОА Rn-222 у повітрі в одному і тому ж місті спостережень визначають також швидкість вітру, що обумовлює розбавлення потоку радону із ґрунту у повітряному просторі.

Для проведення моніторингових спостережень за ОА радону-222 у повітрі використовували метод пасивної трекової радонометрії із місячною експозицією. Спостереження виконувалися протягом двох-трьох сезонних циклів (теплий і сухий, а також холодний і вологий). Аналіз результатів дослідження показали, що найбільші об'ємні активності радону на відкритому повітря мали місце за умов тихої безвітряної погоди (нульова адвекція) [134]. У таких ситуаціях газ радон

накопичувався над поверхнею хвостосховищ, а ареоли його підвищеної активності були пов'язані з місцями підвищеної ексхаляції радону. Але такі погодні умови є дуже нестійкими, тому рухливість повітряних мас призводить зазвичай до швидкої зміни умов накопичення радону і перенесення його у горизонтальному напрямку за межі хвостосховищ або інших зосереджених джерел його ексхаляції і сприяє зменшенню його концентрацій у відкритому просторі, як результат адвентивного перенесення і турбулентної дифузії.

Наявність навколо місць розташування хвостосховищ забруднених ділянок і будівель із підвищеним вмістом природних радіонуклідів, особливо ^{226}Ra, істотним чином впливає на рівень ^{222}Rn у приземному шарі повітря, що виявляється на території хвостосховищ. Особливості просторового розподілу джерел ексхаляції радону за показниками вмісту ^{226}Ra і показників ПАЕД гамма-випромінювання за даними спостережень на майданчику дослідження використовувалися для валідації математичних моделей формування процесів перенесення ^{222}Rn за межі хвостосховищ на майданчику [77, 135].

Аналіз результатів дослідження, які показано на прикладі просторового розподілу показників ексхаляції Rn-222 з поверхні ґрунту і показників його ОА на висоті приблизно 1 м від поверхні показали, що високі об'ємні активності зазвичай добре корелюють із високими показниками ексхаляції радону.

Натомість, приклад досліджень для території хвостосховища «Південно-Східне» на рисунку 3.14, де у 2009 р. завершили спорудженням нового захисного покриття, показує, що низькі рівні ексхаляції радону-222 з поверхні, не можуть суттєво впивати на зменшення його ОА у повітрі у тих випадках, коли прилеглі до хвостосховища території і мають у верхніх шарах ґрунту високі рівні активності ^{226}Ra, який є джерелом еманації радону, а також рельєф зони розташування хвостосховища, по якому у пониззя (зону розташування хвостосховища) стікає відносно важкий газ радон з прилеглих забруднених територій, зокрема, із зони утримання залишків уранових руд, що розташована вище за рельєфом на прилеглій території.

Рисунок 3.14 – Просторовий розподіл ОА Rn-222 у повітрі над поверхнею хвостосховищ і забруднених територій (верх) та показників ексхаляції радону-222 з поверхні ґрунту (низ) на території майданчика (2011 р.)

Будівлі колишнього уранового виробництва на території майданчика ВО «ПХЗ», де накопичені у значній кількості залишки уранового виробництва, що містять радій-226, також є суттєвим джерелом еманації радону-222. Оскільки радіоактивний газ радон-222 є суттєво важчим за основні гази у складі повітря, він накопичується у підвальних приміщеннях, а також інших погано вентильованих приміщеннях будівель на майданчику. Деякі результати досліджень ОА ^{222}Rn для приміщень колишніх будівель уранового виробництва на майданчику ВО «ПХЗ» були наведені у розділі 3.2.2 і показано, що у замкнених приміщеннях ОА ^{222}Rn можуть досягати сотень і навіть кілька тисяч Бк·м$^{-3}$.

Усереднені значення ОА ^{222}Rn у зовнішньому повітряному просторі за межами будівель від 2-х до 10 разів і більше нижче, ніж у будівлях в залежності від метеорологічних умов і в 50-92% випадків на майданчику не перебільшують 300 Бк·м$^{-3}$, що свідчить про значну роль розсіювання газу радону-222 за межами зосереджених джерел еманації радону.

Узагальнення багаторічних даних досліджень за показниками об'ємної активності радону-222, що регулярно виконувалися протягом (2005-2012 рр. і в період з 2015 до 2017 рр.) дозволили охарактеризувати можливий діапазон мінливості ОА ^{222}Rn у повітрі на різних ділянках розташування джерел ексхаляції радону і виявити певні статистичні закономірності розподілу даних спостережень у межах зони впливу майданчиків уранового виробництва, а також на фонових ділянках спостережень у м. Кам'янське і мкр. Таромське.

Результати просторового аналізу даних за всі періоди спостережень показали, що для більшості випадків на території хвостосховищ і прилеглих до них ділянках значення ОА ^{222}Rn у повітрі відкритого простору змінювалися у широкому діапазоні від 25 до 2500 Бк·м$^{-3}$. Максимальні ОА радону-222 у повітрі спостерігалися на ділянках без фосфогіпсового покриття хвостосховища «Дніпровське» (від 2,5 до 10 тис Бк·м$^{-3}$), що свідчить про дуже високі потоки (ексхаліцію) радону із тіла хвостосховища і необхідність спорудження тут надійного ґрунтового покриття.

У закритих приміщеннях забруднених цехів колишнього уранового виробництва діапазон коливань ОА радону-222 було визначено від фонових

значень на рівні 25 Бк·м$^{-3}$ до 5320 Бк·м$^{-3}$. Випадки перевищення рівня дія (РД) для ситуацій існуючого опромінення для робочих місць 1000 Бк·м$^{-3}$, мали місце переважно у закритих непровітрюваних неробочих приміщеннях.

Статистичні оцінки багаторічних варіацій ОА ^{222}Rn за межами зосереджених джерел надходження радону у природне середовище дозволяють також оцінити статистично достовірні усереднені (медіанні значення для різного типу статистичного розподілу) дані про ОА радону-222 для територій різних хвостосховищ і забруднених об'єктів спадщини уранового виробництва. Діапазон коливання усереднених даних ОА радону-222 у межах основного майданчика колишнього ВО «ПХЗ» (на відкритій місцевості в умовах без вітру), визначено у межах від 150 Бк·м$^{-3}$ до 280 Бк·м$^{-3}$, що не перевищує встановлені у [26, 27] контрольні рівні дії для ОА ^{222}Rn 300 Бк·м$^{-3}$ для ситуацій існуючого опромінення у житлових будівлях.

Подібні оцінки для «Сухачівського» промислового майданчика складають діапазон усереднених (медіанних) значень ОА радону-222 у межах від 105 Бк·м$^{-3}$ до 175 Бк·м$^{-3}$. Високий коефіцієнт варіації (від 55 до 90%) для середніх багаторічних значень ОА обумовлено сезонними змінами погодних умов протягом періоду вимірювання.

Статистичний аналіз даних про ОА ^{222}Rn в атмосферному повітрі на фонових ділянках спостережень за межами будівель у мкр. Таромське (2007-2012 рр.,) дозволяє оцінити усереднені (медіанні) значення ОА як 50 ± 20 Бк·м$^{-3}$. Для м. Кам'янське такі значення ОА були визначені вищими оцінено близько 90 Бк·м$^{-3}$. Медіанні, а також середні із максимальних значення ОА ^{222}Rn за результатами спостережень використовувалися у якості вихідних даних для розрахунку усереднених значень ЕРОА радону у приміщеннях і доз опромінення персоналу на території.

Для оцінки рівня радонової небезпеки, що обумовлена ОА Rn-222 у приміщеннях, дозові співвідношення між ЕРОА і ОА радону приймалися із використанням коефіцієнту F=0,4, для відкритих територій F=0,2 відповідно до результатів досліджень [26].

3.6 Результати та узагальнення досліджень за забрудненням підземних вод

3.6.1 Аналіз результатів радіаційного забруднення підземних вод

Загальні відомості про гідрогеологічні характеристики підземних вод у районі дослідження надано у розділі 2. Узагальнення результатів дослідження та їх обговорення розглядаються в контексті оцінки виносу радіонуклідів з підземним стоком і їх впливу на забруднення вод р. Коноплянка і р. Дніпро.

Після припинення виробництва уранових концентратів на ВО «ПХЗ» у 1992 р. регулярні спостереження за забрудненням підземних вод не виконувалися. В період с 2000 по 2004 р. спостереження за станом підземних вод на майданчику виконувалися епізодично, зокрема Українським науково-дослідним та проектним інститутом промислових технологій (Жовті Води) [120].

Починаючи з 2005 р. дослідження за станом і забрудненням підземних вод виконувалися разом з фахівцями Інституту геологічних наук НАНУ і УкрГМІ.

На етапі відбору проб із свердловин для радіометричних вимірювань визначалися рівні підземних вод, відбиралися проби для визначення хімічного складу підземних вод, для вивчення вмісту основних радіонуклідів, металів (епізодично). Відбір проб води виконували з періодичністю один раз на рік в період з 2005 р. до 2021 р.

На даний час на майданчику функціонують біля 30-ти спостережницьких свердловин. У різні роки за період спостережень відбір проб і гідрогеологічні вимірювання виконували принаймні у 10-15 свердловинах (див. рис. 2.10).

Визначення вмісту радіонуклідів у підземних водах разом із вмістом основних іонів хімічного складу, а також важких металів, дозволяло не тільки виконати оцінки хімічного режиму і трансформації забруднення вод, але оцінювати впливи геохімічних трансформацій на процеси транспортування урану та інших радіонуклідів, що надходили у підземні води з інфільтраційними потоками.

Для інтерпретації даних дослідження використовувалися результати регіональної фільтраційної моделі на майданчику «ПХЗ» [136, 137], які дозволили

визначити характеристики інфільтраційного перенесення підземних вод від хвостосховищ у напрямку їх розвантаження у р. Коноплянка і р. Дніпро. Середнє значення коефіцієнту фільтрації водоносного горизонту в алювіальних відкладах оцінено біля 4 м на добу. Середні значення швидкості латеральної фільтрації визначено величиною до 0,15 м на добу [136].

Це дозволяє оцінити, що підземні води від зони розташування хвостосховищ «Західне» і «Центральний яр» на майданчику можуть досягати р. Коноплянка приблизно за 20-25 років. Води із зони хвостосховища «Дніпровське» частково розвантажуються у р. Коноплянка і досягають зони розвантаження через 5-6 років, тоді як фільтраційний потік вод від хвостосховища «Дніпровське» у напрямку до р. Дніпро може складати від 35 до 100 років. Інтегральний дебіт підземних вод, що формується фільтраційним живленням у межах всього майданчика ВО «ПХЗ» (90%), а також частково надходять у р. Коноплянка з боку хвостосхвища «Дніпровське» (10%) оцінено до 1820 $м^3$ за добу. Стік підземних вод у р. Дніпро оцінено у 1780 $м^3$ за добу [58, 136].

Аналіз даних спостережень за забрудненням підземних вод радіонуклідами, основними показниками їх хімічного складу, дозволив виконати оцінки щорічного надходження радіонуклідів з території майданчика у дніпровську водну систему.

Аналіз багаторічних даних про забруднення підземних вод радіонуклідами уранового ряду на майданчику і зонах впливу колишнього ВО «ПХЗ» свідчить, що радіоактивне забруднення вод формується, головним чином, ізотопами урану (^{238}U і ^{234}U).

Розташування спостережницьких свердловин на лінії току підземних вод дозволило оцінити рівні забруднення вод за межами впливу фільтраційних стоків із хвостосховищ (вище зони їх розташування, де характеристики забруднення були близькими до техногенного або природного фону); у межах підтоплених зон тіла хвостосховищ із залишками уранового виробництва (техногенний горизонт підземних вод); а також в алювіальних ґрунтах зон впливу фільтраційних потоків у напрямку їх розвантаження у річки [138].

Дослідження виконувалися на різних хвостосховищах із різним гідрогеологічним режимом і особливостями формування забруднення вод. Проте у даному розділі надаються результати узагальнення на прикладі оцінки впливу лише двох різних за типом формування гідрогеологічного режиму і забруднення вод хвостосховищ «Західне» і «Дніпровське» (таблиця 3.7) для різних періодів дослідження (2007-2010, 2012-2013 і 2016-2017, 2021 роки) [139].

Фрагменти вибірок із серії даних спостережень за забрудненням підземних вод у таблиці 3.7 дозволяють зробити наступні висновки. Основний внесок у формування сумарної альфа-активності вод, формують ізотопи урану (^{238}U і ^{234}U) (92-99% сумарної активності).

Максимальні концентрації активності ізотопів урану спостерігалися у водах техногенних водоносних горизонтів під хвостосховищами. Найвищі концентрації активності спостерігалися у хвостосховищі «Західне» (свердловина №2-ЗП) у 2007 р. 1290 Бк·дм$^{-3}$. За період з 2007 р. концентрації активності урану тут поступово знижувалися і спостерігалися на рівні 128 Бк·дм$^{-3}$ весною 2021 р.

У підземних водах у тілі хвостосховища «Дніпровське» спостерігається тенденція до збільшення активності і максимальні концентрації відмічаються у 2017 р. на рівні 318 Бк·дм$^{-3}$ тоді як у 2009 р. в цій же свердловині (№9-23Д) спостерігалися концентрації активності урану не вище 100 Бк·дм$^{-3}$. Такі активності суттєво перевищують рівень дії 1 Бк·дм$^{-3}$ згідно із НРБУ-97 [26].

У 2021 р. максимальні концентрації урану (238+234) виявляються також в алювіальному водоносному горизонті у ближній зоні хвостосховища «Західного» (свердловина № 3-ЗП) 1407 Бк·дм$^{-3}$ (при 797 Бк·дм$^{-3}$ у 2013 р. і 858 Бк·дм$^{-3}$ у 2016 р.). В алювіальних водах під тілом хвостосховища «Дніпровське» спостерігається різке збільшення активності до 257 Бк·дм$^{-3}$ (св. 19 Д) у 2021 р. при 13,1 Бк·дм$^{-3}$ у 2013 р., у техногенному горизонті в цьому кущі (№18Д) також збільшується активність до 140 Бк·дм$^{-3}$ (у 2021 р.) з 40 Бк·дм$^{-3}$ (у 2012 р.).

Таблиця 3.7

Середні концентрації радіонуклідів в підземних водах на мережі спостережницьких свердловин

№ свердло-вини	Водонос-ний горизонт	Роки	**Радіонукліди, Бк·дм$^{-3}$**					$К_{ДКi}$
			^{238}U	^{234}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	
Хвостосховище «Дніпровське»								
16д	ал	2007-2010	5,60±2,00	6,15±2,00	0,970±0,850	0,200±0,070	0,135±0,090	3,2
16д	ал	2012-2013	3,30±3,20	3,50±3,00	0,105±0,070	0,090±0,050	0,050±0,050	1,2
16д	ал	2016-2021	4,90±2,20	4,70±2,40	0,130±0,050	7,00±7,80	2,30±2,12	26,4
9-23д	т	2009-2010	41,6±12,6	43,9±7,85	2,05±2,15	0,88±1,15	0,49±0,64	14,8
9-23д	т	2012-2013	107±83,5	103±70	0,34±0,14	0,14±0,12	0,030±0,030	21,7
9-23д	т	2016-2021	166±41,5	152±38	0,44±0,11	0,23±0,06	0,045±0,011	32,9
12-1д	т	2012-2013	30,0±7,1	30,0±8,2	0,70±0,31	0,60±0,75	0,57±0,69	10,8
12-1д	т	2016-2021	51,4±8,2	52,4±3,0	3,60±3,95	18,3±24,9	0,49±0,14	53,1
18д	т	2012-2013	23,4±1,9	24,1±6,0	0,60±0,31	0,21±0,08	0,10±0,12	6,3
18д	т	2016-2021	37,7±14,2	40,8±19,2	3,00±2,80	13,6±27,8	0,10±0,09	38,4
19д	ал	2007-2010	4,20±0,32	4,70±0,16	0,230±0,040	0,080±0,060	0,135±0,220	2,0
19д	ал	2012-2013	6,45±0,52	6,65±0,95	0,185±0,050	0,050±0,015	0,020±0,020	1,7
19д	ал	2016-2021	103±33	105±33	1,20±0,90	7,1±14,3	0,415±0,200	38,2
49д	кр	2012-2013	5,35±1,35	5,80±1,45	0,175±0,040	0,085±0,020	0,015±0,005	1,5
49д	кр	2016-2021	1,20±1,60	1,30±1,30	0,170±0,080	0,245±0,380	0,033±0,025	1,1
4д	т	2009-2010	0,040±0,15	0,050±0,015	0,360±0,130	5,60±7,05	1,00±1,20	16,4
4д	т	2021	0,120±0,030	0,130±0,035	0,180±0,045	0,440±0,110	0,200±0,050	2,1
2д	ал	2008-2010	0,090±0,030	0,095±0,030	0,070±0,060	0,075±0,060	0,030±0,040	0,4
2д	ал	2012-2013	0,730±0,660	0,580±0,590	0,220±0,120	0,070±0,030	0,017±0,010	0,6
2д	ал	2021	0,054±0,014	0,064±0,016	0,115±0,030	0,625±0,155	0,165±0,040	2,2
36д	ал. ф	2007-2010	0,035±0,007	0,035±0,007	0,037±0,017	0,025±0,007	0,002±0,001	0,1
48д	кр. ф	2007-2010	0,034±0,006	0,042±0,013	0,025±0,010	0,070±0,095	0,040±0,070	0,4
$ДК_В^{ingest}$			10,0	10,0	1,0	0,5	0,2	< 1

Подовження таблиці 3.7

№ свердло-вини	Водонос-ний горизонт	Роки	Радіонукліди, Бк·дм$^{-3}$					$К_{ДКi}$
			^{238}U	^{234}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	
Хвостосховище «Західне»								
1зп	ал	2007-2010	0,32±0,12	0,49±0,16	0,13±0,02	0,070±0,045	0,022±0,016	0,5
1зп	ал	2012-2013	0,28±0,03	0,34±0,06	0,15±0,06	0,160±0,025	0,027±0,033	0,7
1зп	ал	2021	0,23±0,11	0,23±0,14	0,21±0,10	0,155±0,065	0,050±0,021	0,8
2зп	т	2007	670±135	620±125	2,80±2,90	1,15±0,25	0,070±0,015	135
2зп	т	2013	135±30	130±26	5,00±1,00	1,10±0,22	0,010±0,005	33,7
2-2019	т	2021	70,0±15,0	57,8±11,6	0,17±0,03	0,96±0,20	0,550±0,11	17,6
09-06	ал	2009-2010	13,2±2,6	12,3±2,45	0,15±0,10	2,64±1,75	0,200±0,135	9,0
09-06	ал	2012-2013	3,20±2,40	3,26±2,35	0,03±0,01	0,105±0,65	0,010±0,005	0,9
09-06	ал	2021	3,10±1,10	2,95±1,20	0,17±0,04	1,40±0,75	1,05±0,60	8,9
3зп	ал	2007-2010	390±75	360±60	0,32±0,26	2,50±4,60	0,035±0,040	80,4
3зп	ал	2012-2013	445±45	418±46	0,11±0,02	0,35±0,07	0,010±0,005	87,0
3зп	ал	2021	732±145	675±135	0,09±0,02	3,10±0,60	1,25±0,25	153
105	ал	2009	28,0±5,6	26,5±5,3	0,04±0,01	0,050±0,010	0,010±0,005	5,6
105	ал	2010-2011	40,0±6,4	42,3±3,1	0,06±0,02	0,070±0,035	0,016±0,020	8,5
105	ал	2021	39,8±9,0	37,1±8,4	0,13±0,06	0,053±0,011	0,010±0,007	8,0
106	ал	2009	0,19±0,04	0,20±0,04	0,07±0,02	0,260±0,050	0,120±0,025	1,2
106	ал	2013	0,74±0,15	0,68±0,15	0,02±0,01	0,045±0,010	0,010±0,005	0,3
106	ал	2021	0,80±0,16	0,90±0,20	0,08±0,02	2,20±0,45	2,56±0,50	17,4
101д	ал	2009-2010	2,66±0,55	2,90±0,58	0,06±0,01	0,420±0,085	0,230±0,050	2,6
101	ал	2012-2013	3,75±0,75	4,15±0,83	0,13±0,03	0,045±0,010	0,010±0,005	1,0
30д	ал	2009-2010	3,33±0,10	3,82±0,15	0,17±0,18	0,035±0,025	0,008±0,004	1,3
30д	ал	2011	6,39±1,28	6,33±1,27	0,01±0,01	0,028±0,010	0,007±0,004	1,4
30д	ал	2021	2,56±0,50	2,74±0,55	0,07±0,02	0,060±0,012	0,023±0,005	0,8
$ДК_B^{ingest}$			10,0	10,0	1,0	0,5	0,2	< 1

Показано, що серед елементів уранового ряду у підземних вод найбільш мобільними формами урану є його сполуки у вигляді карбонатів і сульфатів. Інші радіонукліди уранового ряду присутні у водах із суттєво меншими концентраціями: від 0,01 до 6,5 Бк·дм$^{-3}$ для ^{226}Ra, від 0,01 до 40,0 Бк·дм$^{-3}$ для ^{210}Pb, від 0,002 Бк·дм$^{-3}$ до 4,12 Бк·дм$^{-3}$ для ^{210}Po.

Зростання активності ізотопів урану у підземних водах на відстані ближньої периферії хвостосхвища до 2 разів в окремі роки (наприклад, у 2021 р.) може бути наслідком погіршення стану покриття хвостосховища, а також умов підтоплення нижніх шарів складування залишків уранового виробництва у тілі хвостосховища [138]. Для зон впливу інших хвостосховищ на майданчику максимальні концентрації активності урану у воді алювіального горизонту за період спостережень спостерігалися суттєво нижчими, а типові концентрації активності урану змінювалися в діапазоні 10-30 Бк·дм$^{-3}$.

Слід відзначити, що основні лінзи (ореоли) відносно високо-забруднених вод можуть спостерігатися у межах алювіального горизонту на відстані до кількох сотень метрів від хвостосховищ нижче за потоком. За межами розповсюдження ореолу забруднення, концентрації активності радіонуклідів уранового ряду у підземних водах залишаються відносно невисокими і за концентраціями близькими до рівнів техногенно фону забруднення вод на майданчику. Результати спостережень свідчать, що перенесення урану у підземних водах відбувається дуже повільно і переважно по лінії току у напрямку зон їх розвантаження, а сучасний вплив стоку підземних вод на водні об’єкти за межами промислового майданчика поки що залишається незначним.

Результати дослідження підземних вод, які було отримано і проаналізовано, дозволили експертам ІГН НАНУ [137] виконати параметризацію регіональної фільтраційної моделі для території майданчика «ПХЗ» і виконати розрахунки очікуваного виносу ізотопів урану із місць накопичення радіоактивних залишків уранового виробництва у р. Коноплянка і р. Дніпро.

Модельні оцінки показали, що вилуджування радіонуклідів із хвостосховищ, як джерел хронічного забруднення підземних вод алювіального горизонту, може продовжуватися протягом дуже тривалого часу (від кількох сотень до тисяч років). Результати моделювання в роботі [137] показали, що фронт максимальних концентрацій активності U (234+238) за рахунок фільтраційного виносу із хвостосховищ «Західне» і «Центральний Яр», як основних джерел постачання урану у підземні води на промисловому майданчику, може досягти р. Коноплянка не раніше 200 років, а пік забруднення вод, що розвантажуються у р. Дніпро із хвостосховища «Дніпровське» може спостерігатися не раніше, ніж через 2000 років [139].

Очевидно, що модельні оцінки на такий тривалий період виконано із високою долею невизначеності і у подальших дослідженнях мають уточнюватися із більш детальними результатами оцінки ролі геохімічних бар'єрів і форм міграції радіонуклідів. Можна припустити, що фактична швидкість пересування урану та інших токсичних речовин із хвостосховищ може бути дещо більшою. Але отримані оцінки дуже тривалого часу винесення радіонуклідів із хвостосховищ (сотні років) є досить реалістичними.

Цей висновок є важливим для обґрунтування стратегії реабілітаційних заходів на майданчику і дозволяє вважати, що вилучення хвостів із хвостосховищ на даний час і перевезення їх в інші місця за межами майданчика не є економічно виправданим, принаймні, у найближчі 50-100 років.

Більш обґрунтованим є спорудження нового захисного покриття на поверхні хвостосховищ «Західне», «Дніпровське», а також «Центральний Яр», де рівні забруднення вод і особливі геохімічних умов вимагають втручання, для ізоляції від атмосферних опадів, окиснення хвостів і механічного втручання (консервація).

З іншого боку, плани розвитку промислового потенціалу майданчика, можуть виправдати доцільність перенесення малих хвостосховищ «Західне» і «Центральний яр» на хвостосховище «Дніпровське» на етапі заміни

фосфогіпсового покриття на ґрунтове. Такі стратегії мають обґрунтовуватися економічними чинниками. Очевидно також, що на майданчику мають продовжуватися спостереження за станом і забрудненням підземних вод протягом дуже тривалого часу.

Результати багаторічних досліджень за забрудненням підземних вод на майданчику дозволяють також порівнювати середні і характерні статистичні показники забруднення із критеріями відповідності рівням дії (РД) і рівнями втручання – $ДК_В^{ingest}$ [34] для обґрунтування заходів безпеки для консервативного сценарії можливого потенційного споживання забрудненої води на території майданчика.

Для такої оцінки було розраховано коефіцієнти концентрування $К_{ДКi}$ певних радіонуклідів, що характеризують відношення фактичної об'ємної концентрації C_i-го радіонукліду у воді до визначених у НРБУ-97 [35] рівнів втручання (РВ) в одиницях активності концентрацій ($ДК_В^{ingest}$), а саме: ^{238}U, ^{234}U - 10,0 Бк·дм$^{-3}$; ^{226}Ra – 1,0 Бк·дм$^{-3}$, ^{210}Pb – 0,5 Бк·дм$^{-3}$ і ^{210}Po – 0,2 Бк·дм$^{-3}$.

$$К_{ДКi} = \frac{C_i}{ДК_i^{ingest}}, \qquad (4.1)$$

Такий підхід оцінки не є поширеним для характеризації підземних вод у природних умовах залягання. Проте слід враховувати, що для суттєво забруднених підземних вод, що накопичилася у лінзах під хвостосховищами на майданчику ВО «ПХЗ» і у підвальних приміщеннях колишніх уранових виробництв, неодноразово обговорювалися питання їх потенційного викачування і подальшого поводження з ними, як із рідкими радіоактивними відходами або скидання цих вод через промислову стічну каналізацію у річку Коноплянка.

Для оцінки раціональності такого підходу можуть бути застосовані принципи поводження із такими радіоактивними водами, що визначені в ОСПУ-2005 [35], де надаються критерії безпеки категоризації стічних вод. У разі намірів поводження із такими водами віднесення радіоактивно забруднених вод із вмістом суміші *і* радіонуклідів до категорії рідких радіоактивних відходів визначали за критерієм

$$\sum_i^n K_{\text{ДКі}} > 1 \qquad (4.2)$$

Було показано, що біля 30 % проб підземних вод, що відбиралися на майданчику мають показник ($\Sigma К_{ДК} > 1$). Для приблизно 5% проб води відібраних із техногенних горизонтів під хвостосховищами показник $К_{ДКі}$ було визначено у діапазоні від 20 до 50 і вище, що свідчить про дуже високі рівні забруднення підземних вод на таких локальних ділянках майданчика. Відповідно, у разі намірів викачувати цю воду, заходи безпеки поводження з ними мають запроваджуватися таким ж як і для рідких радіоактивних відходів.

3.5.2 Хімічне забруднення підземних вод

Підвищені рівні хімічного забруднення підземних вод на майданчиках уранових виробництв і, зокрема, у зонах розташування хвостосховищ є типовим явищем, тому програми моніторингу природного середовища на майданчику колишнього ВО «ПХЗ», включали також вивчення їх гідрохімічного режиму. Роботи за цим напрямком виконувалися автором спільно із фахівцями із Інституту геологічних наук НАНУ, а результати наводяться у публікаціях [58, 138, 139].

Аналіз даних спостережень за хімізмом підземних вод на майданчику дозволив не тільки визначити основні характеристики і закономірності формування хімізму підземних вод під впливом техногенних факторів, але і виконати порівняльну оцінку міграційних властивостей і трансформації хімічного складу вод на розповсюдження урану за межі хвостосховищ.

Просторова мінливість хімізму підземних вод у межах майданчика розглядалася у порівнянні із хімічним складом вод у за межами впливу хвостосховищ уранового виробництва. У якості показника фонового забруднення підземних вод було вибрано мінімальні за період спостережень показники вибірки даних (15%) про вміст основних іонів у воді із свердловин, що розташовані вище по лінії току зони впливу хвостосховищ. Для характеризації хімічного складу підземних вод використовували формули гідрохімічного складу за методами Альокіна [140] і Курлова [141], що дозволяє порівнювати параметри хімічного складу для різних зон спостережень.

Таблиця 3.8

Фонові характеристики гідрохімічного складу вод (св. 1-ЗП)

Гідрохімічний склад		$К_{ГДК}^{***}$
МФА*	ФК**	
$CS_{IIб_1,2}^{Mg,Na}$	M1,2 $\frac{HCO_3 56 SO_4 30 Cl 9 NO_3 5}{Mg 50 Na 33 Ca 17}$	M1,2 $\frac{SO_4 0{,}9 Cl 0{,}2 NO_3 1}{Na 0{,}7 NH_4 0{,}4}$

Примітки: МФА* - модернізована формула Альокіна, ФК** - формула Курлова, $К_{ГДК}$***- коефіцієнти концентрації відносно ГДК.

Високі показники коефіцієнтів концентрації (КК) свідчать, що навіть мінімальні значення хімічного складу вод на ділянках техногенних фонових спостережень мають підвищенні концентрації і знаходяться майже на рівні ГДК для питних вод колодязів. Це свідчить про суттєві техногенні навантаження на довкілля інших промислових підприємств району міста Кам'янське.

Для спрощення надання узагальнюючої інформації, за аналогією із формулою сольового складу були розраховані формули перевищення над визначеним фоном, а для вод зони фонових спостережень – показники перевищення ГДК для головних макроіонів і мінералізації для питних вод колодязів. Для оцінки мінералізації розраховувався коефіцієнт галлинності. Таким чином, у псевдо-дробі чисельнику наводяться дані перевищення фонових показників до першого десяткового знаку для певних аніонів, у знаменнику – катіонів, в порядку зменшення числових показників [139].

$$M1{,}2 \text{ або } K_G 1{,}0 \ \frac{S4{,}8\ Cl2{,}2\ HC1{,}5\ N0{,}9}{Na2{,}3\ Mg1{,}8\ Ca0{,}9}$$

де M – мінералізація, K_G – коефіцієнт галинності, S– сульфат іон, Cl – іон-хлору, HC – гідрокарбонат-іон, N – нітрат-іон, Na – іон натрію, Mg – іон магнію, Ca – іон кальцію; числові значення – кількість разів перевищення над фоном або ГДК.

Такі оцінки виконано для вод у тілі всіх основних хвостосховищ на майданчику. Найбільш типові дані показано у Таблиці 3.9.

Таблиця 3.9

Порівняльні характеристики змін гідрохімічного складу підземних вод та коефіцієнтів концентрування макро-іонів групи свердловин хвостосховищ «Західне» (2005-2021 рр.) і «Дніпровське» (2012-2021 рр.)

№ свердл.	відстань	Порівняльні характеристики хімічного складу вод					
		Дані 2005 р. для («З») і 2012 р. для («Д»)			Дані 2021 р.		
	від хв-ща	Хвостосховище «Західне» («З»)					
2_ЗП техногенн.	0 м	$Cl^{Na}_{IIIa_90,0}$	K_G1,0	Cl1047 S7,0 HC0,8N1.2 Na255 Mg1,8 Ca0,2	$Cl^{Na}_{IIIa_39,9}$	K_G0,5	Cl438 HC5,3S1,1N0,1 Na106 Mg2,3 Ca1,1
09-63П алювіальн.	0 м	$SC^{MgNa}_{IIв_2,6}$	K_G0,8	S3,1 Cl2,2 HC1,2N9,3 Mg2,5 Ca2,4 Na2,2	$SC^{MgNa}_{IIб_2,9}$	K_G0,5	S2,1 Cl1,7 HC1,2 N2,5 Mg1,2 Na2,3 Ca1,0
3_ЗП алювіальн.	60 м	$CS^{Na}_{IIв_10,3}$	K_G1,0	Cl6,4 S5,1HC4,3N77 Na12,5 Ca11,0 Mg4,1	$CS^{Na,Mg,Ca}_{IIв_5,6}$	K_G1,2	Cl15,6S10,1HC6,4N1,2 Na18,5 Ca9,5 Mg4,3
105 алювіальн.	240 м	$S^{Na,Mg}_{IIв_4,7}$	K_G0,9	S4,3Cl3,6HC1,5N30,0 Na6,6 Mg2,5 Ca2,7	$SC^{Na,Mg}_{IIв_3,7}$	K_G0,7	Cl8,1 S4,1HC1,7N8,7 Na4,7 Ca3,5 Mg1,9
106 алювіальн.	520 м	$CS^{Na,Mg,Ca}_{IIв_2,9}$	K_G1,0	S2,6HC1,7Cl1,6N10,5 Na4,3 Ca2,6 Mg0,9	$SC^{Ca,Na}_{IIб_3,2}$	K_G1,1	S4,1Cl2,1HC1,5N9,0 Ca7,8 Na2,5 Mg1,1
30Д алювіальн	840 м	$SC^{Na,Mg,Ca}_{IIв_4,6}$	K_G1,0	S5,6Cl1,8HC1,5N25,3 Ca7,0 Na3,5 Mg2,8	$SC^{Ca,Na,Mg}_{IIв_3,7}$	K_G0,7	S3,6Cl2,0HC1,9N9,2 Ca7,0 Na2,4 Mg1,5
	від поверхні	Хвостосховище «Дніпровське» («Д»)					
18 д техногенн.	17,5 м	$SC^{Na,Ca,Mg}_{IIб_11,6}$	K_G1,1	S20,9HC6,9 Cl0,3N0,1 Na12,2 Ca18,8 Mg5,3	$SC^{Mg,Ca}_{IIб_8,1}$	K_G0,7	S16,3HC4,0 Cl0,7 Ca11,8 Mg4,4 Na3,0
19 д алювіальн.	24,0 м	$SCl^{Na}_{IIб_11,9}$	K_G0,7	S26,2Cl25,0 HC1,0N5,4 Na16,6 Ca6,4 Mg3,8	$SC^{Mg}_{IIб_8,8}$	K_G0,5	S16,6 HC4,9 Cl1,0 Ca11,0 Mg5,8 Na4,0
49 д кристал.	26,5 м	$SCl^{Na,Mg}_{IIб_15,9}$	K_G1,0	Cl52,6 S33,3HC1,0N1,7 Na20,2 Mg10,0 Ca9,0	$S^{Mg,Na}_{IIб_15,0}$	K_G0,9	S35,4Cl12,3HC0,5N24 Mg13,2 Ca11,0 Na10,1

Результати наведені в таблиці 3.9 дозволяють визначити, що хімічний склад вод техногенного горизонту і алювіальних водоносних горизонтів на різній відстані від хвостосховищ суттєво відрізняються, що обумовлено різним впливом джерел техногенного забруднення вод, а також гідрогеологічним режимом інфільтраційного живлення і характером промивання конкретних ділянок у пунктах спостережень.

Основними джерелами формування хімізму підземних вод у зоні спостережень є залишки різних органічних і мінеральних розчинників, які використовувалися в процесі переробки руд, а також геохімічним складом рудних мас, які використовувалися для вилучення уранових концентратів [6, 33, 62].

В інтерпретації даних дослідження також враховувалося, що сучасні рівні забруднення підземних вод у межах майданчика відображають наслідки виробничої діяльності підприємства і результат повільних гідрогеологічних і геохімічних процесів, що формувалися за тривалий протягом 50-70 років з часів створення хвостосховищ на майданчику.

Сучасний гідрохімічний склад підземних вод і його трансформацію на різних ділянках у межах майданчика ВО «ПХЗ» можна прослідкувати на прикладі спостережень у свердловинах, що розміщені вздовж лінії току від хвостосховища «Західне» до р. Коноплянка.

Такий аналіз показує, що домінуючим у забрудненні вод є сульфат-іони (1700-2200 мг·дм$^{-3}$), концентрації яких суттєво перевищують ГДК (500 мг·дм$^{-3}$), а також іони магнію із концентраціями від 200 до 500 мг·дм$^{-3}$ (ГДК – 80 мг·дм$^{-3}$).

Підземні води техногенного горизонту, що підтоплюють нижні шари складування залишків уранового виробництва у хвостосхвищах, є найбільш мінералізованими і також мають дуже високі рівні хімічного і радіоактивного забруднення. Найбільші показники мінералізації (78±11 г·дм$^{-3}$ із домінуючим вмістом хлорид-іонів і іонів натрію) було визначено для вод техногенного горизонту хвостосховища «Західне» (св. № 2 ЗП). Очевидно, що такий склад мінералізації зумовлено залишками розчинників, що використовувалися у різні виробничі періоди для вилуджування урану із рудних матеріалів. Для зони

алювіального горизонту ближньої периферії впливу хвостосховища типовими є води із мінералізацією в середньому від 3 до 12 г·дм$^{-3}$ і Mg-Na-SO_4-CO_3 типом вод. Вміст натрію і карбонатів є типовим залишком нейтралізації кислотних технологічних розчинів содовими домішками [58, 142].

Техногенні води зони впливу хвостосховища «Дніпровське» є не однорідними за своїм складом, загальною мінералізацією і окисно-відновлювальними умовами. Найбільш мінералізованими є води південно-західного сектору хвостосховища (св. №09-23) із мінералізацією 10,2±1,7 г·дм$^{-3}$ і Na-Mg-SO_4 типом води. Для центрального сектору хвостосховища (св. №18Д) мінералізація підземних вод у середньому складає біля 10 г·дм$^{-3}$ із Na-Ca-Mg-SO_4 типом води. В інших секторах хвостосховища мінералізація підземної води є дещо меншою у межах 6-8 г·дм$^{-3}$ і типом вод, що змінювалися від Ca-Mg-SO_4 до Na-NH_4-Mg-SO_4 типу. На формування гідрохімічного складу вод у техногенному горизонті хвостосховища «Дніпровське» суттєве значення також мають процеси вилуджування із фосфогіпсів, які накопичені на його поверхні. Вилуговування сульфат-іонів сприяє додатковому вимиванню радіонуклідів із залишків уранового виробництва і прискорює надходження їх у підземні води [ ].

Найменш мінералізованими виявилися води алювіального горизонту, що надходять із хвостосховища «Центральний Яр» і складають показники від 2,6 до 3,9 г·дм$^{-3}$. Характерною особливістю підземних вод техногенного горизонту даного хвостосховища є підвищені рівні кислотності (pH 3-5) підземної води [8], тоді як в інших хвостосховищах кислотність вод становить від pH-6 до pH-8. Певним поясненням такого феномену є те, що це одне із перших хвостосховищ заповнене у 1954 р., коли процедури нейтралізації хвостів не застосовувалися. Крім того є свідчення, що після аварійного прориву пульпопроводу у 1976 р, який перетинав хвостосховище із комплексними радіохімічними розчинами, значну кількість локалізованої кислої пульпи без нейтралізації було розміщено на поверхні тіла хвостосховища. Це обумовлює підвищений рівень кислотності вод техногенного горизонту, але вже на відстані біля ста метрів від хвостосховища показники pH води нейтралізуються до рівня показників 6-7.

Аналіз вмісту основних макроіонів гідрохімічного складу вод за період спостережень 2005-2017 рр. свідчить, що на всій території майданчика колишнього «ПХЗ» поступово відбувається зменшення мінералізації вод алювіального горизонту (що є вірогідно результатом прояву збільшення опадів і інфільтраційного живлення вод алювіального горизонту).

Гідрохімічний склад показників кислотності (pH) та редокс умови у порових розчинах підземних вод відносять до основних факторів, які впливають на міграцію урану і токсичних металів, які надходять у підземні води в процесі вилуджування рудних залишків уранового виробництва у хвостосховищах.

В сучасних умовах за рахунок інфільтраційного живлення атмосферними опадами значно мінералізовані води техногенних і алювіальних горизонтів поступово промиваються менш мінералізованими водами карбонатно-кальцієвого складу (Ca–HCO3), що зумовлює перебіг обмінних реакцій в системі «вода-порода». Проявом цього процесу, зокрема, є зміна типу хімічного складу підземної води вздовж лінії току від хвостосховища «Західне» в напрямку р. Коноплянка у послідовності NaCl → Na–HCO3 → Mg–HCO3 → Ca–HCO3 [144].

Згідно із даними дослідження, що наведені в роботах [8, 15] у складі рудних залишків хвостосховищ також ідентифіковано відносно високий вміст органічної речовини про, що свідчать високі концентрації розчинного органічного вуглецю, який зумовлює відновлювальні редокс-умови, які визначаються накопичення рівновагою закис-окислів заліза, що обумовлює формування геохімічних бар'єрів із випаданням різних окисних сполук трьох-валентного заліза, алюмінію, марганцю та інших, також формування важко-розчинних сполук урану і радію у ґрунтовому комплексі [15, 144].

Відповідно, такі процеси є ефективним механізмом стримування міграції металів урану у напрямку розвантаження підземних вод. З іншого боку певні аніонітні комплекси (сульфати, гідрокарбонати, нітрати) мігрують із підземними водами без суттєвого впливу на них геохімічних бар'єрів. Тому для ділянок вздовж лінії току підземних вод по відношенню до джерел формування їх забруднення і у різні проміжки часу від моменту формування таких джерел

(хвостосховищ) можуть спостерігатися різні тенденції щодо формування забруднення вод радіонуклідами (переважно ізотопами урану) і основними іонами хімічного складу вод.

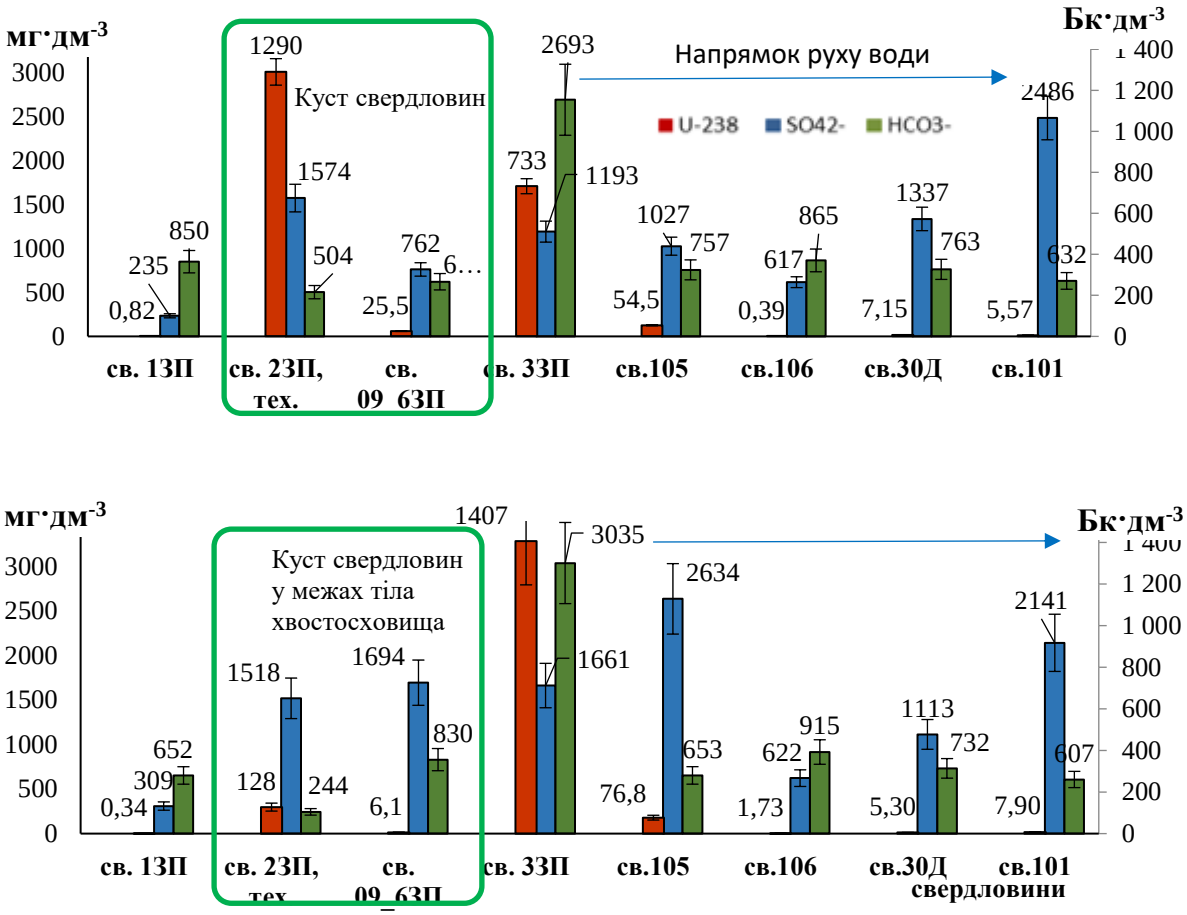


Рисунок 3.15 – Просторовий розподіл концентрацій активності урану і сульфат-іонів у свердловинах на різній відстані від хвостосховища «Західне» за даними спостережень 2005 р. (верхній) і 2021 р. (нижній).

Для вод техногенного горизонту у тілі хвостосховищ було визначено відносно синхронну динаміку формування трендів вмісту сульфат-іонів у воді і вмістом урану. Натомість за межами підтоплених ділянок хвостосховища «Західне» в алювіальних ґрунтах такої кореляції часто не спостерігалося (Рис. 3.15), що може свідчити про різні джерела їх надходження. Іншим типовим прикладом спостережень за хімізмом вод і вмістом урану є наведені дані на рисунку 3.16 для хвостосховища «Дніпровське».

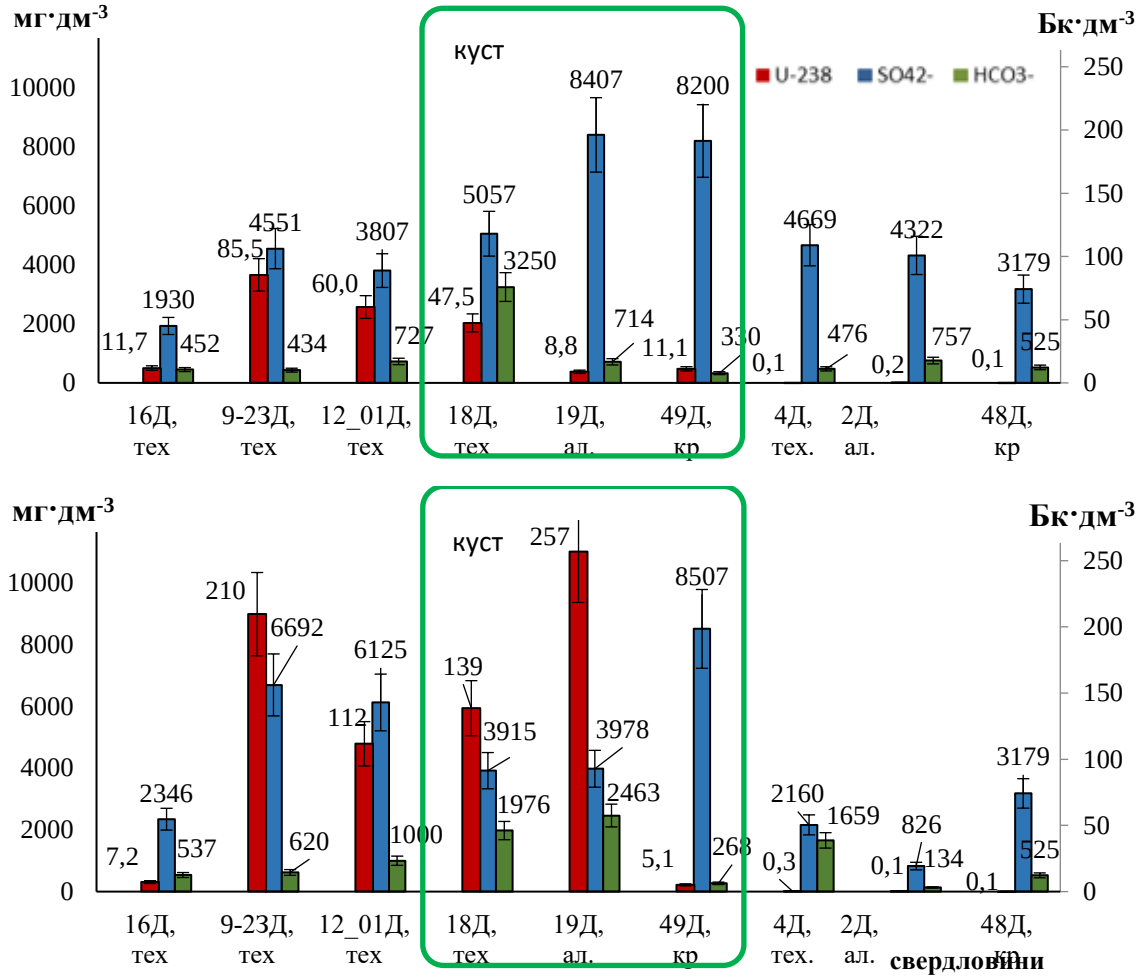


Рисунок 3.16 – Просторовий розподіл концентрацій активності урану і основних макроіонів у техногенному і алювіальному водоносних горизонтах хвостосховищ «Дніпровське» за даними 2009 р. (верхній) і 2021 р. (нижній)

Результати, що наведено на рисунку 3.16 свідчать, що найбільш важливими показниками хімізму підземних вод для майданчика уранового виробництва «ПХЗ» є вміст сульфат-іонів і карбонат-іонів, спостереження за вмістом яких мають виконуватися синхронно із спостереженнями за вмістом урану у воді.

Результати дослідження свідчать, що забруднення підземних вод на периферії розвантаження підземних вод у напрямку р. Дніпро і р. Коноплянка у 2009 р. і 2017 р. залишилися у межах коливань активності техногенного фону. Натомість у центральний частині хвостосховища (св. №19д) в алювіальному

водоносному горизонті, а також у водах техногенного горизонту (св. № 9-23д), концентрації активності урану суттєво виросли у 2017 р. і 2021 р.

Таке суттєве зростання концентрацій активності урану у центральній частині хвостосховища не можна пояснити незначними змінами хімізму вод. Причину суттєвого зростання активності урану у підземних водах слід шукати у формуванні гідрогеологічних умов (рівні вод техногенного горизонту під час відбору проб 2017 р. були суттєво нижчими, ніж у 2009 р.). Можна припустити, що темпи вилуджування урану із залишків уранового виробництва суттєво не змінилися, але у 2017 р. порівняно із 2009 р. суттєво знизилися об'єми води інфільтраційного живлення, що призвело до збільшення концентрацій їх забруднення.

3.7 Оцінка радіаційного забруднення у поверхневих водних об'єктах

3.7.1 Уран і продукти розпаду у воді р. Коноплянка і р. Дніпро

Основним сучасним джерелом надходження радіоактивних і хімічних речовин у р. Дніпро є води р. Коноплянка, куди надходять всі основні поверхневі, підземні, а також дренажні води з території майданчика колишнього «ПХЗ».

Статистичний аналіз даних за період спостережень (2006-2017 рр.) наведений у таблиці 3.10 показує, що рівні забруднення поверхневих вод у зоні впливу майданчика не перевищували встановлені контрольні рівні забруднення за критерієм РД вмісту $^{234+238}U$ (1 Бк·дм$^{-3}$).

Середні показники вмісту ізотопів урану у воді за період спостережень у місті скидів у р. Дніпро – 0,32±0,13 Бк·дм$^{-3}$. Вміст Ra-226 у всіх пунктах відбору на р. Коноплянка спостерігали у межах 0,03-0,04 Бк·дм$^{-3}$, що також суттєво нижче встановлених контрольних рівнів дій (1 Бк·дм$^{-3}$) (НРБУ-97).

Таблиця 3.10

Статистичні параметри динаміки радіонуклідного забруднення на пунктах спостережень рр. Дніпро і Коноплянка (2006-2017 рр.)

	Статистичні параметри розподілу, Бк дм$^{-3}$											
пункт	Сумарна альфа-активність				Уран (238+234)				Радій-226			
	$\bar{x}$	s	W,%	тип* розподілу	$\bar{x}$	s	W,%	тип розподілу	$\bar{x}$	s	W,%	Тип* розподілу
D_1	0,05	0,02	44	м	0,03	0,02	55	м	0,009	0,004	33	лн
К_1	0,24	0,11	48	н	0,19	0,09	48	н	0,03	0,02	64	м
К_2	0,25	0,09	38	лн	0,18	0,08	48	лн	0,03	0,01	35	лн
К_3	0,43	0,13	29	лн	0,32	0,10	32	лн	0,04	0,03	79	п
D_2	0,09	0,04	47	лн	0,06	0,03	52	лн	0,016	0,012	75	лн

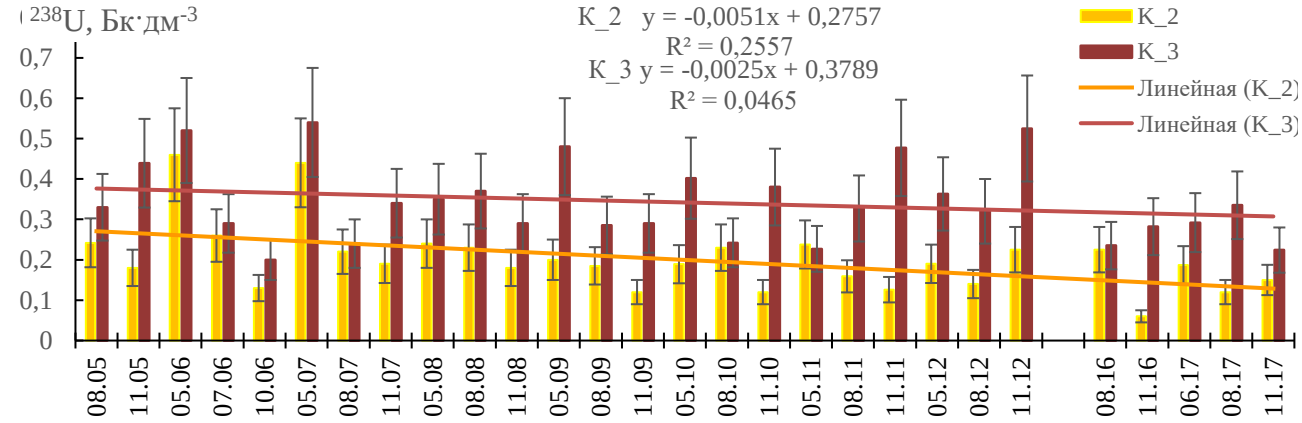
* Н – нормальний, М – Максвелла, ЛН – лог-нормальний

Результати обробки даних спостережень дозволили визначити тип статистичного розподілу рядів і розрахувати усереднені показники вмісту альфа-випромінюючих нуклідів уранового ряду у воді пунктів спостережень [113, 116].

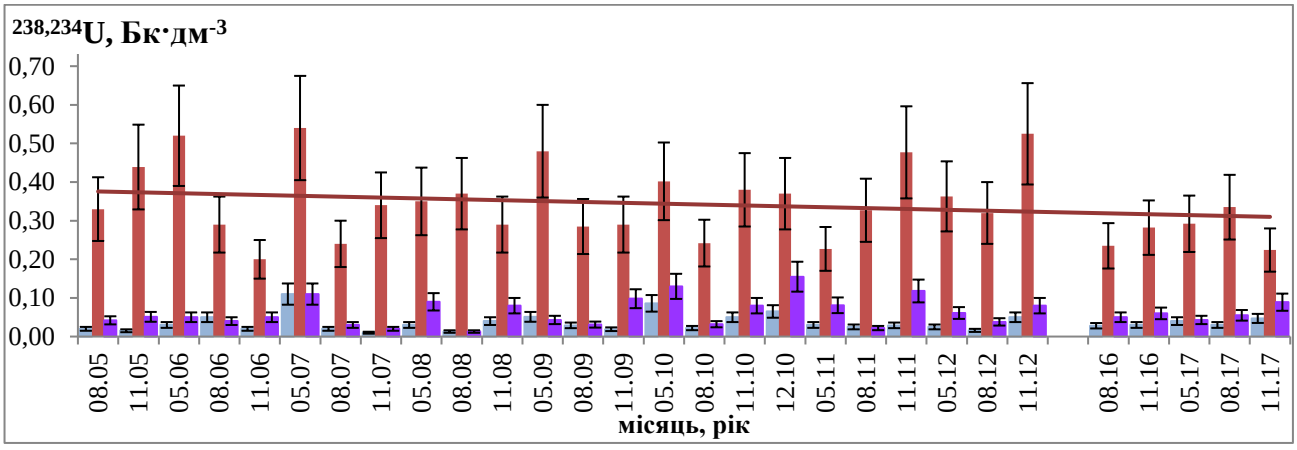
Дані, що наведено у Таблиці 3.10 показали: не зважаючи на те, що тип статистичного розподілу даних спостережень для показників сумарної альфа активності і урану у пунктах К_1 і К_2 відрізняються (нормальним і лог-нормальним статистичним розподілами) усереднені концентрації вмісту урану (234+238) у цих пунктах є близькими. Це дозволяє у якості базових пунктів спостережень для оцінки радіоактивного стоку р. Коноплянка вважати пункти спостережень К_2 і К_3. Також показано, що формування забруднення відбувається переважно на ділянці бокового притоку річки саме між пунктами спостережень К_2 і К_3. Порівняльні оцінки вмісту урану у воді р. Коноплянка, а також у свердловинах за межами впливу хвостосховищ на майданчику у різні сезони роки показали, що рівні їх забруднення у пунктах К_1 і К_2 є також близькими.

Цей факт дозволяє припустити, що поверхневий змив забруднюючих речовин з поверхні промислового майданчика протягом року формується переважно підземним стоком і дренажними водами через систему колекторів і зливової каналізації [58, 144, 146].

Аналіз результатів спостережень за показниками активності ізотопів урану (238+234) у воді річок Коноплянка і Дніпро за період з 2006 р. по 2017 р. (Рис. 3.17) показали, що сучасний вплив стоку забруднених вод з території майданчика на забруднення поверхневих вод річок є незначним.



а



б

Рисунок 3.17 – Тренд формування забруднення вод р. Коноплянка (а) вздовж зони формування стоку в річку від пункту спостережень К_2 до витоку у скидний канал у р. Дніпро (К_3), а також (б) – у пунктах спостережень на р. Дніпро вище (D_1) і нижче (D_2) пункту скидів (К_3)

На ділянці протікання річки від пункту спостережень К_2 вздовж промислової зони майданчика «ПХЗ» спостерігається поступове збільшення концентрацій активності урану-238 у воді р. Коноплянка до пункту скидання вод у р. Дніпро (пункт К_3) в середньому на 30-60%. Саме на цій ділянці формування стоку річки також знаходяться місця скидів колекторів дренажних вод з території промислового майданчика.

Результати спостережень в пунктах відбору води у р. Дніпро, показали, що фонові рівні вмісту ізотопів урану (238+234) у р. Дніпро змінювалися у межах типових фонових значень 0,02-0,05 Бк·дм$^{-3}$, тоді як рівень вмісту урану у воді р. Коноплянка перевищував фонові значення у 10 разів і більше. Таким чином, не зважаючи на те, що у пункті скидів, вміст урану у воді р. Коноплянка є відносно високим, забруднення вод ураном у р. Дніпро нижче місця скидів у п. D_2 лише вдвічі перевищує вміст урану у пункті фонових спостережень р. Дніпро (D_1) вище за течією м. Кам'янське. Величина сумарної альфа-активності у воді р. Дніпро складається на 70-75% активністю ізотопів урану (238 + 234). На частку вмісту радію-226 припадає до 15-20% сумарної альфа-активності, а коливання його вмісту у воді визначено у діапазоні значень 0,010±0,005 Бк·дм$^{-3}$ [146].

В УкрГМІ за участю автора дослідження було розроблено методику підрахунку стоку води р. Коноплянки у Дніпровське водосховище і визначено річний стік Коноплянки за період з 2008 по 2015 рр., який оцінено у середньому в діапазоні від 0,029 - 0,036 км^3 на рік. Використовуючи результати моніторингу забруднення води у р. Коноплянка, це дозволило оцінити винос урану (238+234) і радію-226 по роках з майданчика за період з 2008 по 2013 рр. Зокрема, у 2008 р. стік ізотопів урану (234+238) складав 15,3 ГБк, а у 2013 р. 10,6 ГБк. Відповідно за ті ж роки спостережень стік радію-226 із стоком р. Коноплянка складав 1,2 ГБк (2008 р.) і 1,3 ГБк (2013 р) [147].

Таким чином, достовірність впливу забруднених вод радіонуклідами уранового ряду (переважно ураном), що надходять з території колишнього ВО «ПХЗ» у дніпровську водну систему може бути доведено статистично достовірними даними за результатами моніторингу.

На даний час такий вплив не може будь-яким чином формувати радіологічну небезпеку для водокористування із р. Дніпро нижче за течією місця скидів. Можна очікувати, що з часом наближення ареолу забруднених вод р. Коноплянка рівні забруднення будуть зростати. Натомість, у будь-якому випадку не слід очікувати суттєвого забруднення р. Дніпро, оскільки середньорічні витрати води р. Коноплянки складають 0,2-1,2 $м^3 \cdot с^{-1}$, тоді як витрати р. Дніпро у кілька тисяч разів вище, а тому хронічні ефекти забруднення не призведуть до будь-яких суттєвих радіологічних ризиків опромінення по водному шляху винесення забруднення за межі майданчика ВО «ПХЗ» [146, 147].

Крім того, у найближчі 10-20 років на майданчику буде здійснено значний перелік заходів приведення майданчика у безпечний стан, в тому числі: реконструкція захисного покриття хвостосховищ, дезактивація забруднених територій і об'єктів, а також інші заходи, що мають суттєво зменшити винесення забруднюючих речовин за межі майданчика уранового виробництва.

Не зважаючи на те, що сучасні впливи водного стоку радіонуклідів з території майданчика ВО «ПХЗ» на забруднення р. Дніпра є незначними для радіологічних ризиків, спостереження за вмістом урану і трендами формування хімічного забруднення вод мають бути продовжені, оскільки певні зміни гідрохімічного складу вод можуть також розглядатися як індикатор формування тенденцій надходження урану з майданчика «ПХЗ» у водну систему Дніпра [147].

3.7.2 Забруднення водних об'єктів на ділянках фонових спостережень

Результати оцінок, які наведені у розділі 3.7.1 показали, що сучасний вплив стоків (поверхневих і підземних) з території майданчика «ПХЗ» на формування характеристик сучасного забруднення дніпровських водосховищ радіонуклідами природного походження у техногенно-підсилених концентраціях поки що залишається незначним і має локальне розповсюдження. Разом з тим для оцінки тенденцій подальшого формування впливів забруднених стоків з території майданчика ВО «ПХЗ» потрібно було визначити фонові рівні вмісту природних радіонуклідів за показниками сумарної альфа активності вод, а також вмісту урану і радію за межами зон таких впливів. Такими водними об'єктами було визначено

акваторію дніпровських водосховищ вище за течією р. Дніпро від зони надходження поверхневих і підземних стоків з території майданчика ВО «ПХЗ», а також деякі лівобережні річкові притоки до Дніпровського водосховища, зокрема, вода р. Самара (гідрологічний пост с. Кочережки) Дніпропетровської області (значний водотік із середніми багаторічними витратами води 18 $м^3$ $с^{-1}$), а також р. Вільнянка (малий водотік із середніми витратами води біля 1,0 $м^3$ $с^{-1}$) у межах Запорізької області (с. Зелене і с. Дерезівка Вільнянського району) [146, 147].

Результати показали, що вміст урану у водних об'єктах за межами впливу колишнього уранового майданчика може спостерігатися у широкому діапазоні. Так, у дніпровських водосховищах вище зони впливу стоків ВО «ПХЗ» типові рівні ізотопів урану у воді (0,01-0,05 Бк·$дм^{-3}$) визначалися у межах багаторічних коливань (див. дані у таблиці 4.10). Натомість, у воді деяких лівобережних притоків у р. Дніпро нижче за течією впадіння р. Коноплянка, природна якість води за показниками мінералізації, а також за вмістом урану у воді були визначені значно вищими, ніж рівні забруднення вод р. Коноплянка, куди надходять стоки із майданчика колишнього ВО «ПХЗ». Порівняльні результати узагальнених оцінок у Таблиці 4.11 показали, що вміст урану (238+234) у воді річок формується різними природними факторами і може досягати 2-3 Бк·$дм^{-3}$.

За даними спостережень у воді р. Самара вміст альфа-випромінюючих радіонуклідів було визначено у межах 0,2-0,5 Бк·$дм^{-3}$ в різні роки, що є близьким до вмісту урану у воді р. Коноплянка. Натомість, середньорічні витрати води у р. Самара є суттєво вищими (15-20 $м^3 \cdot с^{-1}$), ніж типові витрати води р. Коноплянка (0,2-0,6 $м^3 \cdot с^{-1}$).

Відповідно, сумарний річний стік альфа-випромінюючих нуклідів (зокрема урану) з водами р. Самара у Дніпровське водосховище є суттєво вищим, ніж надходження урану з поверхневими і підземними водами з території майданчика уранової спадщини колишнього ВО «ПХЗ» [146].

Тому можна зробити висновок, що сучасні стоки з території майданчика не мають суттєвого впливу на формування забруднення дніпровських водосховищ.

Таблиця 3.11

Типові характеристики гідрологічних, гідрохімічних і радіаційних показників поверхневих вод

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

Води річок лівобережного притоку у Дніпровське водосховище характеризуються високою мінералізацією. Так, води р. Самара відносяться до $Na\text{-}Ca\text{-}Mg\text{-}SO_4\text{-}Cl\text{-}CO_3$ групи з мінералізацією 770-820 $мг \cdot дм^{-3}$, що у 2-3 рази перевищує типові рівні мінералізації для вод р. Дніпра і є приблизно такими ж, як у середній течії р. Коноплянка. У деяких малих лівобережних притоках р. Дніпро (наприклад р. Вільнянка) за даними наших спостережень мінералізація води перевищувала у сезони маловодного стоку рівні 3 тис. $мг \cdot дм^{-3}$, а сумарна альфа-активність у березні 2021 р. спостерігалася на рівні 1,2-3,5 $Бк \cdot дм^{-3}$ [148], що у 3-4 рази вище рівня забруднення ізотопами урану води р. Коноплянка.

Причиною підвищених і високих рівнів вмісту урану у водах лівобережних притоків р. Дніпро (р. Самара і р. Вільнянка) є той факт, що водозбірні території цих річок, а відповідно, і підземний стік водного живлення їх руслової мережі розташовано у межах кристалічних порід із високим природним вмістом ізотопів урану. Такі особливості формування вмісту радіонуклідів природного походження мають бути враховані для розробки регламентів фонового моніторингу вод, а також при інтерпретації результатів радіологічних впливів на сучасний екологічний стан навколишнього природного середовища.

Гідрологічні характеристики і незрівнянно вищі об’єми стоку води р. Дніпро обумовлюють значне розбавлення вод і високий рівень самоочищення водної системи у тому числі, як результат адсорбції і седиментаційного випадіння урану

у донні відклади водосховища. Характеристики накопичення і вертикального розподілу радіонуклідів уранового ряду у донних відкладах дніпровських водосховищ вивчалися за результатами відбору проб колонок донного ґрунту у місцях стабільного накопичення осаду у 2012 і 2017 роки під час експедицій УкрГМІ [71, 146].

Про значну роль седиментації у виведені урану у донні відклади мінеральних часток намулів свідчить той факт, що на відстані біля 60 км від місця впадіння р. Коноплянка та 15 км від гирла р. Самара в районі водозабірного пункту «Дніпро-Західний Донбас» за всіма гідрохімічними показниками води, а також вмістом природних радіонуклідів U-238, 234, Ra-226, Pb-210 і Po-210, характеристики води відповідають середнім на рівні природного фону.

Результати оцінок також показали, що суттєву роль у виведенні радіонуклідів із водної товщі і зменшенні рівнів забруднення урану і радію у воді дніпровських водосховищ відіграють процеси їх адсорбції в елементах екосистеми, зокрема у карбонатних формах детриту.

Тому накопичення радіонуклідів уранового ряду у намулах донних відкладів зон седиментації у водосховищі нижче за течію р. Дніпра від місця надходження забруднених вод із зони майданчика «ПХЗ» спостерігалося принаймні у рази вище, ніж у донних відкладах на фонових ділянках Дніпровського водосховища. Для виявлення зон впливу Кам'янського майданчика (у м. Кам'янське) ВО «ПХЗ» на водну систему р. Дніпра у 2012 р. і 2017 р. були відібрані колонки донних відкладів довжиною до 70-90 см за допомогою колонкових відбірників донних відкладів довжиною 1 м. Колонки донних відкладів відбирались на різній відстані від впадіння р. Коноплянка у водосховище (10 і 15 км), а також нижче впадіння р. Самара (35 і 60 км від р. Коноплянка) [71].

Колонки донних відкладів (переважно органічного походження) також відбиралися в озері Сомівка на лівобережній заплаві старого русла р. Дніпро, що дозволило визначити типовий вміст ^{238}U і ^{226}Ra у донних відкладах озера, як 20,5±5,5 для ^{238}U і 26,3±8,3 для ^{226}Ra у якості фонових.

У намулах мінерального походження Дніпродзержинського водосховища (за межами впливу промислових підприємств м. Кам'янське) активність урану-238 визначено на рівні 35-55 Бк·кг$^{-1}$.

Активність урану-238 та радію-226 у донних відкладів мулової фракції із водосховища, що відбиралися нижче за течією зони скидів вод р. Коноплянка, визначено у межах 50-80 Бк·кг$^{-1}$ сухої ваги, а спів-відношення активності їх є майже рівноважними. Вміст урану-238 у донних відкладах нижче гирлової частини р. Самара визначено у діапазоні від 80 до 140 Бк·кг$^{-1}$.

Близькі рівні забруднення ураном донних відкладів спостерігалися у донних відкладах седиментаційного відстійника р. Коноплянка, а також у затоні р. Дніпро старого русла р. Коноплянка, куди її води надходили до середини 80-х років до будівництва дамби седиментаційного відстійника [70, 71].

Типові приклади вертикального розподілу урану-238, а також інших радіонуклідів уранового ряду у донних відкладах водосховища показано на рисунку 3.18.

Наведені дані про вміст урану у донних відкладах на рисунку 3.18 є підвищеними відносно фонових рівнів, але є досить низькими порівняно із забрудненням ґрунтів зони впливу майданчика і не становлять будь-якої радіоекологічної загрози.

Узагальнені результати статистичного аналізу даних радіаційного забруднення абіотичних компонентів екосистем на території майданчика ВО «ПХЗ» і зонах її впливу використовувалися як вхідні дані для розрахунку доз опромінення працівників підприємств, що розташовані на майданчику, а також об'єктів біоти штучних наземних екосистем (хвостосховищ) і антропогенно-змінених природних водних екосистем (ділянка седиментаційного відстійника на р. Коноплянка), природних водних екосистемах Дніпровського водосховища на різній відстані від гирла р. Коноплянка (мкр. Таромське, с. Військове).

Результати дослідження, їх аналіз та обговорення наводяться у розділі 4.

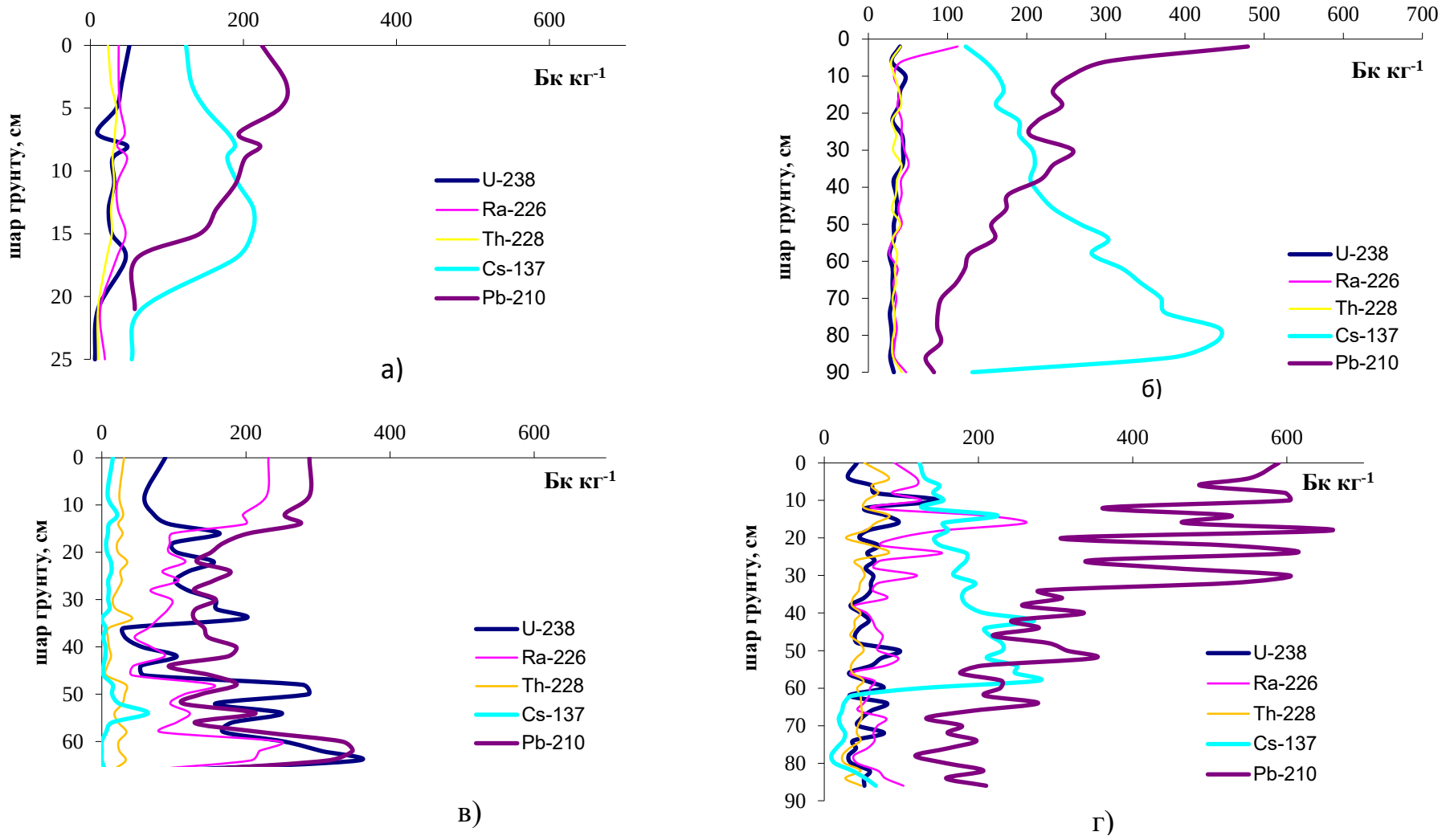


Рисунок 3.18 – Вертикальний розподіл радіонуклідів в колонках донних відкладів , де а) оз. Сомівка лівобережна заплава, б) Кам'янське водосховище вище м. Верхньодніпровськ, в) седиментаційний відстійник р. Коноплянка, г) станція 60 км нижче від штучного гирла р. Коноплянка, Дніпровське водосховище

Висновки до розділу 3

Аналіз стану забруднення майданчика, а також даних про динаміку і тренди формування забруднення ґрунтів, повітря, поверхневих і підземних вод дозволяють визначити наступне:

− площі території основного майданчика колишнього ВО «ПХЗ» із рівнями зовнішнього гамма-опромінення від 0,5 мкЗв·год$^{-1}$ до 30 мкЗв·год$^{-1}$ складають до 30% і потребують очищення;

− у структурі просторового забруднення ґрунтів залежно від місця розташування підприємств із певним технологічним циклом колишнього уранового виробництва домінують різні радіонукліди U-ряду із максимальними рівнями забруднення поверхневого шару ґрунту для ^{230}Th до 3 МБк·кг$^{-1}$, ^{226}Ra до 9 МБк·кг$^{-1}$ і ^{238}U до 3,2 МБк·кг$^{-1}$;

− на деяких ділянках майданчика виявлено шари ґрунту із високими рівнями ПАЕД гамма-випромінювання (≥0,5 мкЗв год$^{-1}$) і перевищенням питомої активності радіонуклідів уранового ряду у грунтах ≥ 1 кБк кг$^{-1}$ від 0,5 м до 3,5 м;

− об'ємні активності ^{238}U і ^{226}Ra в повітрі та щільність їх випадінь можуть перевищувати фонові (4,0 мкБк·м$^{-3}$; 0,05 мкБк·м$^{-2}$·с$^{-1}$ відповідно) до 100 разів (особливо в посушливі сезони років під час проведення земляних робіт), але такі впливи є локальними (до 500 м від джерела емісії пилу);

− варіації рівнів ексхаляції ^{222}Rn (від 1,5 до 100 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$) на поверхні ґрунтового покриття хвостосховищ свідчать про його невідповідність проектним умовам безпеки (1 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$) і потребу у відновленні захисного покриття;

− усереднені значення ОА ^{222}Rn на майданчику варіюють у широкому діапазоні значень (від 0,2 до 10 кБк·м$^{-3}$ на відкритому повітрі залежно від метеорологічних умов) і від 0,2 до 3 кБк·м$^{-3}$ у будівлях (максимальні – 20 кБк·м$^{-3}$ визначено у підвальних приміщення), що обумовлює потужність очікуваної ефективної дози внутрішнього опромінення персоналу від 0,06 до 31 мкЗв·год$^{-1}$ та від 1,3 до 28,8 мкЗв·год$^{-1}$, відповідно.

Основними факторами опромінення залежно від місця перебування персоналу (від 50% до 90% загальної дози) є: зовнішнє гамма-опромінення, інгаляційне опромінення за рахунок надходження ^{222}Rn і його ДПР; опромінення внаслідок інгаляційного надходження забруднених часток пилу є значущим (до 5% від загальної дози) тільки для робітників в умовах високого запилення.

Впливи атмосферних шляхів за рахунок перенесення ^{222}Rn і аерозольних часток з території майданчика на опромінення населення міста не виявлено (річні ефективні дози опромінення визначено у межах 0,02 - 0,05 мЗв).

Встановлено, що винесення радіонуклідів U-ряду за межі майданчика ВО «ПХЗ» потенційно може відбуватися тільки з поверхневими і підземними водами. Визначено, що основний вплив на радіоактивне забруднення підземних вод мають процеси надходження ізотопів U із уранових хвостосховищ на території майданчика. За час їхнього існування (більше 70 років) підземні води із дуже високими концентраціями ($^{238+234}U$ 10-1000 Бк·дм$^{-3}$ під тілом хвостосховища) перемістилися на відстань до 300 м за напрямком їхнього руху. Ореол плями високозабруднених ураном вод може досягти зони їх розвантаження у р. Коноплянка через 100-300 років (за результатами моделювання). Це доводить, що протягом наступних кількох сотень років майданчик не може бути повністю звільнений від регулюючого контролю, а спостереження необхідно продовжувати.

Показано тренди і тенденції зміни мінералізації і хімічного складу вод, забруднених радіонуклідами уранового ряду у хвостосховищах на шляху їх перенесення до зони розвантаження у р. Коноплянку.

Доведено, що внесок поверхневого стоку урану з водозборів майданчика не створюють ризику радіаційного забруднення вод Дніпровського водосховища. Показано, що з водами р. Коноплянка у водосховище надходить 9-12 ГБк $^{238+234}U$, що складає близько 1% від величини стоку U (за рахунок інших природних джерел надходження) з водами р. Дніпро.

Основні положення розділу представлено в роботах автора [68-71,78, 113, 116, 119, 121, 123, 125, 126, 133, 135, 138, 139, 142-144, 146-148].

РОЗДІЛ 4
ОЦІНКИ РАДІОЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ЗАБРУДНЕННЯ

4.1 Радіоекологічні оцінки впливу на біоту

4.1.1 Оцінки накопичення радіонуклідів у біомасі дерев на поверхні хвостосховищ та оцінки доз опромінення біоти наземних екосистем

Для виконання даного завдання дослідження виконувалися вибіркові оцінки радіоактивного забруднення рослин на майданчику ВО «ПХЗ», зокрема, листяних дерев на поверхні хвостосховища «Центральний яр». На поверхні даного хвостосховища у 60 роках минулого століття було висаджено дерева з метою протиерозійного заходу. З роками глибоке проникнення кореневої системи дерев призвело до зменшення щільності захисного покриття, яке було тимчасовим і складало від 0,4-1,0 м. Це створило умови для можливого кореневого виносу рухливих форм радіонуклідів уранового ряду із тіла хвостосховища у деревину і формування забрудненого шару підстилки в процесі листового кругообігу. Виконані оцінки забруднення деревини використовувались для обґрунтування можливості санітарної рубки з метою підготовки поверхні хвостосховища для облаштування нового кондиційного покриття і вибору можливих безпечних стратегій поводження із деревиною у разі її суттєвого забруднення.

Відбір проб деревини було виконано на трьох ділянках поверхні хвостосховища, які мали різні характеристики забруднення ґрунтів: від 10 кратного перевищення над фоном на першій ділянці, 15-20 кратного перевищення на другій і 500-1000 кратного перевищення на третій ділянці.

На території першої і другої ділянок сховища деревостій представлено гіркокаштаном звичайним (*Aesculus hippocastanum L.*), а у північній частині хвостосховища - білою акацією (*Robinia pseudoacacia L.)* і тополею чорною (*Populus nigra L.*). Вік дерев було визначено біля 50 років.

Активність радіонуклідів (^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb) у біомасі деревини досліджували у різних органах і тканинах, а саме: деревині, корі, живих та сухих гілках, одно та двох-річних пагонах, листі, опаді та органічній підстилці (Табл. 4.1) [149].

Таблиця 4.1

Активність радіонуклідів у різних органах і тканинах дерев на території хвостосховища «Центральний Яр»

Місце відбору проб	Концентрація (питома активність) радіонуклідів, Бк·кг$^{-1}$, сухої ваги								
	Ділянка № 1			Ділянка № 2			Ділянка № 3		
	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb
Деревина ЖГ	0,70±0,45	2,90±0,80	36,5±7,2	2,40±1,20	133±40	115±22	21,2±6,3	79,4±23,8	121±24
Деревина СГ	0,85±0,30	2,20±0,70	45,1±9,1	1,18±0,59	37,4±11,2	46,4±10,2	1,83±0,54	11,4±3,3	7,02±1,41
Пагони 1-2 роки	1,55±0,45	6,00±1,80	70,5±14,1	3,74±1,50	47,4±14,3	160±35	11,5±3,4	24,4±7,2	26,7±7,4
Кора ЖГ	5,05±3,05	11,0±3,3	142±28	20,1±6,1	132±36	164±37	90,5±27,2	510±10	283±60
Кора СГ	7,65±2,30	12,1±3,6	106±21	2,34±0,78	11,9±3,4	54,9±10,5	9,95±1,95	23,7±6,9	18,4±3,5
Стовбур	12,2±3,6	12,9±4,1	82,6±17,2	13,3±3,9	79,8±22,4	118±25	48,4±15,1	264±50	318±110
Опад	5,65±1,60	9,90±2,75	99,1±19,8	12,9±3,5	91,4±27,3	168±35	17,4±5,80	203±40	124±25
Підстилка	20,0±6,0	35,2±10,5	200±40	50,5±15,1	105±31	242±50	4414±431	14990±200	10690±1010
Грунт, 0-20 см	195±30	88±25	155±20	320±50	680±90	820±95	12290±1550	36870±3840	25915±2680
ЖГ – живі гілки, СГ – сухі гілки									

*Примітка: Активність урану-238 на фонових референтних ділянках у біомасі стовбуру деревини було визначено на рівні 0,2-0,6 Бк·кг$^{-1}$, радію-226 – 1,0-2,5, а свинцю-210 – від 20 до 30 Бк·кг$^{-1}$, що свідчить про суттєво вищі рівні накопичення радіонуклідів уранового ряду у деревній рослинності, що росте на поверхні ґрунтів і хвостосховищ із високим вмістом залишків переробки уранових руд

Найменший вміст радіонуклідів ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb було виявлено у біомасі пагонів віком 1-го - 2-х років, а найбільші рівні забруднення у стовбурі, корі і опаді. Активність радіонуклідів у деревині живих гілок було визначено у кілька разів меншим (від 1,2 до 5,2 разів) від їх активності у деревині сухих гілок.

Максимальну активність радіонуклідів уранового ряду було визначено у опаді і підстилці із залишками кореневої системи і частками ґрунту.

Результати досліджень дозволили визначити коефіцієнти накопичення (КН) у різних органах і тканинах дерев для радіонуклідів ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb по відношенню до їх вмісту у ґрунті. Визначені КН для ^{238}U варіюють у діапазоні від $n\cdot10^{-4}$ до $n\cdot10^{-2}$; КН для ^{226}Ra: $n\cdot10^{-4}$ - $n\cdot10^{-1}$, а для ^{210}Pb: $n\cdot10^{-4}$ - $n\cdot10^{-1}$.

Розрахунки запасів біомаси на загальній площі уранового хвостосховища 24,0 тис $м^2$ відповідно до методики дозволили оцінити загальну масу деревини на цій території величиною біля 1,5 тис тон [149]. Активність радіонуклідів у деревині визначено у широкому діапазоні від кількох одиниць до кількох сотень $Бк\cdot кг^{-1}$ із переважаючим накопиченням ^{226}Ra і ^{210}Pb порівняні з ^{238}U. У всіх пробах деревини у перерахунку на природно-сиру вагу активність радіонуклідів визначено нижче за рівні дії 1000 $Бк\cdot кг^{-1}$. Тому у разі санітарних рубок деревини на поверхні хвостосховищ поводження з деревиною може бути звільнено від регуляторного контролю. Проте у разі спалювання деревини, з найбільш забруднених ділянок території із високим вмістом ^{226}Ra (>5 $кБк\cdot кг^{-1}$) у золі деревини активність ^{226}Ra може перевищувати рівень звільнення 1 $кБк\cdot кг^{-1}$. У цьому випадку необхідно узгоджувати стратегію утилізації деревини із регуляторним органом (ДІЯРУ) [149].

Для оцінки доз опромінення і коефіцієнтів радіаційного ризику у біоті штучних наземних екосистем (хвостосховищ) і антропогенно-змінених природних водних екосистем (ділянка р. Коноплянки) використано оновлену версію моделюючої системи «ERICA», версія 2.0 (Environmental Risk from Ionising Contaminants) [150], яка знайшла широке застосовується у радіоекологічних дослідженнях у різних країнах світу.

Розрахунки ймовірного накопичення радіонуклідів уранового ряду, оцінки доз зовнішнього і внутрішнього опромінення, включно з коротко-існуючими дочірніми радіонуклідами ^{226}Ra, оцінки ризиків негативного впливу радіоактивного забруднення довкілля виконано для різних груп референтних рослин і тварин. У якості консервативного екологічно безпечного рівня опромінення застосовувались референтні рівні потужності поглиненої дози опромінення 40 мкГр·год$^{-1}$ для наземних екосистем з популяцією сосни звичайної, хребетних тварин і 400 мкГр·год$^{-1}$ для безхребетних тварин (міжнародний критерій впливу на репродуктивну спроможність організмів [39]).

Оцінки радіаційних ризиків опромінення виконано для наземної екосистеми хвостосховища «Центральний яр» для ділянок із різним рівнем поверхневого забруднення залишками уранового виробництва і рівнями ПАЕД гамма-випромінювання.

Розрахунки показали, що дози опромінення (ДО) для референтних груп біоти наземних екосистем, а саме: для рослинних угрупувань (трави; лишайники і мохоподібні; кущі; дерева); безхребетних тварин (кільчасті черви, детритоїдні членистоногі, брюхоногі молюски, крилаті комахи), а також таких хребетних тварин як рептилії, птиці, ссавці маленьких розмірів) в сучасних умовах забруднення майданчика є безпечними, а також не будуть перевищувати рівні безпеки опромінення навіть за умов 10 разового перевищення сучасного рівня активності радіонуклідів уранового ряду у ґрунтах майданчика на більшій частині його території.

Встановлено, що у гіпотетичних умовах проживання тварин на окремих локальних ділянках території із високим вмістом залишків уранового виробництва у ґрунтах, де вміст радію-226 може перевищувати фонові рівні забруднення майданчика у 15 і більше разів є потенційна загроза високих ризиків опромінення для групи – рептилій. Коефіцієнт ризику (КР = ДО організму/РДО) може перевищувати у 1,4 рази критичний рівень.

Таблиця 4.2

Дози опромінення референтного організму і очікувані коефіцієнти ризику (КР) опромінення у наземних екосистемах на ділянках із різним рівнем радіаційного забруднення

Об'єкти і умови експертної оцінки		Фонова ділянка (1UTh_1Ra_1PbPo)		Хвостосховище «Центральний Яр» (10U_16ThRa_15PbPo)		Хвостосховище «Центральний Яр» (20U_100Th_25RaPbPo)		Хвостосховище «Центральний Яр» (50U_180Th 50RaPbPo)		розвантаження руди (140UTh_100Ra_90PbPo)	
Референтні групи біоти	РР*, мкГр·год$^{-1}$	Доза опромінення, мкГр·год$^{-1}$	КР	Доза опромінення, мкГр·год$^{-1}$	КР	Доза опромінення, мкГр·год$^{-1}$	КР	Доза опромінення, мкГр·год$^{-1}$	КР	Доза опромінення, мкГр·год$^{-1}$	КР
Трави	400	1,48	0,004	24,1	0,06	46,6	0,12	93,1	0,23	154	0,39
Кущі	400	2,39	0,006	41,2	0,10	68,0	0,17	136	0,34	236	0,59
Дерева	400	0,191	0,001	3,0	0,01	4,9	0,01	10,3	0,03	18,3	0,05
Лишайники і мохоподібні	400	9,41	0,024	147	0,37	260	0,65	527	1,32	945	2,36
Крилаті комахи	400	0,378	0,001	6,44	0,02	10,3	0,03	21,1	0,05	36,9	0,09
Кільчасті черві	400	1,45	0,004	24,8	0,06	39,6	0,10	80,9	0,20	143	0,36
Детритоїдні членистоногі	400	1,71	0,004	28,1	0,07	45,6	0,11	93,7	0,23	170	0,43
Молюски - черевоногі	400	0,283	0,001	4,36	0,01	7,65	0,02	16,1	0,04	29,4	0,07
Рептилії	40	1,14	0,029	20,3	0,51	31,6	0,79	64,4	1,61	113	2,82
Птахи	40	0,232	0,006	3,95	0,10	6,2	0,16	12,9	0,32	22,7	0,57
Малі ссавці	40	0,583	0,015	9,95	0,25	15,6	0,39	32,6	0,81	57,1	1,43

Примітка: * Референтний рівень потужності поглинутої дози

Серед рослинних угрупувань найбільші ризики оцінено для груп лишайників і мохоподібних, коефіцієнт ризику для яких буде у 1,6-4,8 разів перевищувати референтний рівень за умов 50-разового перевищення фонового рівня ^{226}Ra у ґрунті. Дерев'яниста рослинність має найнижчий коефіцієнт ризику (0,03-0,08) в сучасних умовах забруднення майданчика залишками уранового виробництва.

4.1.2 Оцінки забруднення і доз опромінення біоти водних екосистем

Основні завдання даного дослідження не охоплювали детальне вивчення радіобіологічних впливів поверхневого змиву і підземного стоку радіонуклідів у водні об'єкти (Дніпровське водосховище) з території майданчика ВО «ПХЗ», оскільки вивчення абіотичних складових забруднення довкілля показали відносно низький внесок водних шляхів міграції радіонуклідів і формуванні доз опромінення населення [151].

Проблеми радіоактивного забруднення екосистеми розглядалися переважно з метою відповіді на питання щодо відносних ефектів забруднення біологічних об'єктів [43], які можуть мати суттєвий внесок у формування внутрішнього опромінення населення у разі споживання харчових продуктів, зокрема, риби.

У якості контрольних ділянок водної системи для вилову були вибрані р. Коноплянка (фактично дренажна система зони розташування хвостосховищ «ПХЗ»), де вміст урану у воді у 15-17 разів перевищує фонові рівні; у найближчому затоні р. Дніпро у мкр. Таромське (10 км нижче гирла штучного русла р. Коноплянки), де вміст урану у воді в середньому до 2 разів перевищує фонові рівні; а також у водосховищі на відстані біля 60 км нижче за течією від гирла р. Коноплянки (с. Микільське), де вміст урану у воді спостерігали на рівні фонової активності (0,010-0,012 Бк·дм$^{-3}$) [151].

Об'єктом дослідження протягом двох польових сезонів були відібрані 3х-4х річні особини карася сріблистого *(Carassius gibelio*), що є одним з основних видом рибного промислу у Дніпровському водосховищі. За ознаками живлення

даний вид риб відноситься до категорії рослино-їстівних і бентофагів. Отримані результати визначення активності ізотопів урану в Таблиці 4.3 дозволили встановити прямий кореляційний зв'язок між активністю ізотопів урану у воді, а також у різних органах і тканинах риб (м'язах, кістках, лусці).

Результати визначення активності урану у різних тканинах досліджуваних особин риб (м'язах, кістках, лусці) показали прямий кореляційний зв'язок рівнів їх забруднення і активності урану у воді. Співвідношення активності ^{238}U і ^{234}U у воді р. Коноплянка, дніпровських водах і, відповідно у різних тканинах риби визначалися в діапазоні 1,0-1,2, тому у таблиці 4.3 наведено лише дані активності урану-238 у рибі, які дозволяли виконати перерахунок показників радіоактивного забруднення у Бк·кг$^{-1}$ в одиниці вагової оцінки для порівняння із токсикологічними референтними рівнями безпеки, які у [39] визначають в одиницях мкг·кг$^{-1}$.

Таблиця 4.3

Середня питома активність риби карась сріблястий (*Carassius gibelio*) і коефіцієнт накопичення урану-238 у різних тканинах риби на сиру вагу у водних екосистемах із різним рівнем забруднення води ураном

Характеристика	Одиниця	р. Коноплянка, седиментаційний відстійник		р. Дніпро, мкр. Таромське, 10 км нижче «ПХЗ»		р. Дніпро, с. Микільське, 60 км нижче «ПХЗ»	
		Питома активність на сиру вагу	КН	Питома активність на сиру вагу	КН	Питома активність на сиру вагу	КН
вода	мг дм$^{-3}$	0,014±0,004		0,002±0,001		0,001±0,0005	
	Бк дм$^{-3}$	0,170±0,051		0,021±0,006		0,010±0,003	
м'язи	мг кг$^{-1}$	0,020±0,006		0,002±0,001		0,001±0,0005	
	Бк кг$^{-1}$	0,242±0,061	1,43	0,021±0,005	1,02	0,011±0,003	1,13
кістки	мг кг$^{-1}$	0,044±0,013		0,004±0,001		0,004±0,001	
	Бк кг$^{-1}$	0,551±0,138	3,24	0,053±0,013	2,56	0,044±0,011	4,43
луска	мг кг$^{-1}$	0,120±0,036		0,014±0,004		0,005±0,002	
	Бк кг$^{-1}$	1,48±0,37	8,73	0,175±0,044	8,46	0,066±0,017	6,63

Результатами дослідження встановлено, що у р. Коноплянка активність ^{238}U у м'язовій тканині рибних особин визначено на рівні 0,2-0,3 Бк·кг$^{-1}$ сирої ваги, тоді

як у водосховищі на відстані 10 км і далі за течією від витоку вод р. Коноплянка у Дніпро рівні забруднення риби спостерігаються на один порядок величин активності урану меншими (0,02-0,01 Бк·кг$^{-1}$) і є фактично таким же, як і рівні фонової активності урану-238 у воді.

Розподіл урану по різних органах досліджуваних особин риби показав, що активність урану у кістках на сиру вагу є у 2-3 разів вище, ніж у м'язовій тканині. Найбільша питома активність урану визначена у лусці, в якій активність урану від 5 до 10 разів вище, ніж у м'язах. Проте ваговий внесок луски оцінено лише 5-7% від загальної живої ваги рибних особин, тоді як вагу м'язової частина оцінено величиною 48-50%.

Така залежність відмічається для всіх досліджуваних ділянок водної системи зони впливу уранового майданчика. Усереднені значення коефіцієнтів накопичення (КН) на сиру вагу урану (238+234) у м'язовій частині оцінено величами у приблизному діапазоні 1,3-1,5, тоді як для кісткової тканини і луски КН для найбільш забруднених ділянок водної екосистеми р. Коноплянка визначено у діапазоні від 3,2 (кістки) до 8,7 (луска) від рівня забруднення води.

Для перерахунку активності ^{238}U в одиницях активності Бк·кг$^{-1}$ у питому величину вагового вмісту урану у воді і рибі використовували співвідношення (1 мг ^{238}U = 12,4 Бк). Такі оцінки дозволили порівняти результати визначення урану у рибі р. Коноплянка із встановленими за рекомендаціями ВООЗ обмеженнями на добове споживання урану на рівні 0,6 мкг на кілограм маси тіла на добу (42 мкг U для людини вагою 70 кг) [22, 31], що відповідає приблизно 2 кг м'язів або 4,2 кг для риби, що виловлена із р. Коноплянка, та 20 кг м'язової частини риби (40 кг риби), яку виловили у затоні р. Дніпро біля мкр. Таромське. Враховуючи, той факт що навіть для консервативного сценарію норма споживання риби для місцевих жителів є принаймні у 100 разів менше, то можна зробити висновок про те, що вміст урану-238 у рибі водної системи р. Дніпра у зоні впливу уранового майданчика є цілком безпечним.

На етапах обґрунтування пріоритетів програми довготривалого радіоекологічного моніторингу зон впливу уранового майданчика в рамках даного дослідження виконано гіпотетичні оцінки радіоекологічних впливів на організми водних екосистем за умов сучасного забруднення водної системи р. Коноплянка і в умовах очікуваного у майбутньому зростання активності ізотопів урану, радію у воді.

Розрахунки доз опромінення для фактичних і гіпотетичних умов забруднення екосистеми, а відповідно і коефіцієнтів ризику (КР) по відношенню до референтної дози опромінення 400 мкГр·год$^{-1}$ - для водних екосистем, груп водних живих організмів, безхребетних тварин і рослин [39], виконано для різних таксонометричних груп водних організмів, а саме: фітопланктону, зоопланктону, молюсків брюхоногих і двостулкових, ракоподібних (членистоногих), личинок комах, пелагічних риб, риб бентофагів і вищих водяних рослин.

Розрахунки гіпотетичних доз опромінення гідробіонтів виконано для екосистем р. Коноплянка і ділянки фонових спостережень (Дніпровське водосховище) із використанням розрахункових дозиметричних моделей, для яких у якості вихідних даних використовувалися усереднені дані про активність ^{238}U, ^{234}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{210}Po у воді за період з 2005 р. по 2017 р., а також гіпотетичні оцінки 5-кратного можливого парціального зростання активності урану-238 або двох кратного очікуваного зростання концентрацій активності радію-226 у воді р. Коноплянка у майбутньому у разі, якщо заплановані заходи приведення об'єктів уранової спадщини на майданчику колишнього ВО «ПХЗ» не будуть виконані або не зможуть суттєво зменшити підземний стік забруднених вод із хвостосховищ у р. Коноплянка.

Результати розрахунків очікуваних доз опромінення для різних видів водних організмів р. Коноплянка і фонової ділянки р. Дніпро показані у Таблиці 4.4.

Таблиця 4.4

Дози опромінення на референтний організм і очікувані коефіцієнти ризику (КР) опромінення у водних екосистемах фонової ділянки р. Дніпро і забрудненої ділянки р. Коноплянка зони впливу майданчика «ПХЗ»

Об'єкти і умови експертної оцінки		Фактичні дані спостережень за період (2005-2017 рр.)						Стрес-тест, гіпотетичного зростання у воді середньої річної активності певного радіонукліду			
		р. Дніпро		р. Коноплянка							
		середні фонові рівні		середні рівні забруднення		максимальні рівнів забруднення		U-238, U-234 у 5 разів до 1,0 Бк·дм$^{-3}$		Ra-226 у 2 рази до 0,10 Бк·дм$^{-3}$	
Референтні групи біоти	РР*, мкГр·год$^{-1}$	Доза опромінення, мкГр·год$^{-1}$	КР	Доза опромінення, мкГр·год$^{-1}$	КР	Доза опромінення, мкГр·год$^{-1}$	КР	Доза опромінення, мкГр·год$^{-1}$	КР	Доза опромінення, мкГр·год$^{-1}$	КР
Фітопланктон	400	1,62	0,004	4,14	0,010	7,86	0,020	7,79	0,020	5,58	0,014
Зоопланктон	400	27,7	0,069	240	0,600	518	1,30	323	0,808	386	0,965
Ракоподібні	400	4,71	0,012	10	0,025	18,5	0,046	20,5	0,051	10,8	0,027
Личинки комах	400	100	0,251	240	0,601	519	1,30	324	0,809	386	0,966
Молюски - двостулкові	400	101	0,252	241	0,604	521	1,30	327	0,817	388	0,969
Молюски – черевоногі	400	93,9	0,235	230	0,575	487	1,22	315	0,788	376	0,941
Пелагічні риби	400	2,01	0,005	5,76	0,014	11,7	0,029	13,0	0,032	8,68	0,022
Донні риби	400	2,01	0,005	5,79	0,015	11,7	0,029	13,0	0,033	8,70	0,022
Водні рослини	400	2,15	0,005	10,2	0,026	17,4	0,041	36,6	0,092	12,7	0,041

Примітка: * Референтний рівень потужності поглинутої дози

Розрахунки наведені у Таблиці 4.4 показали, що загальна потужність поглинутої дози опромінення для водних організмів на фоновій ділянці р. Дніпро не перевищує критичний рівень опромінення для всіх обраних таксонометричних груп водних організмів.

На ділянці зони впливу уранового майданчика на р. Коноплянка для умов забруднення на рівні сучасних (середні за період 2005-2017 рр.) потужність поглинутої дози опромінення також не перевищують референтний рівень 400 мкГр·год$^{-1}$ (коефіцієнти радіоекологічних ризиків КР – 0,01-0,026). Найбільш вразливими групами водної екосистеми виявились: зоопланктон, личинки комах і молюски, поглинуті дози опромінення яких можуть наближатися до референтних (КР 0,57-0,60), а за умов сценарію із максимальними рівнями забруднення вод, що мали місце за період спостережень, можуть бути перевищені (КР 1,2-1,3).

В таблиці 4.4 також наведено оцінки стрес-тестування за гіпотетичними сценаріями зростання тільки активності U-238 у воді (у 5 разів) або Ra-226 (у 2 рази). Такі розрахункові оцінки показали, що за умов можливого підвищення рівнів забруднення р. Коноплянка після того, як підземні води із високим вмістом U-238 і Ra-226 можуть досягти зони розвантаження у річку, радіоекологічні ризики для водних організмів можуть суттєво зрости і досягати референтних рівнів.

Такі розрахункові оцінки дозволили зробити кілька важливих висновків в контексті оцінок радіоекологічних впливів майданчика уранового виробництва на екосистему, а саме про те, що в умовах сучасного стану забруднення водної екосистеми р. Коноплянка (і навіть в умовах суттєвого гіпотетичного збільшення надходження радіонуклідів уранового ряду в річку) не слід очікувати значущого погіршення стану екосистеми, для яких негативні впливи нерадіологічних факторів, можуть бути навіть більш значущими [152].

У майбутньому програми об’єктового радіоекологічного моніторингу (у разі зростання рівнів забруднення води і донних відкладів) мають бути розширені більш детальними дослідженнями радіоекологічних ефектів впливу на водні екосистеми, а також спостереженням за показниками нерадіологічного впливу на екосистему.

4.2 Оцінки доз опромінення працівників підприємств, розташованих на майданчику ВО «ПХЗ»

Узагальнені результати проведених комплексних досліджень за рівнем радіаційного забруднення компонентів природного середовища та робочих місць, які представлені у розділі 3, використовувалось для оцінювання доз опромінення працівників на різних об'єктах і ділянках майданчика. Методологія оцінки доз опромінення персоналу для об'єктів уранової промисловості була адаптована [50] на етапах обґрунтування заходів приведення у безпечний стан колишніх уранових об'єктів Східної Німеччини (ВІСМУТ) [153] і у значній мірі ґрунтується на публікаціях МКРЗ [48].

Розрахунки доз були виконані із використанням пакету програмного забезпечення NORMALYSA із використанням адаптованих моделей [49, 154, 155]. Сценарії розрахунку доз опромінення формувалися для типових випадків виконання діяльності працівників, що мали брати участь у ремедіаційних заходах, а також для категорії (населення), до якої були віднесені працівники всіх інших підприємств, що розташовані на території майданчика, а також мешканці прилеглих територій у зоні впливу майданчика. Для оцінки доз персоналу на майданчику ВО «ПХЗ» визначалися консервативні і найбільш несприятливі умови для опромінення референтної особи з урахуванням різних шляхів опромінення, що включали: вплив зовнішнього опромінення від радіонуклідів під час перебування на об'єкті або забрудненій території; інгаляційне опромінення, що обумовлене вдиханням радіонуклідів у складі аерозольних часток атмосферного повітря радіоактивного газу радону-222 і його дочірніх продуктів розпаду.

Для консервативних оцінок потенційного опромінення населення також використовувалися припущення щодо референтної особи, яка може споживати воду із колодязя, виловлену рибу або продукти зрошувального землеробства із використанням для поливу води із р. Коноплянка за умов втрати регуляторного контролю на майданчику [156]. Такі сценарії опромінення за попереднім аналізом виявилися занадто нереалістичними і в усіх випадках дози опромінення по

водному шляху опромінення або із сільгосппродуктами оцінювалися на рівнях суттєво менших, ніж встановлений ліміт 1 мЗв на рік [35, 156]. Попередніми результатами дослідження встановлено, що основним об'єктом найбільш уразливим для опромінення є працівники, які працюють на майданчику. Тому в рамках даного дослідження зроблено оцінки величини доз опромінення для працівників підприємств, розташованих на майданчику ВО «ПХЗ», які можуть перебувати на території або виконувати ремедіаційні заходи на різних радіаційно-небезпечних об'єктах і наведено у публікаціях [124, 125, 157, 158].

Комплекс моделей, які були закладені у моделюючу систему NORMALYSA, було апробовано і адаптовано для вирішення завдань з оцінки радіаційної безпеки для майданчиків спадщини уранових виробництв на підприємствах ВІСМУТ, а також у Чехії, та інших країнах ЄС. Оскільки умови опромінення і характер діяльності на таких майданчиках Східної Європи є подібними до умов, які склалися на території колишнього ВО «ПХЗ», вони використовувалися і для оцінок, які наведені у даній роботі, зокрема, тих що стосуються дозових коефіцієнтів, а також референтних характеристик споживання з урахуванням чинних нормативних документів України з радіаційної безпеки та протирадіаційного захисту (НРБУ-97, ОСПУ-2005) [26, 27]. Для розрахунку доз опромінення використовувалися дані про рівні радіоактивного забруднення довкілля за результатами спостережень або експертні оцінками (у випадку відсутності даних) для таких радіонуклідів: ^{238}U, ^{234}U, ^{230}Th, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{210}Po.

В узагальненому вигляді на рисунку 4.1 показано результати розрахунків максимально можливих потенційних доз опромінення для різних категорій працівників підприємств за рахунок трьох основних шляхів радіологічного впливу: пряме гамма-опромінення, за рахунок інгаляції радону і його дочірніх продуктів розпаду і аерозолів для умов пасивного перебування референтної особи протягом однієї година на різних ділянках і радіаційно-небезпечних об'єктах майданчика (до здійснення заходів приведення майданчика у безпечний стан). Розрахунки також включали для деяких сценаріїв перебування на поверхні

хвостосховищ можливість заковтування певної частки забрудненого матеріалу з поверхні ґрунту.

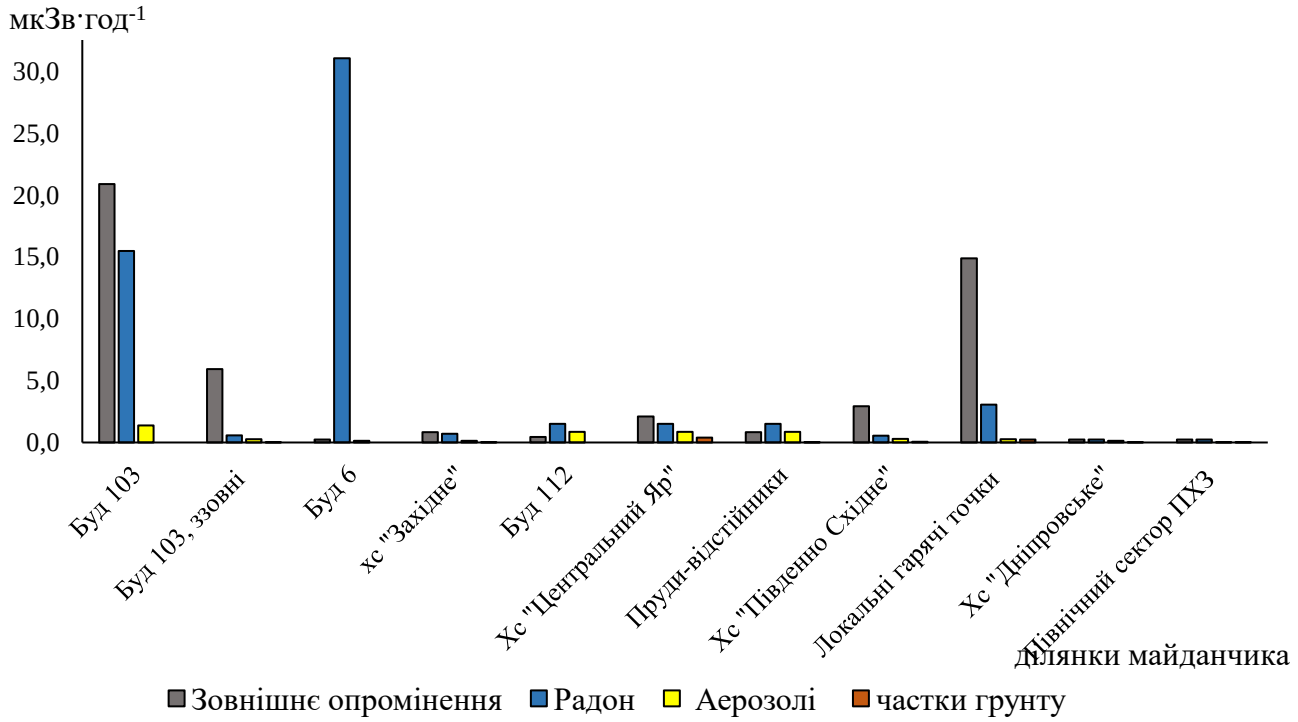
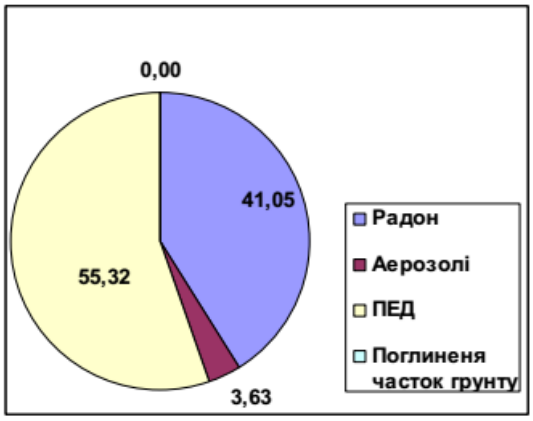


Рисунок 4.1 – Максимально можливі дози потенційного опромінення за різними шляхами формування опромінення від основних радіаційно-небезпечних об’єктів на території колишнього ВО «ПХЗ» (мкЗв·год$^{-1}$) [124]

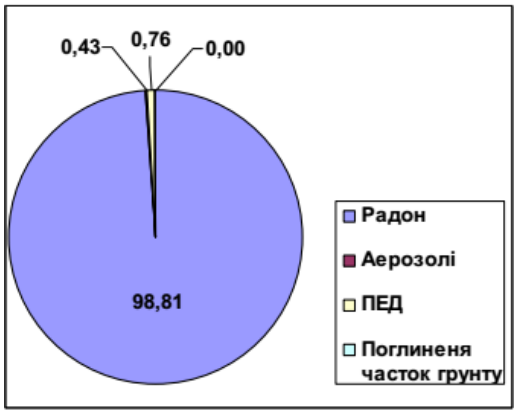
За результатами таких розрахунків було виконано аналіз структури формування загальної ефективної дози опромінення за рахунок зовнішніх та інгаляційних факторів опромінення. Визначено, що у певних ситуаціях, наприклад, під час проведення робіт у підвальних приміщеннях інгаляційні дози опромінення можуть формуватися виключно за рахунок дуже високих рівнів ОА радону-222 і його дочірніх продуктів розпаду, тоді як в інших будівлях або на забруднених ділянках основними факторами формування дози є пряме гамма-випромінювання від забруднених поверхонь і ґрунту, а також вдихання аерозолів у випадку значного пилового забруднення повітря (Рис. 4.2).

Так у будівлі №6, яка належить концерну «Ферреспо» і на даний час є законсервованою, дози інгаляційного опромінення людей, які можуть перебувати у невентильованих підвальних приміщеннях за рахунок дуже високих об’ємних

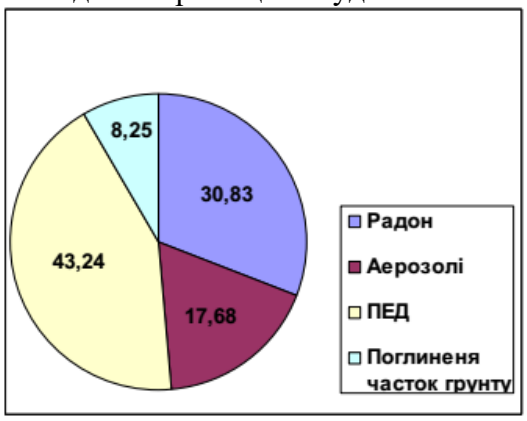
концентрації радону-222 у повітрі (20 кБк·м$^{-3}$) можуть бути небезпечно високими: 125 мкЗв·год$^{-1}$ (фактор рівноваги F=0,4). Тому спостереження за об'ємною активністю радону-222 і його ДПР у приміщеннях колишнього уранового виробництва мають бути важливим елементом програм моніторингу і радіаційного контролю.



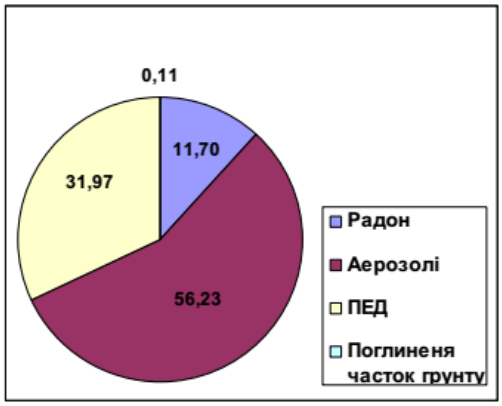
Одне із приміщень будівлі №103



Підвальні приміщення будівлі №6



Поверхня хв-ща «Центральний яр»



Поверхня хв-ща «Сухічівське-1»

Рисунок 4.2 – Приклади структури формування загальної еквівалентної дози опромінення в умовах перебування референтної особи на різних об'єктах майданчика спадщини уранового виробництва

В інших об'єктах, що безпосередньо використовувалися для переробки уранових руд, за рахунок накопичення у таких приміщеннях значної кількості залишків рудних концентратів і радіоактивних відходів виробництва із надзвичайною активністю ^{226}Ra до 9 МБк·кг$^{-1}$ (наприклад, будівлі №103 і №104), а також на територіях із високими рівнем забруднення, основними факторами опромінення є зовнішнє гамма-випромінювання.

На поверхні хвостосховищ, де не має надійного захисного покриття, основним фактором опромінення є зовнішнє гамма-випромінювання і інгаляційне опромінення за рахунок часто значного забруднення часток пилу в умовах вітряної погоди (сховища «Центральний яр», «Сухачівське» та інші). Вплив можливого поглинання забрудненого ґрунту у всіх випадках не є суттєвим за винятком сценарію опромінення робітників, які виконують земляні роботи з матеріалами хвостосховищ або під час зняття ґрунту забруднених територій [159].

Оцінки величини потужності сумарної ефективної дози опромінення показали, що працівники підприємств, які не мають відношення до колишнього уранового виробництва, а їх діяльність не передбачає регуляторного контролю з радіаційної безпеки з боку регуляторних органів, потенційно можуть перебувати під впливом джерел опромінення від колишніх об’єктів уранового виробництва на території колишнього ВО «ПХЗ» і потенційно отримувати суттєві дози опромінення. Це означає, що у будь якому разі діяльність на забруднених ділянках або забруднених приміщеннях не може виконуватися без дотримання спеціальних вимог з радіаційного захисту. Для тих підприємств, що за характером діяльності не мають відношення до колишнього уранового виробництва, дозові навантаження не мають перевищувати референтні рівні, встановлені відповідно до [34] на рівні 2 мЗв на рік. Тому перебування людей, що працюють на таких підприємствах мають бути чітко регламентовані, доступ їх працівників на хвостосховища і забруднені ділянки території має бути забороненим.

Узагальнені оцінки сценарних максимально можливих потенційних доз опромінення за результатами даних спостережень до 2011 р. дозволили визначити пріоритети для наступної оцінки безпеки стану майданчика у відповідності до методології МАГАТЕ [37] і використовувалися на етапі обґрунтування заходів приведення майданчика «ПХЗ» у безпечний стан. Такими об’єктами для першочергових заходів приведення майданчика «ПХЗ» у безпечний стан були визначені наступні:

- демонтаж і дезактивація будівель і найбільш забруднених об’єктів інфраструктури колишнього уранового виробництва;

- хвостосховища («Західне» і «Центральний Яр»), які потребують заміни старого захисного покриття на нове ґрунтове багатошарове покриття.
- дезактивація найбільш забруднених ділянок території шляхом зняття верхнього шару ґрунту;
- інфраструктура поводження із залишками уранового виробництва

Розрахунки річної сумарної ефективної дози опромінення для найгірших сценаріїв для працівників, що за своїми умовами роботи віднесені до персоналу категорії А, при проведенні ремедіаційних робіт у майбутньому показали, що максимально можливі дози опромінення можуть перевищувати встановлені ліміти річної ефективної дози 20 мЗв·рік$^{-1}$ (НРБУ-97) [26]. Найбільші дози опромінення можуть бути отримано персоналом (категорії А) під час демонтажу забрудненого обладнання і дезактивації забруднених приміщень будівлі №103. Дози опромінення можуть досягати 1 мЗв·год$^{-1}$ і більше для найбільш забруднених приміщень даної будівлі колишнього цеху виробництва уранових концентратів. Приклад дозиметричної зйомки в цьому приміщені, яку виконано за участю автора дослідження показано на Рис.4.3.

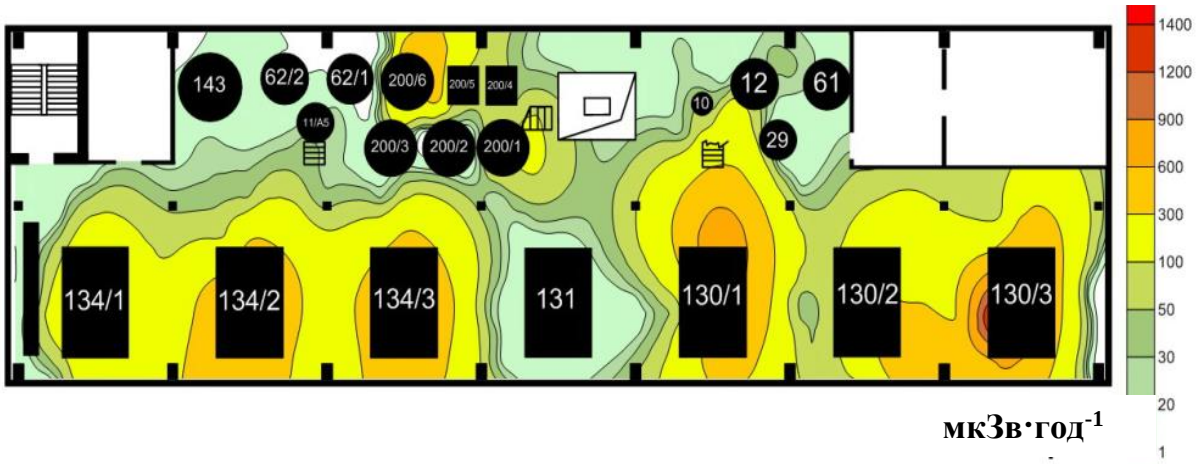


Рисунок 4.3 – Просторовий розподіл ПАЕД гамма-опромінення навколо екстракційних колон та іншого обладнання одного із приміщень уранового виробництва (будівля №103)

У відповідності з оцінками тривалість робочого часу залежно від рівня забруднення приміщення, протягом якого працівник може отримати дозу опромінення на рівні 20 мЗв·рік$^{-1}$, становить біля 130 годин для умов середніх

рівнів забруднення і доз опромінення для референтної особи, близько 60 годин – у приміщеннях із максимальними рівнями опромінення. За найгіршим із можливих сценаріїв опромінення тривалість робочого часу персоналу може становити лише 20-25 годин [125]. Це потребує перед початком ремедіаційних заходів розробку детальних планів радіаційного контролю і радіаційного захисту працівників [160].

Отримані оцінки прогнозних річних ефективних доз опромінення різних категорій працівників, різних сценаріїв опромінення і часу перебування на об'єкті доводять, що в сучасних умовах річні ефективні дози опромінення працівників категорії А і Б, що працюють на території ВО «ПХЗ» у будівлях, які не використовувалися для колишнього уранового виробництва, не перевищують встановлених НРБУ-97 лімітів річної ефективної дози 20 мЗв, 2 мЗв, відповідно.

Для більшості працівників підприємств на території ВО «ПХЗ», які безпосередньо не беруть участі у діяльності на забруднених об'єктах, дози опромінення становлять нижче 0,3 мЗв·рік$^{-1}$ і не перевищують лімітів річної ефективної дози для населення (1 мЗв·рік$^{-1}$).

Для населення міста за межами санітарної зони майданчика «ПХЗ» дози опромінення за рахунок джерел, що розташовані на його території, оцінено у межах 0,02-0,05 мЗв·рік$^{-1}$, що не перевищує референтні рівні в 0,3 мЗв·рік$^{-1}$.

Таким чином, на етапі проведення ремедіаційних заходів і в цілому для майданчика уранового виробництва мають бути розроблені і впроваджені об'єктові елементи радіаційного моніторингу довкілля, моніторинг робочих місць, а також індивідуальний моніторинг опромінення працівників. Основну увагу в програмах радіоекологічного моніторингу довкілля приділяти контролю зовнішнього гамма-випромінювання, спостереженням за забрудненням повітря радоном-222 і аерозолями, а також поверхневим і підземним водам, враховуючи пролонговані очікувані ефекти забруднення природного середовища.

Основні положення розділу представлено в роботах автора [125, 135, 149, 151, 152, 158, 159].

Висновки до розділу 4

Оцінки радіологічних впливів забруднення майданчика ВО «ПХЗ» виконано для працівників підприємств на майданчику, а також для референтних груп біоти наземних і водних екосистем на території майданчика.

Встановлено, що об'єкти спадщини уранового виробництва ВО «ПХЗ» можуть формувати значні дози опромінення тільки для працівників підприємств, розміщених на майданчику у разі їх перебування на радіоактивно-забруднених ділянках і приміщеннях території. У сучасних умовах річні ефективні дози опромінення працівників цих підприємств не перевищують встановлені рівні безпеки (НРБУ-97) і складають 0,1-0,4 мЗв. Найгірші сценарії опромінення, за яких оцінки максимальних річних ефективних доз опромінення перевищують 20 мЗв можуть бути реалізовані тільки для персоналу, що буде виконувати ремедіаційні заходи, зокрема у будівлях №103, №104. Значущих радіологічних ризиків опромінення населення міста Кам'янське не виявлено.

Встановлено, що рівні накопичення U у м'язах риб (*Carassius gibelio*) з р. Коноплянка у 10 разів вище, ніж на фонових ділянках Дніпровського водосховища, дози опромінення гідробіонтів р. Коноплянка є вищими за фонові від 2-х до 10 разів, формуються переважно за рахунок ^{226}Ra у воді і донних відкладах. Дози опромінення зоопланктону і бентосу не перевищують референтний рівень – 400 мкГр·год$^{-1}$.

Визначено потужність поглиненої дози опромінення біоти в наземних штучних екосистемах на ділянках території майданчика із високим вмістом залишків переробки уранових руд (де вміст ^{226}Ra у ґрунтах ≥ 1,5 кБк·кг$^{-1}$), що перевищує референтний рівень 400 мкГр·год$^{-1}$ для групи лишайників і мохоподібних, а також 40 мкГр·год$^{-1}$ для групи рептилій. Накопичення U в наземній біомасі багаторічних дерев є низьким (КН варіює від 10^{-4} до 10^{-2}), переважно накопичує ^{226}Ra і ^{210}Pb (КН від 10^{-4} до 10^{-1}). У разі спалювання деревини після санітарних рубок активність ^{226}Ra у золі може перевищувати рівень звільнення 1 кБк·кг$^{-1}$, тому поводження з нею потребує радіаційного контролю.

РОЗДІЛ 5

РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ПРОГРАМИ МОНІТОРИНГУ ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ОБ'ЄКТАХ УРАНОВОЇ СПАДЩИНИ

5.1 Загальні положення і вимоги до організації програм

Плануючи будь-які програми моніторингу довкілля (об'єктові або фонових спостережень), необхідно визначити мету і відповідні завдання, які мають бути вирішені за результатами даних спостережень для досягнення поставлених цілей.

Мета і завдання програм моніторингу як інструменту інформаційного забезпечення в обґрунтуванні рішень радіаційного захисту на об'єктах спадщини уранового виробництва можуть бути різними на різних етапах планування і здійснення стратегії приведення майданчиків у безпечний стан.

Програми і методи моніторингу (джерел опромінення, стану довкілля або індивідуального радіаційного контролю) не можуть бути універсальними і мають розроблятися у відповідності до мети і специфічних завдань заходів безпеки або проектів приведення радіаційно небезпечних об'єктів уранової спадщини у безпечний стан. Програми і регламенти об'єктового моніторингу також мають враховувати особливості природного середовища, характер діяльності і умови проживання населення у зонах їх впливу [161, 162].

Основні завдання і складові комплексного радіоекологічного моніторингу на майданчиках спадщини уранового виробництва мають охоплювати аналіз джерел радіологічних впливів, а також основні типи перенесення радіонуклідів від місць локалізації залишків уранового виробництва в атмосферному повітрі (аерозолі і ^{222}Rn) і водними шляхами (інфільтрація з підземними водами і поверхневий стік).

Результати моніторингу мають дозволити виконати аналіз процесів, умов і шляхів формування опромінення, виконати порівняльний аналіз фактичного рівня забруднення в усіх елементах довкілля на відповідність критеріям радіаційної і екологічної безпеки, а також розрахувати фактичні дози опромінення і радіоекологічні ризики для екосистеми. Результати комплексних оцінок за

результатами моніторингових досліджень використовуються для обґрунтування реабілітаційних заходів і управління безпекою майданчика протягом тривалого періоду після приведення майданчика у безпечний стан.

Загальна схема основних елементів програми моніторингу показано на рисунку 5.1.

Рисунок 5.1 – Загальна схема складових радіоекологічного моніторингу на майданчиках уранової спадщини

На різних етапах здійснення ремедіаційних заходів програми моніторингу мають враховувати особливості завдань оцінки безпеки і аналізу впливів на довкілля, а також відповідати вимогам інформаційного забезпечення процедур оцінки радіаційної і екологічної безпеки, погодженними з уповноваженими регуляторними органами.

На початковому (скринінговому) етапі необхідно визначити відповідність існуючих характеристик забруднення довкілля і опромінення (персонал і населення) встановленим регуляторним критеріям радіаційної безпеки, умов за яких можуть мати місце перевищення встановлених норм безпеки. У разі встановлення впливів, які потребують втручання, мають бути ідентифіковані всі основні джерела забруднення навколишнього природного середовища і оцінки їх відносної ролі у формуванні забруднення довкілля і опромінення персоналу і населення.

Одним із пріоритетних завдань початкового етапу організації програм моніторингу є необхідність визначення ролі основних факторів формування опромінення (зовнішнє випромінювання, інгаляція або споживання води і продуктів харчування). На даному етапі також необхідно виконати оцінки радіологічних і нерадіологічних впливів на елементи природного середовища (у тому числі на біологічні об'єкти).

На даному етапі визначаються найбільш вразливі елементи наземних і водних екосистем, які знаходяться на забруднених територіях або зонах їх впливу і можуть отримувати високі дози опромінення від забруднення середовища їх життєдіяльності.

На початковому етапі оцінки стану майданчика мають бути розроблені «концептуальна модель формування радіоекологічних впливів», яка дозволяє зрозуміти функцію всіх основних джерел і шляхів формування радіаційних ризиків на майданчику, а також визначено необхідність і масштаби інженерних і організаційних заходів приведення таких майданчиків у безпечний стан.

Тривалість скринінгового етапу в обґрунтуванні програм моніторингу залежить від масштабу і рівнів потенційної небезпеки для населення і природного середовища, а тому може складати від кількох місяців (для джерел) до 2-5 років і більше. Крім того, в процесі виявлення нових джерел і факторів опромінення, а також в умовах змінювання стратегії очищення майданчика завдання моніторингових досліджень можуть змінюватися або виконуватися спільно із завданнями на етапі здійснення ремедіаційних заходів.

На етапі здійснення заходів, перелік яких є індивідуальним для кожного майданчика і має бути розроблений в рамках процедур оцінки безпеки і техніко-економічного обґрунтування організаційних і інженерних програм, моніторинг стану майданчика необхідно спрямовувати на підтвердження показників безпеки виконання робіт персоналом під час здійснення інженерних заходів (наприклад, в процесі демонтажу забруднених будівель, спорудження захисного покриття хвостосховищ, дезактивації забруднених територій або поводження із радіоактивними відходами, тощо).

На різних етапах здійснення заходів можуть бути запроваджені адміністративні обмеження доступу людей на забруднені об'єкти і ділянки майданчика, контроль безпеки на яких має здійснюватися методами радіаційного моніторингу. Під час проведення земельних робіт можуть суттєво зростати запилення атмосферного повітря і збільшення ризику інгаляційного опромінення. Тому спостереження можуть бути розширені на виконання програм радіаційного контролю робочих місць персоналу, а також на визначення можливих ефектів розповсюдження залишків уранового виробництва в процесі їх транспортування або поводження з ними. Результати програм моніторингу на етапі здійснення заходів мають довести відповідність умов безпеки у зоні проведення робіт встановленим нормам і правилам радіаційної і екологічної безпеки.

Особливість завдань, що виконуються в рамках програми моніторингу **після завершення ремедіаційних заходів**, полягає в тому, щоб визначити ефективність здійснення ремедіаційних стратегій і проектів і, зокрема довести, що фактичні і очікувані впливи джерел забруднення на природне середовище і опромінення населення після здійснення заходів не перевищують встановлені критерії безпечного стану, які були передбачені проектними умовами.

В процесі здійснення інженерних заходів можуть мати місце значні негативні нерадіологічні впливи на стан довкілля (наприклад, знищення лісового масиву, забруднення річок хімічними речовинами або суттєві зміни ландшафту території, на якій здійснювалися заходи з метою радіаційного захисту). Тому

комплексні дослідження фактичних впливів заходів мають довести, що виконання умов радіаційного захисту не призвело до суттєвих негативних наслідків для природного середовища в цілому. Якщо такі впливи є неминучими мають бути заплановані пост-ремедіаційні компенсаційні відновлювальні заходи.

Програми моніторингу і обстеження стану майданчика в період пост-ремедіаційний період мають допомогти планувати і здійснювати корегувальні спрямовані на підтримку рівнів радіаційної безпеки заходи і на відновлення стану довкілля в цілому.

Результати моніторингу стану забруднення навколишнього середовища після завершення ремедіаційних заходів є підставою для регуляторного органу приймати рішення щодо повного або часткового звільнення очищеного майданчика від регуляторного контролю. У разі часткового звільнення діяльності на таких майданчиках від регуляторного контролю, програми моніторингу і технічного нагляду стають інструментами запровадження і здійснення програм довготривалого інституціонального контролю. Поняття інституціонального контролю охоплює не тільки сферу управління радіаційної безпеки, але і елементи раціонального управління такими територіями місцевими органами влади, у тому числі із функціями охорони навколишнього природного середовища і соціального-економічного розвитку територій впливу колишніх майданчиків уранового виробництва.

Відповідно з часом можуть змінюватися і цілі і завдання програм моніторингу, але у всіх випадках, основними елементами програм спостережень залишаються показники підтвердження того, що радіаційно-небезпечні залишки колишнього уранового виробництва у межах локалізації таких майданчиків і їх впливи на довкілля є контрольованими і безпечними. Підтвердження тому можуть бути отримані за результатами довготривалих систематичних спостережень за не перевищенням встановлених контрольних рівнів забруднення довкілля у поверхневих і підземних водах зони впливу, атмосферного повітря за рівнем сумарної альфа-активності у водах або контрольних рівнів сумарної бета- і альфа-

активності аерозолів. Індикаторами безпеки впливу таких майданчиків можуть бути визначено характерні для даної місцевості біологічні організми (наземні рослини або гідробіонти), що характеризуються властивостями накопичувати радіонукліди або хімічні забруднювачі колишнього уранового виробництва.

Для майданчиків колишніх уранових виробництв, на яких має місце суттєве розповсюдження радіонуклідів уранового ряду і хімічних забруднювачів у підземні води (наприклад, майданчик «ПХЗ»), обмежене звільнення діяльності підприємств наземного комплексу від регуляторного контролю і скорочення регламентів спостережень за факторами зовнішнього, а також інгаляційного опромінення, не є підставою для скорочення програм спостережень за забрудненням підземних вод. Перебування і тривалий період транспортування радіонуклідів уранового ряду із надзвичайно довгим періодом фізичного розпаду може продовжуватися десятки і навіть сотні років після завершення ремедіаційних заходів приведення майданчика у безпечний стан.

Тому спостереження за характеристиками забруднення і динамікою розповсюдження підземних вод мають продовжуватися протягом всього дуже тривалого (у випадку уранових майданчиків) періоду інституціонального контролю. Такі багаторічні спостереження можуть бути необхідними також для поверхневих водних об’єктів зон впливу майданчиків уранової спадщини, а також для визначених біологічних індикаторів накопичення радіонуклідів. Тому з часом такі об’єктові програми моніторингу можуть передаватися в управління регіональних або загально-державних суб’єктів і мереж фонового моніторингу стану довкілля.

На всіх етапах управління майданчиками уранової спадщини для здійснення програм моніторингу мають використовуватися адекватні методи і технічні засоби відбору проб і аналітичних вимірювань. Важливим є залучення кваліфікованого персоналу, які володіють технічними засобами і методами вимірювань, а також дотримуються розроблених стандартів якості

функціонування аналітичних лабораторій із відповідним нормативно методичним забезпеченням.

Достовірність і оптимальний набір засобів і методів моніторингу має визначатися участю суб'єктів програм моніторингу у регулярних заходах щодо контролю і гарантії якості аналітичних вимірювань. Такі програми доцільно виконувати регулярно за участю всіх аналітичних лабораторій, що беруть участь у програмах моніторингу на визначеному об'єкті уранової спадщини. Для цього організації – суб'єкти програм моніторингу мають брати участь у заходах підвищення кваліфікації, тренінгах і програмах між-лабораторних порівнянь результатів аналітичних вимірювань (наприклад, в програмах МАГАТЕ з професіонального тестування).

Важливим елементом будь-яких якісних програм об'єктового моніторингу має бути впроваджена система аналізу, обробки і збереження даних спостережень. Результати моніторингу мають щорічно узагальнюватися і надаватися у відповідні органи державного управління, що відповідальні за стан безпеки майданчиків і приведення їх у безпечний стан, а також використовуватися для інформування населення про стан радіаційної безпеки і ті заходи, що виконуються для приведення майданчиків у безпечний стан.

Слід враховувати, що програми і методи обстеження радіаційно-небезпечних об'єктів в умовах «існуючих і планових ситуацій опромінення» можуть також суттєво відрізнятися в умовах аварійних ситуацій. До аварійних ситуацій на об'єктах уранової спадщини можуть бути віднесені випадки руйнування дамб хвостосховищ, позапланові руйнування і демонтаж елементів виробничої інфраструктури колишнього уранового виробництва із наслідками розповсюдження дисперсної фракції радіоактивних залишків і продукції уранового виробництва, розповсюдження радіоактивного аерозолю під час аварій при транспортуванні уран-містких залишків, тощо. Всі такі випадки враховуються у аварійних планах здійснення реабілітаційної діяльності із відповідно розробленими регламентами радіаційного контролю і моніторингу.

Сучасні уявлення про моніторинг, як систему інформаційної підтримки радіаційного захисту потребують оцінки не тільки існуючого стану безпеки на майданчиках, а і можливість передбачити можливі зміни такого стану у майбутньому під впливом природних процесів і господарчої діяльності. Тому результати моніторингових досліджень можуть виконуватися також з метою отримання вихідних даних для параметризації і моделювання процесів розвитку радіаційної обстановки на ті ситуації, які не можуть бути охоплені фактичними спостереженнями або на ситуації рідкої повторюваності. Результати прогнозування дозволяють оптимізувати програми і регламенти моніторингу.

Конкретні регламенти програм спостережень за характеристиками забруднення природного середовища на майданчиках спадщини уранових виробництв мають бути узгоджені із програмами технічного нагляду стану бар'єрів безпеки таких об'єктів, оскільки дозволяють провести аналіз причинно-наслідкових зав'язків між порушенням інженерних бар'єрів безпеки, господарчою діяльністю і виявленими змінами у трендах або коливаннях характеристик забруднення довкілля.

5.2 Рекомендації щодо планування програм моніторингу

Програми і регламенти моніторингу мають плануватися у відповідності до визначених характеристик і рівня небезпеки джерел формування радіоактивного забруднення, а також у відповідності до цілей реабілітаційної діяльності, які мають бути досягнутими на конкретному етапі процесу приведення майданчиків у безпечний стан. Загальна послідовність і етапи планування різних елементів програми і регламентів моніторингу можна викласти у наступній структурі завдань за такими розділами:

- Контекст проблеми, яку потрібно вирішувати.
- Цілі моніторингу і контекст програм характеризації і моніторингу природного середовища з метою радіаційного захисту і охорони навколишнього природного середовища.

- Регуляторні вимоги і критерії дотримання радіаційної і екологічної безпеки у відповідності до загально державних правил і норм радіаційної безпеки або спеціальних критеріїв (контролів рівнів) для даного об’єкту.
- Аналіз джерел забруднення, типи забруднюючих речовин і характеристики шляхів формування опромінення (ґрунти, повітряний, водний шляхи, фактори формування зовнішнього або внутрішнього опромінення).
- Аналіз нерадіологічних загроз (хімічні забруднюючі речовини), визначення яких у природному середовищі мають бути включені в програму спостережень.
- Основні відомості про навколишнє природне середовище і фактори, що сприяють розповсюдженню забруднення у природному середовища.
- Основні об’єкти впливу – персонал, населення, особливості її діяльності і умови проживання у зоні радіаційних і нерадіаційних впливів об’єкту небезпеки.
- Завдання програми моніторингу і регламенти спостережень із відповідними обґрунтуваннями.
- Обладнання для відбору проб, перелік дозиметричних приладів і аналітичного устаткування для виконання програми моніторингу.
- Заходи, що дозволять забезпечити якість і повноту спостережень, оцінки очікуваної або допустимої невизначеності результатів.
- Джерела фінансування і структура вартості робіт різного типу.
- Формати звітності і збереження даних.
- Вимоги до інформування регуляторних органів, інших зацікавлених організацій і населення.
- Інші вимоги і відомості, що може визначити регулюючий орган.

З часом програми моніторингу можуть регулярно переглядатися і погоджуватися із регуляторними органами. Обсяги і деталізація програм моніторингу мають відповідати залишковим ризикам і невизначеностями в оцінках радіологічної або еко-токсикологічної ситуації, що склалася, і вимогам щодо довготривалої стабільності захисних споруд.

Одним із найбільш важливих елементів планування програм і розробки регламентів моніторингу стану радіаційного забруднення природного середовища є планування програм відбору проб і аналітичних вимірювань. Методи і засоби відбору проб, які використовують різні лабораторії, що можуть бути залучені до виконання програм моніторингу, можуть бути різними, натомість мають виконуватися певні принципи, що гарантують репрезентативність і адекватність відбору проб, а також можливість виконання об'єктивного аналізу даних та інтерпретацію результатів моніторингу (у часі і просторі).

Оптимальними є такі методи відбору проб і аналізу, що дозволяють звести до розумного мінімуму невизначеності висновків за результатами виконання програм моніторингу стану забруднення довкілля і визначати наслідки впливів джерел забруднення на навколишнє природне середовище. Такі вимоги для програм моніторингу довкілля на об'єктах спадщини уранових виробництв були враховані у розроблених рекомендаціях [161].

Для більшості завдань з оцінки стану радіаційної безпеки саме відбір проб є одним із найбільш відповідальних етапів планування програм моніторингу. Слід враховувати, що помилки неадекватного вибору методів і засобів відбору проб для вирішення кінцевого завдання в рамках програм моніторингу в подальшому виправити, як правило, не вдається. Тому достовірність і точність подальшого аналізу в значній мірі залежать від правильності вибору методики проведення і засобів відбору проб.

Деталізація регламентів (структура і щільність розташування місць відбору проб в об'єктах природного середовища, періодичність відбору проб, кількість необхідного матеріалу, що має бути відібрано) визначаються дуже багатьма специфічними параметрами, характеристиками об'єкту і особливостями ситуації опромінення, що мають місце, а також технологічними можливостями підготовки проб і аналітичним обладнанням, яке є доступним в лабораторіях, що залучені до виконання програм моніторингу.

Такі завдання не можуть бути уніфікованими і мають бути розроблені для кожного специфічного об'єкту на підставі попереднього аналізу даних

скринінгових досліджень початкового етапу, на якому розробляються детальна програма і регламенти спостережень.

Для отримання об'єктивних даних характеризації об'єкту (джерела забруднення або об'єкту впливу) дослідження і регламенти моніторингу, як правило, встановлюють поетапно, по мірі накопичення знань про систему «джерело забруднення (опромінення) – шляхи перенесення радіоактивності у природному середовищі (шляхи формування опромінення) – об'єкт опромінення (репрезентативна особа, об'єкт природного середовища у зоні впливу)».

Відповідно, за результатами скринінгового аналізу приймають рішення щодо методу і регламентів оцінки стану і обґрунтовують регламенти моніторингу. Перелік методів, технічних засобів і аналітичного обладнання, які мають використовуватися мають визначатися особливістю і деталізацією поставлених завдань перед програмою моніторингу, в тому числі, вирішення стратегії досягнення мети моніторингу.

Наприклад, якщо можливо вирішити поставлене завдання оцінки радіаційної обстановки на забруднених територіях методами і обладнанням із використанням прямих методів вимірювання (гамма радіометричні або польові гамма-спектрометричні зйомки), то планують і виконують спочатку роботи без відбору проб. У разі якщо вирішити проблему таким способом неможливо, має бути розроблено план відбору проб для кожного об'єкту або для всього майданчика з урахуванням визначених попередньо можливих впливів і особливостей об'єкта дослідження.

План відбору проб має враховувати доступні методи і точність вимірювань, а також бути репрезентативним для вирішення поставленого завдання. Відповідно попередньо мають бути визначені адекватні методи аналітичних вимірювань для отримання об'єктивного результату і оцінки безпеки.

Узагальнення досвіду планування відбору проб і аналітичного забезпечення наведено на рисунку 5.2.

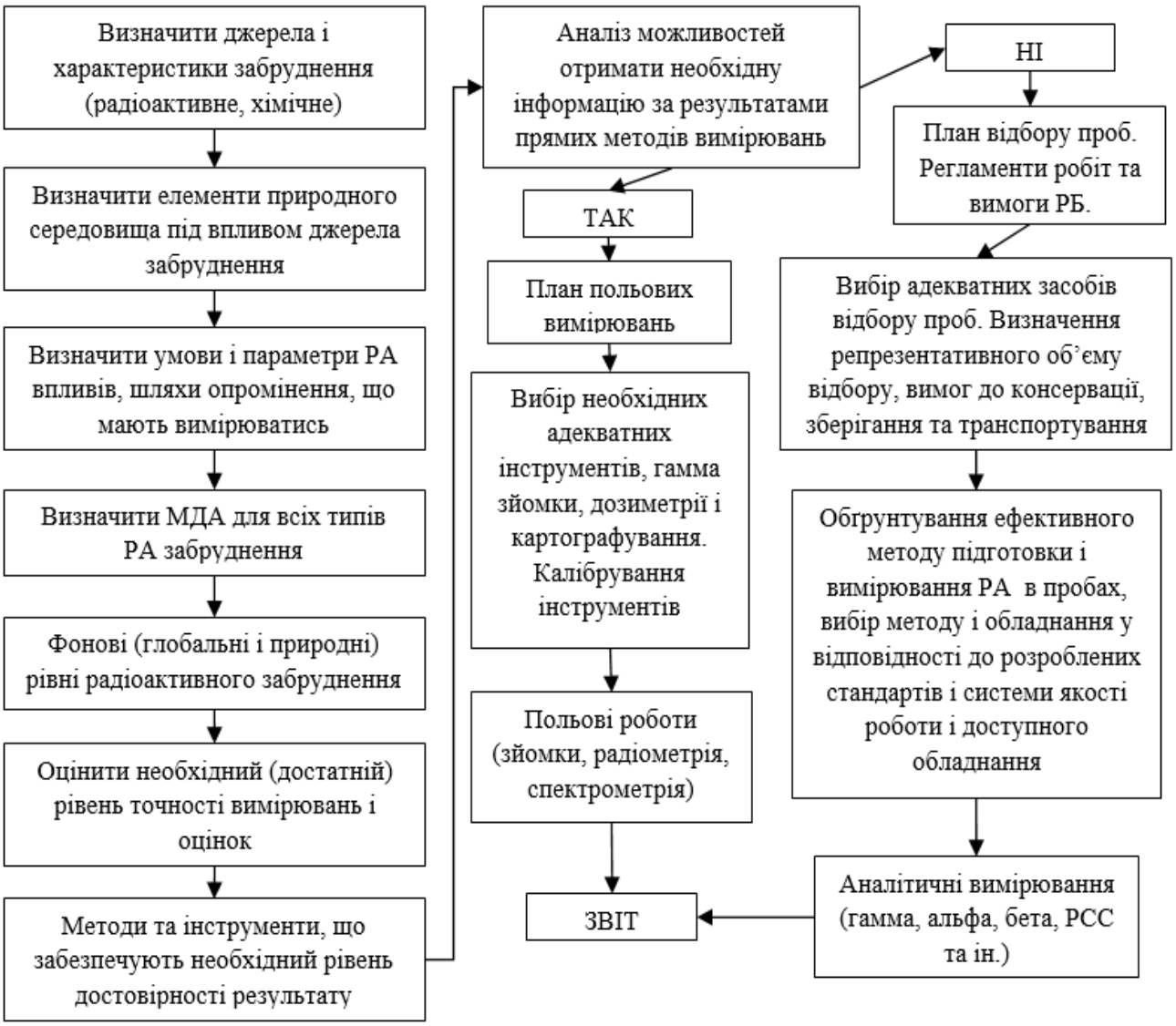


Рисунок 5.2 – Загальна схема послідовності етапів планування програм відбору проб і аналітичних вимірювань

Репрезентативними прийнято вважати такі проби довкілля, які у сукупності їх аналізу можуть охарактеризувати природний об'єкт або систему радіаційного впливу (в умовах можливих змін у часі і просторі) на момент відбору проби. Такі вимоги до представництва проб мають бути збережено на етапі здійснення будь-яких процедур з пробами, зокрема на етапі їх квотування, пакування, збереження цілісної структури (за необхідністю) і транспортування до лабораторії.

У разі дуже динамічних елементів природного середовища (атмосферне повітря, водні потоки) – відбір проб має бути приурочений до певних типових фаз формування метеорологічного або гідрологічного режиму природного

середовища. Крім того, період часу, протягом якого має здійснюватися відбір проби потребує певного усереднення впливів пульсацій природного фактору (поривів вітру, швидкості течі, тощо).

Так, відбір проб аерозолів має відбуватися за досить тривалий час експозиції (принаймні кілька годин і більше); відбір проб води із водотоків доцільно проводити за результатом інтегрального відбору невеликих об'ємів води за певний тривалий час в характерні фази гідрологічного режиму (період сніготанення і дощові повені, межінь і льодостав). Для усереднення даних про об'ємні концентрації газу радону в атмосфері доцільно використовувати трекові детектори, що інтегрують показники його активності у приміщення або у довкіллі з експозицією від кількох тижнів до кількох місяців.

Обов'язковим елементом програм радіоекологічного моніторингу мають бути завдання визначення впливів на репрезентативні і найбільш вразливі біологічні об'єкти, оскільки це дозволяє оцінювати не тільки масштаби і шляхи формування опромінення людей у зонах впливу об'єктів уранової спадщини, але і визначати певні умови, за яких ремедіаційні заходи необхідно впроваджувати для збереження біорізноманіття екосистеми прилеглих територій.

Висновки до розділу 5

Досвід виконання комплексних радіоекологічних досліджень на майданчику колишнього ВО «ПХЗ» дозволив розробити наукові основи комплексної програми моніторингу майданчиків радіологічної спадщини із застосуванням сучасних методів оцінки впливів таких майданчиків на довкілля і опромінення, а також сучасних уявлень про причинно-наслідкові зв'язки довготривалого утримання великих об'ємів радіоактивних залишків і відходів переробки уранових руд як інструмента інформаційної підтримки розробки стратегій і приведення таких майданчиків у безпечний стан.

Підготовлено рекомендації [162], які можуть бути запроваджено в програмах моніторингу на інших майданчиках уранової спадщини в Україні і в інших країнах.

ВИСНОВКИ

У дисертації вперше наведено теоретичні узагальнення і практичне розв‘язання наукового завдання щодо визначення впливу радіоактивних залишків переробки уранових руд на майданчику колишнього ВО «ПХЗ» на забруднення довкілля, біоти й опромінення персоналу та населення в контексті обґрунтування стратегій приведення цього об’єкта в безпечний стан.

1. Вперше досліджено динаміку і тренди формування забруднення ґрунтів, повітря, поверхневих і підземних вод, встановлено:

− площі території з рівнями зовнішнього гамма-опромінення від 0,5 мкЗв·год$^{-1}$ до 30 мкЗв·год$^{-1}$ складають до 30% і потребують очищення. У структурі забруднення ґрунтів залежно від місця розташування певних технологічних циклів колишнього уранового виробництва домінують різні радіонукліди U-ряду із максимальними рівнями забруднення поверхневого шару ґрунту для ^{230}Th до 3 МБк·кг$^{-1}$, ^{226}Ra до 9 МБк·кг$^{-1}$ і ^{238}U до 3,2 МБк·кг$^{-1}$;

− об'ємні активності ^{238}U і ^{226}Ra в повітрі та щільність їх випадінь можуть перевищувати фонові (4,0 мкБк·м$^{-3}$; 0,05 мкБк·м$^{-2}$·с$^{-1}$ відповідно) до 100 разів (особливо в посушливі сезони років під час проведення земляних робіт), але такі впливи є локальними (до 500 м від джерела пилу);

− варіації рівнів ексхаляції ^{222}Rn (від 1,5 до 100 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$) на поверхні ґрунтового покриття хвостосховищ свідчать про його невідповідність проектним умовам безпеки (1 Бк·м$^{-2}$·с$^{-1}$) і потребу у відновленні;

− усереднені значення ОА ^{222}Rn на майданчику варіюють у широкому діапазоні значень (від 0,2 до 10 кБк·м$^{-3}$ на відкритому повітрі залежно від метеорологічних умов) і від 0,2 до 3 кБк·м$^{-3}$ у будівлях (максимальні – 20 кБк·м$^{-3}$ визначено у підвальних приміщення), що обумовлює потужність очікуваної ефективної дози внутрішнього опромінення персоналу від 0,06 до 31 мкЗв·год$^{-1}$ та від 1,3 до 28,8 мкЗв·год$^{-1}$, відповідно.

2. Основними факторами опромінення залежно від місця перебування персоналу (від 50% до 90% загальної дози) є: зовнішнє гамма-опромінення,

інгаляційне опромінення за рахунок надходження ^{222}Rn і його ДПР; опромінення внаслідок інгаляційного надходження забруднених часток пилу є значущим (до 5% від загальної дози) тільки для робітників в умовах високого запилення.

3. Впливи атмосферних шляхів за рахунок перенесення ^{222}Rn і аерозольних часток з території майданчика на опромінення населення міста не виявлено (річні ефективні дози опромінення визначено у межах 0,02 - 0,05 мЗв).

4. Встановлено, що винесення радіонуклідів U-ряду за межі майданчика ВО «ПХЗ» потенційно може відбуватися тільки з поверхневими і підземними водами. Визначено, що основний вплив на радіоактивне забруднення підземних вод мають процеси надходження ізотопів U із уранових хвостосховищ на території майданчика. За час їхнього існування (більше 70 років) підземні води із дуже високими концентраціями ($^{238+234}$U 10-1000 Бк·дм$^{-3}$ під тілом хвостосховища) перемістилися на відстань до 300 м за напрямком їхнього руху. Ореол плями високозабруднених ураном вод може досягти зони їх розвантаження у р. Коноплянка через 100-300 років (за результатами моделювання). Це доводить, що протягом наступних кількох сотень років діяльність на майданчику не може бути повністю звільнена від регуляторного контролю, а спостереження необхідно продовжувати.

5. Доведено, що внесок поверхневого стоку урану з водозборів майданчика не створюють ризику радіаційного забруднення вод Дніпровського водосховища. Показано, що з водами р. Коноплянка у водосховище надходить 9-12 ГБк $^{238+234}$U, що складає близько 1% від величини стоку U (за рахунок інших природних джерел надходження) з водами р. Дніпро.

6. Встановлено, що рівні накопичення U у м’язах риб (*Carassius gibelio*) з р. Коноплянка у 10 разів вище, ніж на фонових ділянках Дніпровського водосховища, дози опромінення гідробіонтів р. Коноплянка є вищими за фонові від 2-х до 10 разів, формуються переважно за рахунок ^{226}Ra у воді і донних відкладах. Дози опромінення зоопланктону і бентосу не перевищують референтний рівень – 400 мкГр·год$^{-1}$.

7. Визначено потужність поглиненої дози опромінення біоти в наземних штучних екосистемах на ділянках території майданчика із високим вмістом залишків переробки уранових руд (де вміст ^{226}Ra у ґрунтах ≥ 1,5 кБк·кг$^{-1}$), що перевищує референтний рівень 400 мкГр·год$^{-1}$ для групи лишайників і мохоподібних, а також 40 мкГр·год$^{-1}$ для групи рептилій. Накопичення U в наземній біомасі багаторічних дерев є низьким (КН варіює від 10^{-4} до 10^{-2}), переважно накопичує ^{226}Ra і ^{210}Pb (КН від 10^{-4} до 10^{-1}). У разі спалювання деревини після санітарних рубок активність ^{226}Ra у золі може перевищувати рівень звільнення 1 кБк·кг$^{-1}$, тому поводження із деревиною потребує радіаційного контролю.

8. Встановлено, що об’єкти спадщини уранового виробництва ВО «ПХЗ» можуть формувати значні дози опромінення у робітників підприємств, розміщених на майданчику. У сучасних умовах річні ефективні дози опромінення робітників цих підприємств не перевищують встановлені рівні безпеки (НРБУ-97) і складають 0,1-0,4 мЗв. Найгірші сценарії опромінення, за яких оцінки максимальних річних ефективних доз опромінення перевищують 20 мЗв можуть бути реалізовані тільки для персоналу, що буде виконувати ремедіаційні заходи.

9. На основі результатів досліджень розроблено наукові основи комплексної програми радіоекологічного моніторингу майданчиків радіологічної спадщини із застосуванням сучасних методів оцінки стану і впливів таких майданчиків на довкілля і опромінення, а також сучасних уявлень про причинно-наслідкові зв’язки довготривалого утримання великих об’ємів радіоактивних залишків і відходів переробки уранових руд як інструмента інформаційної підтримки розробки стратегій і приведення таких майданчиків у безпечний стан.

ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

1. Відновити виконання комплексних програм радіоекологічного моніторингу на території і в зонах впливу колишнього уранового виробництва ВО «ПХЗ» із урахуванням розроблених методичних підходів.

2. Пріоритетним напрямом регулярних спостережень мають стати програми моніторингу, спрямовані на дотримання безпеки працівників підприємств, що розташовані на майданчику, та персонал, який здійснює заходи приведення його у безпечний стан.

3. Фонові спостереження на всіх етапах здійснення ремедіаційних заходів мають включати моніторинг атмосферного повітря на майданчику і в найближчих зонах проживання населення.

4. Спостереження за забрудненням підземних вод мають виконуватися протягом тривалого часу після завершення заходів приведення майданчика у безпечний стан; мережу пунктів спостережень має бути відновлено і розширено.

5. Природні екосистеми зони радіологічного впливу ВО «ПХЗ» є унікальними полігонами радіоекологічних досліджень, які необхідно продовжувати.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Титаева Н.А. Ядерная геохимия: Учебник. 2-е изд., испр. и доп. М.:Изд-во МГУ, 2000. 336 с.

2. Бекман И.Н. Экологическая радиохимия и радиоэкология: / И. Н. Бекман. Радиохимия: Учебное пособие в 7 т. Том VI. М., 2015. 400 с.

3. Рудаков Д.В., Перкова Т.І. Радіогідрогеологія: навч. посіб. М-во освіти і науки України, Нац. гірн. ун-т. Дніпро: НГУ, 2016. 144 с.

4. Гудков І.М., Кашпаров В.О., Паренюк О.Ю. Радіоекологічний моніторинг: навчальний посібник. К. 2018. 194 с.

5. Лисиченко Г.В., Забулонов Ю.Л., Хміль Г.А. Природний, техногенний та екологічний ризики: аналіз, оцінка, управління. К., 2008. 543 с.

6. Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В., Колябина И.Л.. Кинетика формообразования радионуклидов в почвах как ключевой фактор прогнозирования экологического состояния природной среды. Київ: Наукова думка, 2014. 203 с.

7. Лисенко О. А., Бакаржієв А. Х. Стан і перспективи сировинної бази урану України. *Мінеральні ресурси України*. 2019. № 1. С.11-17.

8. Шумлянський В., Макаренко М., Колябіна І. та інші. Моніторинг природного середовища після добування урану способом підземного вилуговування. Київ: Логос, 2007. 211 с.

9. Енергетична стратегія України на період до 2035 року «Безпека, енергоефективність, конкурентоспроможність» (Схвалена розпорядженням Кабінету Міністрів України від 18 серпня 2017 р. № 605-р). Київ, 2017. 73 с.

10. Кузовов Ю.І. Приднепровский химический завод. Исторический очерк . 1997. 166 с.

11. The Environmental Behaviour of Uranium / Editor Mike C. Thorn. IAEA, Vienna. 2023. 365 p.

12. OECD Nuclear Energy Agency, IAEA. Environmental Remediation of Uranium Production Facilities. OECD, Paris. 2002.

13. IAEA-TECDOC-1403 Technologies for the Long-term Stabilization and Isolation of Uranium Mill Tailings. IAEA, Vienna. 2004.

14.Voitsekhovitch O., Soroka Y., Lavrova T. Uranium mining and ore processing in Ukraine – radioecological effects on the Dnipro River water ecosystem and human health. Radioactivity in the Environment. 2006. Vol. 8. P. 206-214.

15. Voitsekhovych O., Lavrova T. Chapter 7. Remediation Planning of Uranium Mining and Milling Facilities: The Pridneprovsky Chemical Plant Complex in Ukraine. Radioactivity in the Environment. 2009. Vol. 14. P. 343-356.

16. IAEA Safety Standards for protecting people and the environment. Radiation Protection and Safety of Radia-tion Sources: International Basic Safety Standards. No GSR Part 3. Vienna: IAEA, 2014. 458 p.

17. IAEA. Tecdoc No. 1712 Management of NORM Residues IAEA, Vienna. 2013. 65 p.

18. СП ЛКП-91. Санитарные правила ликвидации, консервации и перепрофилирования предприятий по добыче и переработке радиоактивных руд. М.: МЗ СССР, 1991. 76 с.

19. IAEA Nuclear Energy Series No. NF-T-1.2: Best Practice in Environmental Management of Uranium Mining. IAEA, Vienna, 2010.

20. Jakubick, A., Kurylchyk, M., Voitsekhovich, O., Waggitt, P. Monitoring and remediation of the legacy sites of uranium mining in Central Asia, *Uranium, Mining and Hydrogeology* (MERKEL, B.J., HASCHE-BERGER, A.). Berlin, 2008. P. 389-404.

21. Schmidt P., Linder Th. Radiological evaluation of elevated uranium concentration in ground and surface waters encountered at uranium ore mining and processing sites. *Uranium, Mining and Hydrogeology*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2008. 459-468.

22. Stromman G., Rosseland B.O., Skipperud L., et al. Uranium activity ratio in water and fish from pit lakes in Kurday, Kazakhstan and Taboshar, Tajikistan. Journal of Environmental Radioactivity, 2013. Vol. 123. PP 71-81.

23. Лаврентьева Г.В., Сынзыныс Б.И. Современные тенденции оценки радиационного экологического риска. Обзор. Радиация и риск. 2020. Т. 29. № 2. С. 128-138.

24. IAEA SRS27: Monitoring and Surveillance of Residues from the Mining and Milling of Uranium and Thorium. IAEA, Vienna , 2002.

25. Carvalho F.P. Environmental remediation of old uranium mining sites and radioprotection goals. Radioprotecção 2003; vol II-III: 159-165.

26. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97): державні гігієнічні нормативи ДГН 6.6.1.-6.5.001-98. К., 2000. 135 с.

27. ОСПУ-2005. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України. ДСП: 6.177-2005-09-02. Видання офіційне. К., 2005. 62 с.

28. НП 306.4.159-2010. Порядок звільнення радіоактивних матеріалів від регулюючого контролю в рамках практичної діяльності. Київ. 2010.

29. Радіаційно-гігієнічне регламентування проведення робіт на об'єктах ліквідованого Придніпровського хімічного заводу (ПХЗ). Методичні вказівки МВ 6.6.1.2.6.-00-06. Видання офіційне. К., 2006. 105 с.

30. Biesold, H., Thielen, H., Weis, D. Radiological criteria and methods for remediation of contaminated former mining sites. Eurosafe 2001, Paris, 2001.

31. World Health Organization. Uranium in Drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, WHO, Geneva (2012).

32. EC. Development of the method (strategy, technology) for the remediation activities at the former uranium facility Pridneprovskiy Chemical Plant, Ukraine (EuropeAid/134871/C/SER/UA). Final Report Task 5/2017. Operated by FACILIA AB.

33. Voitsekhovych O., Kurylchyk N., Waggitt P., Jakubik A. Uranium mining legacies in Central Asia: An overview, The Uranium Mining Remediation Exchange Group (UMREG): Selected Papers 1995-2007. IAEA, Vienna. 2011. PP. 28-40.

34. Сорока Ю.Н. Наукові основи забезпечення екологічної безпеки при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів. Рукопис дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – Екологічна безпека. 2020

35. Хомутінін Ю.В., Іванов Ю.О., Кириченко В.К. Оцінка необхідності проведення контрзаходів для реабілітації сільгоспугідь, забруднених важкими

природними радіонуклідами. *Ядерна фізика та енергетика*. 2011. Т.13. № 3. С. 281-285.

36. IAEA. Safety Standard Series No. SSG-23. The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste. IAEA, Vienna. 2012

37. IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 4 (Rev. 1). Safety Assessment for Facilities and Activities. IAEA, Vienna. 2016.

38. Voitsekhovych O., Lavrova T. Optimizing monitoring of a legacy uranium processing site. *Nuclear Engineering International*. 2012. Vol. 657. P. 20-24. https://www.neimagazine.com/features/featureoptimizing-monitoring-of-a-legacy-uranium-processing-site

39. 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.

40. ДБН А.2.2-1-2003. Склад і зміст матеріалів з оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні и будівництві підприємств, будинків і споруд. К. Держбуд., 2004. 26 с.

41. ICRP, 2008. ICRP Publication 108. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants //Ann. ICRP. 2008. V. 38, N 4-6. 251 p.

42. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Радиационная безопасность окружающей среды: обзор. Радиация и риск. 2018. Т.27. № 3. С. 113-131.

43. Практические рекомендации по вопросам оценки радиационного воздействия на человека и биоту. Под общей редакцией И.И. Линге и И.И. Крышева. М., 2015. 265 с.

44. IAEA. Safety Glossary. Terminology Used in Nuclear Safety and Radiation Protection. IAEA, Vienna. 2007

45. IAEA. Safety Guide No. RS-G-1.8. Safety Standards Series. Environmental and Source Monitoring for Purposes of Radiation Protection. IAEA, Vienna. 2005.

46. IAEA Safety Reports Series 64: Programs and Systems for Source and Environmental Radiation Monitoring. IAEA Vienna, 2010.

47. IAEA Safety Series 72: Monitoring for Compliance with Remediation Criteria for Sites. IAEA. Vienna, 2012.

48. International Commission on radiological protection, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103. Elsevier, 2007.

49. Calculation Guide for the Detemination of Radiztion Exposure due to Environmental Radioactivity Resulting from Mining. Department Radiation Protaction and Enviroment. Salzgitter, 2011. http://www.bfs.de

50. Павленко Т.О. Пояснювальна записка. Звіт по проекту ЕНШУРЕ-2. Завдання 2.1.4 «Адаптація методології дозових розрахунків до українських умов» (Adaptation of the methodology for dose calculations to the Ukrainian conditions). «Комплекс моделей для оцінки доз опромінення персоналу та населення в зоні впливу уранових об'єктів колишнього ВО «Придніпровський хімічний завод». 2010. 27 с (рукопис).

51. Санітарні правили і норми. Гранично допустимі концентрації хімічних і біологічних речовин в атмосферному повітрі населених місць.

52. ГН 2.1.7.2511-09. (2009). Гігієнічні нормативи. Орієнтовно допустимі концентрації (ОДК) хімічних речовин в грунті. Гігієнічні нормативи. Приблизні допустимі концентрації (ОДК) хімічних речовин в грунті. (18.05.2009).

53. ДСТУ ISO/IEC 17025:2017. «Загальні вимоги до компетентності випробувальних та калібрувальних лабораторій» 2017. 40 с.

54. Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management. IAEA International Law Series No. 1. Vienna, 1997. 136 p.

55. Євроатом ДИРЕКТИВА РАДИ 2013/59/ЄВРАТОМ від 5 грудня 2013 року про встановлення основних норм безпеки для захисту від загроз, зумовлених впливом іонізуючого випромінювання, і скасування директив 89/618/Євратом, 90/641/Євратом, 96/29/Євратом, 97/43/Євратом і 2003/122/Євратом (набрання чинності, 06.02.2014).

56. Voitsekhovych O., Lavrova T. Case Studies. Uranium Legacy sites in Central Asia and Ukraine. Chapter 9. In: The Environment behavior of Uranium. IAEA.Vienna 2021. PP 201-210.

57. Voitsekhovych O., Lavrova T. Remediation Strategy for Former PChP Uranium Production Site in Ukraine. *44th Annual Waste Management Conference*. Proc. WM2018 Conf., Phoenix, Arizona, 2018.

58. Ткаченко К.Ю., Скальський О.С., Бугай Д.О., Лаврова Т.В. та інш. Моніторинг техногенного забруднення підземних і поверхневих вод у зоні впливу уранових хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу (м. Кам'янське). *Геологічний журнал.* 2020. 372 (3). С. 17-35.

59. Заключительный отчет по договору с ООО «Облана»: «Комплексный анализ состояния и деятельности на площадке бывшего уранового производства «Приднепровский химический завод», ООО «Экомонитор», 2019. 128 с.

60. Інформаційна довідка КП «Дніпродзержинська гідрометеостанція». Про стан природного середовища: про величини температури повітря, напрямку та швидкості вітру, атмосферного тиску за архівними даними за період спостережень 2003-2012 рр., ТОВ «Екомонітор», Київ.

61. Климат Днепропетровска /под ред. В.Н.Бабиченко. Л.: Гидрометеоиздат, 1982. 232 с.

62. Звіт за проектом «Еншуре-Академічний». Робочий пакет №1. Детальна характеристика геохімії підземних вод на території промислової зони ПХЗ і в зоні хвостосховища Дніпровське. (Наук.кер. О.С.Скальский; відп.вик. К.Ю.Ткаченко), Інститут геологічних наук НАН України, Київ, 2013. 169 с.

63. Войцехович О.В. Приднепровский химический завод – масштабы бедствия и перспективы приведения площадки уранового наследия («ПХЗ») в безопасное состояние. hppt: www.uatom.org/wp-content/uploads/2016/12/PHZ-Ukr.pdf . 20 с.

64. Коровин Ю.Ф. От Урала до Днепра. Днепр, 2017. 310 с.

65. Иващенко Т.Г., Филин В. Н, Крайнов И. П. Фосфоритный фосфогипс: свойства основные направления переработки и эколого-гигиеническая оценка. Экология и промышленность, 2009. № 1. С. 59-64.

66. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере (миграция и биологическое действие на популяции и биоценозы) / под ред Р.М. Алексахина. М., 1990.

67. Фатєєв А.І., Пащенко Я.В.. Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України. Харків, 2003. 117 с.

68. Лаврова Т. В., Войцехович О. В., Тодосієнко С. В., Деркач Г. А., Кориченський К. О. Моніторинг як інструмент оцінки впливу на навколишнє природне середовище спадщини підприємства з переробки уранової сировини ВО «ПХЗ». XXIV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 10–13 квітня 2017 року: тези доповіді. Київ, 2017. С. 235.

69. Лаврова Т. В., Лаптєв Г. В., Войцехович О. В., Тодосієнко С. В., Деркач Г. А., Соколов С. Б. Оцінка вертикальної структури забруднення ґрунтів на території колишнього підприємства з переробки уранової сировини ВО «ПХЗ». XXIV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 10–13 квітня 2017 року: тези доповіді. Київ, 2017. С. 236–238.

70. Лаврова Т. В., Войцехович О. В., Канівець В. В., Тодосієнко С. В. Результати дослідження радіоактивного та хімічного забруднення седиментаційного відстійника на р. Коноплянка у зоні впливу колишнього підприємства з переробки уранової руди. XXII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 26–30 січня 2015 року: тези доповіді. Київ, 2015. С. 207–208.

71. Новиков Г.Ф. Радиометрическая разведка. Л., Недра, 1989. 406 с.

72. Стогний В. Эффективное использование ДКС-96. ООО «НПП «Тетра», 2010. 144 с.

73. ДКС-96: Радиоэкологическая разведка с применением датчика GPS и гео-информационных систем (ГИС) http://tetra.ua/docs/articles/DKS-rabota-s-GIS.pdf

74. ДСТУ ISO 2889-2001. Захист від радіації. Загальні принципи відбору проб радіоактивних речовин з повітря.

75. Наставление гидрометеорологическим станциям и постам Выпуск 12. Наблюдения за радиоактивным загрязнением компонентов природной среды. Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу природной среды (Росгидромет). РД 52.18.826- ФГБУ «НПО «Тайфун». 2015.

76. Вимірювання активностей радону-222 у повітрі будинків методом пасивної трекової радонометрії з використанням приладу "Track 2010Z": МВК 6.6.2.-063-2000. К., 2000.

77. Ковалец И., Железняк М., Халченков А., Удовенко О., Лаврова Т. Численное моделирование воздушного распространения радона вокруг урановых хвостохранилищ. *Электрон. моделирование*. 2010. Т.32, № 3. С.67-81.

78. А. В. Халченков, И. В. Ковалец, Т. В. Лаврова, С. В. Тодосиенко. Моделирование атмосферного переноса радионуклидов в составе частиц пыли в окрестностях объектов хранения радиоактивных отходов. *Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля.* 2016. Вип. 27. С. 19-29.

79. Бузинний М.Г. Методичні підходи для вимірювань радону в ґрунті на основі рідинно-сцинтиляційного лічення. *Гігієна населених місць: зб. наук. праць.* К., 2008. Вип. 52. С. 265-268.

80. ДСТУ ISO 5667-11:2005 Якість води. Відбирання проб. Частина 11. Настанови щодо відбирання проб підземних вод. (ISO 5667-11:1993, IDT). К.:Держспоживстандарт, 2006. 11 с.

81. ДСТУ ISO 5667-6:2009. Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб з річок і струмків. УкрНДІЕП. 2009.

82. Методи відбору та підготовки до радіонуклідного аналізу проб донних відкладів водойм. *Методичні рекомендації для ведення спостережень за радіоактивним забрудненням навколишнього середовища* /Під ред. Войцеховича О. та Канівця В.. К.: УкрНДГМІ, 2001. С. 87-108.

83. Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кленус В.Г., Кузьменко М.І. та інш. Сучасне радіонуклідне забруднення прісноводних риб України. *Доп. НАН України*. 2011. № 12. С. 164-170.

84. Волостнов А.В. Методы исследовния радиоактивных руд и минеров: учебное пособие. Томск: Изд-во Томского политехнического унив-та, 2010. 162.

85. Костеж А.Б., Лаврова Т.В. Прикладная ядерная спектрометрия радионуклидов уран-ториевых рядов в пробах окружающей среды. Ч. 1: Монография. К.: Укр.НИГМИ, ЗАО “Випол”, 2011. 212 с

86. ДСТУ ISO 9696-2001. Національний стандарт України. Захист від радіації. Вимірювання альфа-активності у прісній воді. Метод концентрованого джерела (ISO 9696:1992, IDT), Київ, Держспоживстандарт України, 2003.

87. Методика выполнения измерений суммарной активности альфа- и бета-излучающих радионуклидов в пробах дренажных и скважинных вод с помощью альфа-бета-радиометра УМФ-2000.

88. Бахур А.Е., Мануйлова Л.И., Гулынин А.В. Измерения суммарной альфа-активности в пробах высокоминерализованных вод. *АНРИ*. 2008. № 1. С. 50-53.

89. Инструкция НСАМ № 396-ЯФ, свидетельство № 49090.3Н618. Методика выполнения измерений объемной активности полония-210 (^{210}Po) и свинца-210 (^{210}Pb) в природних водах альфа- бета- радиометрическим методом с радиохимической подготовкой. Регистрационный номер № 70-Ро-В/01-03, Москва, ВИМС, 2001-2003.

90. Инструкция НСАМ № 431-ЯФ, свидетельство № 49090.3Н621. Методика выполнения измерений удельной активности полония-210 (^{210}Po) и свинца-210 (^{210}Pb) в почвах альфа- бета- радиометрическим методом с радиохимической подготовкой. Регистрационный номер № 20-Ро-П/03, Москва, ВИМС, 2001-2003

91. Voitsekhovych O., Lavrova T., Kostezh A. Optimisation (Sampling Strategies and Analytical Procedures) for Site Specific Environment Monitoring at the Areas of Uranium Production Legacy Sites in Ukraine. ASME 2011: 14th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, Reims, France, September 25–29, 2011: book of abstracts. Reims, 2011. P. 395–402.

92. Берестов Р., Кравченок І., Гоц Н., Паракуда В. Огляд системи метрологічного забезпечення спектрометрії іонізуючого альфа-, бета-, гамма-випромінення. *Метрологія та прилади.* № 2, 2019. С. 28-35.

93. МВВ 4/86 ДСВ «Методика измерения активности гамма-излучающих радионуклидов или активности проб, вмещающих сумму радионуклидов и использованием аттестованного гамма-спектрометра».

94. Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре. МИ 2143-91. Рег. № 5.06.001.98, Введ. 06.02.98 / НПО НИИФТРИ. М., 1991. 17 с.

95. Методика гамма-спектрометричного аналізу зразків агробіоценозу і продукції сельськогосподарського виробництва / Довідник для радіологічних служб Мінсільгосппроду України / [Б. С. Пристер, Ю. О. Іванов, В. Г. Гермашенко та ін.]. К.: УНДІСГР, 1997. С. 55-65

96. M. F. L'Annunziata (editor). Handnook of radioactivity analyses. ELSEVIER 2012

97. ДСТУ ISO 10703-2001. Захист від радіації. Визначання об'ємної активності радіонуклідів методом гамма-спектрометрії з високою роздільною здатністю (10703:197, IDT). К. Держспоживстандарт України. 2003. 15 с.

98. ДСТУ ISO 18589-3:2010 Вимірювання радіоактивності у довкілля. Ґрунт. Частина 3. Гамма-випромінювальні радіонукліди. К. Держспожив-стандарт України. 2010.

99. Appleby P.G., N. Richardson, & P.J.Nolan, 1992. Self-absorption corrections for well-type germanium detectors. *Nucl. Inst.& Methods* B, 71: 228-233.

100. Инструкция НСАМ № 381-ЯФ, свидетельство № 49090.3Н628. Методика выполнения измерений объемной активности изотопов урана (234, 238) в природных водах с минерализацией до 5 г/дм^3 альфа-спектрометрическим методом с радиохимической подготовкой. – Регистрационный номер № 78-U-В/99-03, Москва, ВИМС, 1999-2003

101. Инструкции НСАМ № 433-ЯФ, свидетельство № 49090.3Н627. 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. – Регистрационный номер № 78-U-П/99-03, Москва, ВИМС, 1999-2003

102. Инструкции НСАМ № 448-ЯФ, свидетельство № 49090.3Н626. 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. Регистрационный номер № 78-Th-П/03, Москва, ВИМС, 1999-2003

103. Инструкция НСАМ № 461-ЯФ, свидетельство № 49090.3Н625. Методика выполнения измерений объемной активности изотопов тория (232, 230,

228) в природных водах с минерализацией до 5 г/дм^3 альфа-спектрометрическим методом с радиохимической подготовкой. Регистрационный номер № 20-Th-B/03, Москва, ВИМС, 1999-2003.

104. Maxwell, S. L., Hutchison, J. B., & McAlister, D. R. (2015). Rapid fusion method for the determination of refractory thorium and uranium isotopes in soil samples. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 305(2), 631-641.

105. Бахур А.Е. и др. Полный радионуклидный анализ на низкофоновом альфа-бета-радиометре УМФ-2000. *АНРИ*. 2006. № 2. С. 36-42.

106. Методичні рекомендації. Визначення об'ємної сумарної альфа- та бета-активності природних вод. Нормативний документ затверджений Наказом № НС-20/99 від 23.02.2022 УкрГМЦ ДСНС України.

107. Worldwide Open Proficiency Test: Determination of Naturally Occurring Radionuclides in Phosphogypsum and Water IAEA-CU-2008-03. IAEA Analytical Quality in Nuclear Applications No. IAEA/AQ/18., 2010. 182.

108. Бузинний М., Михайлова Л. Переваги застосування універсального обладнання на основі рідинно-сцинтиляційного лічення для моніторингу природних радіонуклідів у об'єктах навколишнього середовища. *Гігієна населених місць : Зб. наук. статей*. 2012. Вип. 59. С. 216-221.

109. Методичні вказівки (проект). Радіаційний контроль. Радон-222, радій-226, радій-228 та уран. Вода артезіанських свердловин. Відбір та підготовка, аналіз та гігієнічна оцінка. /Під ред. Бузинний М. К., 2005. 32 с. http://c14.kiev.ua/pdf/2005_Rn_Ra_U_water_method.pdf

110. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. К.: Наук. думка, 2007. 455 с.

111. ДСТУ ISO 15586:2012. Якість води. Визначення мікроелементів методом атомно-абсорбційної спектрометрії з графітовою пічкою (ISO 15586:2003, IDT)

112. Методика выполнения измерений массовой доли металлов и оксидов металлов в порошковых пробах почв методом рентгенофлуоресцентного анализа. М049-П/02. СПб.: ООО «Спектрон», 2002. Свидетельство № 2420/53-2002. 16 с.

113. Лаврова Т. В., Шумов С. Н. Статистическая оценка изменений гидрохимического состава и радиоактивного загрязнения поверхностных вод в районе влияния бывшего уранового производства. Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології: VII Всеукраїнська наукова конференція. Київ, 2018. С. 190–192.

114. Бахрушин В.Є.. Методи аналізу даних. Навчальний посібник. Запоріжжя. Класичний приватний університет, 2011. 268 с.

115. Осадчий В.И., Ковальчук Л.А., Осадчая Н.Н., Набиванец Ю.Б. Применение стохастического подхода для определения классов состояния природных вод по химическим элементам качества. *Наукові праці УкрГМІ*. Вип. 269, 2016. С. 49-54.

116. Лаврова Т. В., Ковальчук Л. А., Войцехович О. В. Визначення природних та антропогенних складових формування радіоактивного забруднення поверхневих вод в районі впливу спадщини уранового виробництва. XXVI щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 8-12 квітня 2019 року: тези доповіді. Київ, 2019. С. 178-179.

117. Балюк С. А., Фатєєв А. І., Мірошниченко М. М. Ґрунтово-геохімічне обстеження урбанізованих територій : методичні рекомендації. Харків : ННЦ “ІГА ім. О.Н. Соколовського” УААН, 2004. 54 с.

118. Порядок визначення величин фонових концентрацій забруднювальних речовин в атмосферному повітрі затверджений наказом Міністерстваекології та природних ресурсів України №286 від 30.07.2001 р.

119. Методичні рекомендації «Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря», затверд. Наказ МОЗ 13.04.2007 № 184.

120. Звіт про науково-дослідну роботу. Моніторинг стану уранових об'єктів ядерно-паливного циклу. Спостереження за рівнями, хімічним складом підземних і поверхневих вод, повітрям, їжею, утвореної у зв'язку з впливом хвостосховищ. Жовті Води, УкрНДПРІ, 2003.

121. Korychenskyi K. O., Laptev G. V., Voitsekhovych O. V., Lavrova T. V., Dyvak T. I. Speciation and mobility of uranium in tailings materials at the u-production legacy site in Ukraine. *Ядерна фізика та енергетика*. 2018. № 3. С. 270–279.

122. Заключний звіт за договором ДП «Бар'єр». Карти і схеми радіаційної обстановки для майданчика і всіх основних радіоактивно забруднених будівель. Додатки 3.1-3.5. Надання консультаційних послуг та супроводу роботи вимірювальної лабораторії в частині здійснення моніторингових досліджень. Проведення технічного аналізу і оцінки відповідності ліцензійним вимогам методик, регламентів, критеріїв та норм. К., ТОВ Екомонітор. 2016.

123. Лаврова Т. В., Кориченський К. О., Войцехович О. В. Забруднення ґрунтів і атмосферного повітря на територіях впливу колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод». *Вісник Одеського національного університету. Серія: Географічні та геологічні науки*. 2021. Т. 26. Вип. 2 (39). С. 64–77.

124. ЕНШУРЕ Facilia. (2013). ENSURE II - 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.

125. Бушеа А., Войцехович О., Лаврова Т., Ковалец И., Халченков А., Тодосиенко С.. Hazards characterization and Safety Assessment of Building 103. ENSURE II Project, Task 2.3.9b. ECOMONITOR, FACILIA (2013). Характеристика Радиационной Опасности и Оценка Безопасности Здания 103, ENSURE II проект, задача 2.3.9б. ТОВ «Екомонітор», Фасилия, 2013.

126. Лаврова Т. В., Войцехович О. В., Соколов С. Б., Кашпур В. О., Ткач А. В. Оцінка радіаційного забруднення аерозолів повітря на території колишнього підприємства з переробки уранових руд. XXVII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, до 50-річчя Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 21–25 вересня 2020 року: тези доповіді. Київ, 2020. С. 306–307.

127. Берлянд М.Е.. Прогноз и регулирование загрязнение атмосферы. Л.: Гидрометеоиздат, 1985. 272 с.

128. Avia R., Voitsekhovych O., Zinger I., Keyser P. Assessment of Current doses from Uranium tailings. In: Proc. Remediation of land affected by radioactive residues. Astana (18-22 May 2009). IAEA, 2012. PP. 235-246.

129. «Список гранично допустимих концентрацій і орієнтовних безпечних рівнів діяння забруднюючих речовин в атмосферному повітрі населених місць». Донецьк: ВАТ «УкрНТЕК», 2002.

130. Дудар Т. В. Методологічні засади екологічної безпеки територій з техногенно-підсиленими джерелами природного походження: автореф. дис. … д-ра техн. наук: 21.06.01. К., 2020. 44 с.

131. Микляев П.С. Научные основы оценки потенциальной радоноопасности платформенных территорий. Диссертация на соискание ученой степени доктора геолого-минералогических наук. Москва, 2015. 307 с.

132. Павленко Т.О. Радіаційно-гігієнічна оцінка доз опромінення населення України від техногенно-підсилених джерел природного походження: автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 14.02.01. К., 2010. 39 с.

133. Buzynnyy M., Lavrova T., Romanenko M., Sakhno V. Radon in Soil Gas Versus Radon Flow in Characterization of Uranium Tailing Sities. 6th Conference on Protection Against Radon at Home and at Work, Praha, 13–17 September 2010: book of abstracts. Praha, 2010. P. 70.

134. Васильев И.А., Попитов В.Ю., Чернов В.В., Шестаков А.А. Численное моделирование распространени радона от хранилища урансодержащих руд. Препринт № 228. Изд-во: РФЯЦ-ВНИИТФ, Снежинск. 2007. 36 с.

135. Kovalets I., Asker Ch., Kchalchenkov A., Persson Ch., Lavrova T. Atmospheric dispersion of radon around uranium mill tailings of the former Pridneprovsky Chemical Plant in Ukraine. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2017. Vol. 172. P. 173–190.

136. Саприкін В.Ю., Бугай Д.О., Скальський О.С., Джепо С.П. Модельні оцінки інфільтраційних потоків вологи крізь грунтові екрани хвостосховищ промислових відходів Придніпровського хімічного заводу (м. Камянське). *Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології* . К., 2019. С. 275-284.

137. Заключний звіт ІГН. Проведення робіт з вивчення параметрів підземного стоку та трансформації фізико-хімічних форм радіонуклідів уран-торієвого ряду в різних умовах ландшафтно-геохімічногосередовища з метою

параметризації прогностичних моделей і довготривалих ризиків. Інститут геохімії навколишнього середовища, 2010. Скальський О.С.

138. Бугай Д. О., Заноз Б. Ю., Лаврова Т. В., Кориченський К. О., Кубко Ю. І., Авіла Р., Рець Ю. М. Розвиток системи моніторингу підземних вод у зоні впливу об'єктів спадщини уранового виробництва Придніпровського хімічного заводу. Геологічний журнал. 2021. № 4. С. 56–70.

139. Лаврова Т. В., Кориченський К. О., Войцехович О. В. Оцінка багаторічних просторово-часових змін хімічного складу підземних вод у зоні впливу колишнього уран-переробного підприємства ВО «Придніпровський хімічний завод». *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія.* 2022. № 4. С. 81-95.

140. Хільчевський В.К., Руденко Р.В., Курило С.М. Про методичний підхід для дослідження трансформації хімічного складу річкових вод. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Т. 9, 2006. С.9-17.

141. Курило С.М. Основні тенденції багаторічних змін мінералізації води та вмісту головних іонів у річках України. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія.* Т. 41, 2016. С.85-90.

142. Bugai D., Laptev G., Skalskyy O., Lavrova T., Avila R. Analysis of spatial distribution and inventory of radioactivity within the uranium mill tailings impoundment. *Ядерна фізика та енергетика*. 2015. № 3. С. 254–262.

143. Кориченський К. О., Лаврова Т. В., Войцехович О. В. Екологічні і економічні аспекти безпечного утримання фосфогіпсу на майданчику колишнього уранового виробництва «Придніпровський хімічний завод». *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2021. № 36. С. 96–110.

144. Лаврова Т. В., Войцехович О.В., Шумов С.Н інш. Статистическая оценка изменений гидрохимического состава и радиоактивного загрязнения поверхностных вод в районе влияния бывшего уранового производства. Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології . К., 2019. С. 261-275.

145. Ковальчук Л.А., Осадча Н.М. Методика розділення вмісту гідрохімічних компонент на природону і антропогенну складову та визначення референційного стану. *Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології* . К., 2019. С. 247-260.

146. «ЕНШУРЕ-Академічний» «Геохімічна характеристика, моделювання та оцінка ризиків щодо забруднення ґрунтових та поверхневих вод радіонуклідами та токсичними речовинами на майданчику ВО «ПХЗ» (2012-2014).

147. Лаврова Т. В., Войцехович О. В., Канівець В. В., Деркач Г. А. Оцінка виносу природних радіонуклідів із зони впливу колишнього підприємства з переробки уранової сировини, їх переносу та розподілі в екосистемі Дніпровського водосховища. XXII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 26–30 січня 2015 року: тези доповіді. Київ, 2015. С. 206-207.

148. Звіт НДР № 2021/03 від 15.03.2021 р. «Оцінка сучасного стану і радіологічних загроз, що можуть мати місце в районах впливу розробки кар'єру видобутку і збагачення каолінових глин на території Павлівської сільської ради Запорізької області». УкрГМІ. 2021.

149. Заключний звіт УНТЦ 3290: «Обґрунтування шляхів зменшення переходу природних радіонуклідів у місцях добування і переробки урану» (2007-2009). Київ, УкрГМІ, 2009.

150. Brown J.E., Alfonso B., Avila R., Beresford N.A., Copplestone D., Hosseini A. A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals. *J. of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 153. P. 141-148.

151. Лаврова Т. В., Дворецкий А. И. Накопление урана в абиотических и биотических компонентах Днепровского водохранилища. *Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту*. 2003. Вип. 252. С. 115–122.

152. Voitsekhovitch O., Soroka Y., Lavrova T. Uranium mining and ore processing in Ukraine – radioecological effects on the Dnipro River water ecosystem and human health. *Radioactivity in the Environment*. 2006. Vol. 8. P. 206-214

153. Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau). BMU, Berlin, 1999.

154. Facilia AB. Ecolego user guide. Stockholm: Facilia AB, 2007. 151 p. (www.facilia.se).

155. R. Avila et al. User's manual for NORMALYSA v.2.1 Description of Program Module Libraries, Mathematical Models and Parameters. Stockholm: Facilia AB, 2018. 190 p.

156. Zanoz B. Yu., Bugai D. O., Koliabina D. O., Avila R. Assessments of radiological and toxicological risks from the use of groundwater and surface water in the zone of influence of the uranium production legacy site. *Nucl. phys. at. energy*. 23 (2022) 271-279.

157. Заключний звіт за договором № 28 з ДП «Бар'єр». Оцінки радіаційної та екологічної безпеки території проммайданчика і хвостосховищ, як основи обґрунтування і пріоритезації реабілітаційних заходів. ТОВ «Екомонітор». К., 2009. Т.1-2. 320 с.

158. Assessment of risks to human health and the environment from uranium tailings in Ukraine. FACILIA. ENSURE Phase-1, 2008. Final report. Swedish Radiation Protection Institute. Under contract UA401A/2007-09-24, Stockholm. 156 p.

159. Kchalchenkov A., Kovalets I., Asker C., Lavrova T., Todosienko S., Avila R. Application of the complex of atmospheric transport models for assessment of impact on the environment of the territories of former uranium production. Проблеми виведення з експлуатації об'єктів ядерної енергетики та відновлення оточуючого середовища: I Міжнародна конференція. Славутич, 2016. С. 56–64.

160. EC. Development of the method (strategy, technology) for the remediation activities at the former uranium facility Pridneprovskiy Chemical Plant, Ukraine (EuropeAid/134871/C/SER/UA). Final Report. Task 4/2. 2017. FACILIA AB.

161. Бузинний М.Г. Наукове обгрунтування шляхів оптимізації радіаційного моніторингу в Україні: автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 14.02.01. К., 2010. 38 с.

162. Войцехович О.В., Лаврова Т.В, Кориченський К.О. Моніторинг і технічний нагляд на майданчиках і об'єктах спадщини уранового виробництва. (Керівництво). К., УкрГМІ. 2018. 68 с. (рукопис).

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

ЗАТВЕРДЖУЮ

Т.в.о. директора Державного підприємства «Бар'єр»,
кандидат технічних наук

_____ Юрій РЕЦЬ

«15» серпня 2023 р.

АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

Даним Актом засвідчено, що результати, які висвітлені у дисертаційній роботі Тетяни Валеріївни Лаврової «Радіоекологічний моніторинг майданчиків спадщини уранового виробництва», яку виконано у відділі радіаційного моніторингу природного середовища Українського гідрометеорологічного інституту ДСНС України і НАН України, впроваджено у виробничу діяльність ДП «Бар'єр», а саме:

- Програми комплексного радіоекологічного моніторингу, у розробці яких Т.В. Лаврова брала участь, а також здійснювала безпосередній методичний супровід і нагляд за їх виконанням;
- Методичні посібники і наукові звіти за результатами консультативної допомоги лабораторії ДП «Бар'єр» у здійсненні щорічних моніторингових спостережень за станом уранових об'єктів ДП «Бар'єр»;
- Щорічні звіти про результати моніторингових досліджень, які виконувалися на запит ДП «Бар'єр» в рамках державних програм (починаючи з 2006 р.) приведення радіаційно-забрудненої території колишнього ВО «ПХЗ» в екологічно безпечний стан;
- Розроблені методики підготовки проб, вимірювання вмісту радіонуклідів уран-торієвих рядів, а також розрахунки доз опромінення за результатами моніторингових досліджень, що використовувалися і були впроваджені в практику аналітичної підтримки лабораторії ДП «Бар'єр» з оцінки стану радіаційної безпеки підприємства.

Отримані результати моніторингових спостережень за радіаційним і хімічним забрудненням аерозолів, ґрунтів, поверхневих та підземних вод, поширенням радону-222 у приміщеннях колишніх та сучасних виробничих будівель підприємства, на ділянках радіологічного контролю хвостосховищ залишків уранового виробництва, що розташовані на території майданчика, а також у житлових приміщеннях мешканців селища Таромське у періоди 2005-2012 рр., 2016-2017 рр., а також результати радіологічних зйомок колишніх виробничих приміщень ВО «ПХЗ», також інші результати з оцінки безпеки і

впливів на довкілля стали основою для розробки звітів з «Радіаційної безпеки», які підприємство щорічно надає за запитом Державної інспекції ядерного регулювання України, а також в обласні і місцеві органи влади.

Методичні рекомендації щодо вимірювання вмісту радіонуклідів уранторієвих рядів в елементах природного середовища були впроваджені в роботі вимірювальної лабораторії радіаційного контролю та моніторингових досліджень ДП «Бар'єр», зокрема для визначення ізотопів урану (238, 234), свинцю-210, полонію-210 в поверхневих і підземних водах, ґрунтах, матеріалів залишків уранового виробництва і біологічних об'єктах методом альфа-спектрометрії із відповідною радіохімічною підготовкою.

Методичні консультації і практичні результати здобувача дозволили підрозділам підприємства успішно виконати українсько-шведський проект ENSURE (фази 1 і 2, проект 2891) «Методологія реабілітації об'єктів колишнього уранового виробництва в Україні» 2010-2013 рр., а також виконувати роботи з «Аналізу безпеки і обґрунтування заходів приведення майданчика у безпечний стан» в рамках обґрунтування технічної допомоги ЄС (проект Europe/Aid/134871/C/C/SER/UA) у 2016-2017 рр..

Комплексні оцінки вмісту радіонуклідів в деревині рослинного покриву хвостосховищ дозволили оптимізувати програми санітарних рубок рослинності на поверхні хвостосховища «Центральний Яр», а оцінки водних стоків з території майданчика і результати спостережень за забрудненням гідробіонтів (зокрема риби) у р. Коноплянка і водосховищі дозволили підприємству більш обґрунтовано надавати інформацію щодо сучасних впливів майданчика на екологічний стан прилеглих територій і безпеку природокористування на запит громадськості міста.

Відзначаємо, що дисертаційне дослідження Лаврової Т.В. містить важливі методичні напрацювання, які використовуються в роботі вимірювальної лабораторії ДП «Бар'єр», а також має практичне значення для виконання програм моніторингових спостережень на етапах обґрунтування і здійснення комплексу заходів з приведення забруднених територій в екологічно безпечний стан, які розпочалися на території колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод».

Головний інженер М.А. Білоус

ДОДАТОК Б

Державна служба України з надзвичайних ситуацій

УКРАЇНСЬКИЙ ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЧНИЙ ЦЕНТР
(УкрГМЦ)

НАКАЗ

(з основної діяльності)

Від 23.02. 2022 р. Київ № НС-20/99

Про впровадження
нормативного документу

З метою забезпечення органів державної влади, органів місцевого самоврядування, Збройних Сил України, суб'єктів галузей економіки, населення інформацією про стан забруднення навколишнього природного середовища та відповідно до рішення Технічної ради Українського гідрометеорологічного центру Державної служби України з надзвичайних ситуацій від 03.02.2022 № 1

НАКАЗУЮ:

1. Затвердити нормативний документ Методичні рекомендації. Визначення об'ємної сумарної альфа- та бета-активності природних вод (далі – Методичні рекомендації).
2. Впровадити з 01.07.2022 Методичні рекомендації в діяльність гідрометеорологічних організацій.
3. Заступнику директора – начальнику Головного центру аналізу, прогнозування гідрометеорологічних умов та гідрометеорологічного забезпечення УкрГМЦ Прокопенку А.Л. забезпечити до 01.06.2022 доведення Методичних рекомендацій до гідрометеорологічних організацій в електронному вигляді.
4. Керівникам гідрометеорологічних організацій забезпечити доведення Методичних рекомендацій до структурних підрозділів з відповідним напрямом діяльності та контроль за дотриманням їх вимог.
5. Контроль за виконанням цього наказу залишаю за собою.

Підстава: рішення Технічної ради Українського гідрометеорологічного центру Державної служби України з надзвичайних ситуацій від 03.02.2022 № 1.

Директор Микола КУЛЬБІДА

ДОДАТОК В

Список публікацій здобувача за темою дисертації:

Статті у наукових виданнях,
включених до категорії «А» Переліку наукових фахових видань України,
та/або наукових періодичних виданнях,
проіндексованих у базах даних Web of Science Core Collection та/або Scopus

1. Bugai D., Laptev G., Skalskyy O., **Lavrova T.**, Avila R. Analysis of spatial distribution and inventory of radioactivity within the uranium mill tailings impoundment. Ядерна фізика та енергетика. 2015. № 3. С. 254-262. *(Здобувачкою здійснено спектрометричний аналіз проб, первинне опрацювання матеріалів)*.

2. Korychenskyi K. O., Laptev G. V., Voitsekhovych O. V., **Lavrova T. V.**, Dyvak T. I. Speciation and mobility of uranium in tailings materials at the u-production legacy site in Ukraine. Ядерна фізика та енергетика. 2018. № 3. С. 270-279. *(Здобувачкою здійснено спектрометричний аналіз проб, первинне опрацювання матеріалів)*.

3. Voitsekhovitch O., Soroka Y., **Lavrova T.** Uranium mining and ore processing in Ukraine – radioecological effects on the Dnipro River water ecosystem and human health. Radioactivity in the Environment. 2006. Vol. 8. P. 206-214. *(Здобувачкою здійснено збір матеріалу, радіохімічний, спектрометричний аналіз, узагальнення результатів, підготовку тексту публікації)*.

4. Voitsekhovych O., **Lavrova T.** Chapter 7. Remediation Planning of Uranium Mining and Milling Facilities: The Pridneprovsky Chemical Plant Complex in Ukraine. Radioactivity in the Environment. 2009. Vol. 14. P. 343-356. *(Здобувачкою здійснено узагальнення результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

5. Voitsekhovych O., **Lavrova T.** Optimizing monitoring of a legacy uranium processing site. Nuclear Engineering International. 2012. Vol. 657. P. 20-24. *(Здобувачкою здійснено узагальнення результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

6. **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. *(Здобувачкою здійснено збір матеріалу, радіохімічний, спектрометричний аналіз, узагальнення результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

7. Kovalets I., Asker Ch., Kchalchenkov A., Persson Ch., **Lavrova T.** Atmospheric dispersion of radon around uranium mill tailings of the former Pridneprovsky Chemical Plant in Ukraine. Journal of Environmental Radioactivity. 2017. Vol. 172. P. 173-190. *(Здобувачкою здійснено збір матеріалу, узагальнення результатів, первинне опрацювання матеріалів).*

Статті в інших наукових виданнях

8. **Лаврова Т. В.**, Дворецкий А. И. Накопление урана в абиотических и биотических компонентах Днепровского водохранилища. Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту. 2003. Вип. 252. С. 115-122. *(Здобувачкою здійснено збір матеріалу, радіохімічний аналіз, узагальнення результатів, підготовку тексту публікації)*.

9. **Лаврова Т. В.**, Кориченський К. О., Войцехович О. В. Забруднення ґрунтів і атмосферного повітря на територіях впливу колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод». Вісник Одеського національного університету. Серія: Географічні та геологічні науки. 2021. Т. 26. Вип. 2 (39). С. 64-77. *(Здобувачкою здійснено спектрометричний аналіз, узагальнення результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

10. Кориченський К. О., **Лаврова Т. В.**, Войцехович О. В. Екологічні і економічні аспекти безпечного утримання фосфогіпсу на майданчику колишнього уранового виробництва «Придніпровський хімічний завод». Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2021. № 36. С. 96-110. *(Здобувачкою здійснено спектрометричний аналіз, аналіз результатів, підготовку частини тексту публікації).*

11. Ткаченко К. Ю., Скальський О. С., Бугай Д. О., **Лаврова Т. В.**, Процак В. П., Кубко Ю. І. Моніторинг техногенного забруднення підземних і поверхневих вод в зоні впливу уранових хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу (м. Кам'янське). Геологічний журнал. 2020. Вип. 372 (3). С. 17-35. *(Здобувачкою здійснено радіохімічний аналіз проб та первинне опрацювання матеріалів)*.

12. Бугай Д. О., Заноз Б. Ю., **Лаврова Т. В.**, Кориченський К. О., Кубко Ю. І., Авіла Р., Рець Ю. М. Розвиток системи моніторингу підземних вод у зоні впливу об'єктів спадщини уранового виробництва Придніпровського хімічного заводу. Геологічний журнал. 2021. № 4. С. 56-70. *(Здобувачкою здійснено радіохімічний аналіз проб та первинне опрацювання матеріалів)*.

13. Ковалец И., Железняк М., Халченков А., Удовенко О., **Лаврова Т.** Численное моделирование воздушного распространения радона вокруг урановых хвостохранилищ. Электрон. моделирование. 2010. № 3. С. 67-81. *(Здобувачкою здійснено збір, аналіз та первинне опрацювання матеріалів)*.

14. Халченков А. В., Ковалец И. В., **Лаврова Т. В.**, Тодосиенко С. В. Моделирование атмосферного переноса радионуклидов в составе частиц пыли в окрестностях объектов хранения радиоактивных отходов. Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. 2016. Вип. 27. С. 19-29. *(Здобувачкою здійснено збір, аналіз та первинне опрацювання матеріалів)*.

15. **Лаврова Т. В.**, Кориченський К. О., Войцехович О. В. Оцінка багаторічних просторово-часових змін хімічного складу підземних вод у зоні впливу колишнього уран-переробного підприємства ВО «Придніпровський хімічний завод». Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2022. № 4. С. 81-95. *(Здобувачкою здійснено збір, радіохімічний і спектрометричний аналіз, статистичну обробку, аналіз результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

Методичні вказівки

16. Сердюк А. М., Лось І. П., Аксенов М. В., Бузинний М. Г., Маленко М. Д., Молчанов О. І., Наговіцина Л. І., Павленко Т. О., Подрєзов О. А.,

Семенюк Н. Д., Сорока Ю. М., Сорока М. М., Фризюк М. А., Цимбалюк О. М., Шабуніна Н. Д., Войцехович О. В., **Лаврова Т. В.**, Скальский О. С. Методичні вказівки щодо радіаційно-гігієнічного регламентування проведення робіт на об'єктах ліквідованого Придніпровського хімічного заводу (ПХЗ): методичні вказівки. Київ, 2007. 31 с. *(Затверджено Наказом МОЗ України від 11.01.2007 р. № 3. Здобувачкою здійснено підготовку частини тексту публікації)*.

Матеріали та тези наукових доповідей

17. Voitsekhovitch O., Soroka Y., **Lavrova T.** Uranium mining and ore processing in Ukraine and its radioecological effects on the Dnieper River water ecosystem and human health. International Conference on Isotopes in Environmental Studies. Monte-Carlo, Monaco, 25-29 October 2004: book of abstracts. Monte-Carlo, 2004. P. 58-59. *(Здобувачкою здійснено збір, аналіз та первинне опрацювання матеріалів)*.

18. Buzynnyy M., **Lavrova T.**, Romanenko M., Sakhno V. Radon in Soil Gas Versus Radon Flow in Characterization of Uranium Tailing Sities. 6th Conference on Protection Against Radon at Home and at Work, Praha, 13-17 September 2010: book of abstracts. Praha, 2010. P. 70. *(Здобувачкою отримано частину експериментального матеріалу, на основі якого підготовано тези)*.

19. Voitsekhovych O., **Lavrova T.**, Kostezh A. Optimisation (Sampling Strategies and Analytical Procedures) for Site Specific Environment Monitoring at the Areas of Uranium Production Legacy Sites in Ukraine. ASME 2011: 14th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, Reims, France, September 25-29, 2011: book of abstracts. Reims, 2011. P. 395-402. *(Здобувачкою здійснено збір, аналіз та первинне опрацювання матеріалів)*.

20. **Лаврова Т. В.**, Войцехович О. В., Канівець В. В., Деркач Г. А. Оцінка виносу природних радіонуклідів із зони впливу колишнього підприємства з переробки уранової сировини, їх переносу та розподілі в екосистемі Дніпровського водосховища. XXII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 26-30 січня 2015 року: тези доповіді. Київ, 2015. С. 206-207. *(Здобувачкою здійснено збір, радіохімічний*

і спектрометричний аналіз, статистичну обробку, аналіз результатів, підготовку частини тексту публікації).

21. **Лаврова Т. В.**, Войцехович О. В., Канівець В. В., Тодосієнко С. В. Результати дослідження радіоактивного та хімічного забруднення седиментаційного відстійника на р. Коноплянка у зоні впливу колишнього підприємства з переробки уранової руди. XXII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 26–30 січня 2015 року: тези доповіді. Київ, 2015. С. 207-208. *(Здобувачкою здійснено збір, радіохімічний і спектрометричний аналіз, статистичну обробку, аналіз результатів, підготовку частини тексту публікації).*

22. Kchalchenkov A., Kovalets I., Asker C., **Lavrova T.**, Todosienko S., Avila R. Application of the complex of atmospheric transport models for assessment of impact on the environment of the territories of former uranium production. Проблеми виведення з експлуатації об'єктів ядерної енергетики та відновлення оточуючого середовища: I Міжнародна конференція. Славутич, 2016. С. 56-64. *(Здобувачкою здійснено збір, аналіз та первинне опрацювання матеріалів)*.

23. **Лаврова Т. В.**, Лаптєв Г. В., Войцехович О. В., Канівець В. В., Деркач Г. А., Соколов С. Б. Оцінка процесу осадко накопичення у Дніпровському водосховищі за даними радіометричного датування. XXIII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 01–05 лютого 2016 року: тези доповіді. Київ, 2016. С. 222. *(Здобувачкою здійснено збір, радіохімічний і спектрометричний аналіз, статистичну обробку, аналіз результатів, підготовку частини тексту публікації).*

24. **Лаврова Т. В.**, Войцехович О. В., Тодосієнко С. В., Деркач Г. А., Кориченський К. О. Моніторинг як інструмент оцінки впливу на навколишнє природне середовище спадщини підприємства з переробки уранової сировини ВО «ПХЗ». XXIV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 10-13 квітня 2017 року: тези доповіді. Київ, 2017. С. 235. *(Здобувачкою здійснено узагальнення матеріалу, підготовку частини тексту публікації).*

25. **Лаврова Т. В.**, Лаптєв Г. В., Войцехович О. В., Тодосієнко С. В., Деркач Г. А., Соколов С. Б. Оцінка вертикальної структури забруднення ґрунтів на території колишнього підприємства з переробки уранової сировини ВО «ПХЗ». XXIV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 10-13 квітня 2017 року: тези доповіді. Київ, 2017. С. 236-238. *(Здобувачкою здійснено спектрометричний аналіз проб, статистичну обробку, аналіз результатів, підготовку частини тексту публікації)*.

26. **Лаврова Т. В.**, Шумов С. Н. Статистическая оценка изменений гидрохимического состава и радиоактивного загрязнения поверхностных вод в районе влияния бывшего уранового производства. Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології: VII Всеукраїнська наукова конференція. Київ, 2018. С. 190-192. *(Здобувачкою здійснено збір, статистичний аналіз, підготовку тексту публікації)*.

27. **Лаврова Т. В.**, Ковальчук Л. А., Войцехович О. В. Визначення природних та антропогенних складових формування радіоактивного забруднення поверхневих вод в районі впливу спадщини уранового виробництва. XXVI щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 8-12 квітня 2019 року: тези доповіді. Київ, 2019. С. 178-179. *(Здобувачкою здійснено збір, статистичний аналіз, підготовку частини тексту публікації)*.

28. **Лаврова Т. В.**, Войцехович О. В., Соколов С. Б., Кашпур В. О., Ткач А. В. Оцінка радіаційного забруднення аерозолів повітря на території колишнього підприємства з переробки уранових руд. XXVII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, до 50-річчя Інституту ядерних досліджень НАН України, м. Київ, 21–25 вересня 2020 року: тези доповіді. Київ, 2020. С. 306-307. *(Здобувачкою виконано спектрометричний аналіз всіх аерозольних проб, узагальнення багаторічних даних спостережень, статистичний аналіз, підготовлено текст публікації)*.