

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
«ДНІПРОВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

УДК 628.398:330.13

АРЖЕВІЧЕВ ДМИТРО ВІКТОРОВИЧ

**ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНИЙ АНАЛІЗ НАСЛІДКІВ ЗАХОРОНЕННЯ
ВІДХОДІВ УРАНОВОГО ВИРОБНИЦТВА НА УРБАНІЗОВАНИХ
ТЕРИТОРІЯХ**

Спеціальність 051 – економіка
Галузь знань 05 – соціальні та поведінкові науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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

_____ Д. В. Аржевічев

Науковий керівник – Вагонова Олександра Григорівна,
доктор економічних наук, професор

Дніпро – 2021

АНОТАЦІЯ

Аржевічев Д.В. Еколого-економічний аналіз наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 051 – економіка (05 – соціальні та поведінкові науки) – Національний технічний університет «Дніпровська політехніка», Міністерство освіти і науки України, Дніпро, 2021.

У дисертаційній роботі, що є завершеною науковою роботою, подано вирішення актуального науково-прикладного завдання, що полягає в розробці теоретичних засад, методичних положень та практичних рекомендацій щодо оцінки еколого-економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях та подальшого поводження з наявними сховищами цих небезпечних відходів.

Виконано аналіз впливу радіаційно-небезпечних речовин, які зберігаються в сховищах відходів уранового виробництва, на населення та довкілля. Встановлено, що цей вплив на урбанізованих територіях зі значним антропогенним навантаженням, на населення та довкілля донині недостатньо досліджений. Показано, що для району де розміщені сховища уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод» (ВО «ПХЗ»), характерна наявність не лише радіоактивного а і значного хімічного забруднення довкілля тому однозначно оцінити наслідки впливу сховищ на здоров'я людей неможливо.

Виконано аналіз робіт вітчизняних вчених, які присвячені питанням, пов'язаним з екологічними та економічними проблемами радіоактивного забруднення довкілля. Встановлено, що ці роботи в основному зводяться до дослідження наслідків впливу на довкілля та населення Чорнобильської катастрофи, які суттєво відрізняються від наслідків впливу на населення та території сховищ з радіоактивними відходами уранового виробництва, тому матеріали цих досліджень не дозволяють в повній мірі їх використовувати при оцінці можливих екологічних та

економічних наслідків зберігання відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях.

Встановлено, що всі наявні виведені з експлуатації і законсервовані сховища продуктів переробки уранових руд ВО «ПХЗ» у повному обсязі не відповідають вимогам чинного законодавства до сховищ радіоактивних відходів, які пройшли стадію «закриття», що обумовлює перебування цих сховищ у зоні суворого режиму контролю за їх станом. Виконано аналіз радіаційної ситуації на хвостосховищах та прилеглих до них урбанізованих територіях та досліджені шляхи розповсюдження радіоактивних речовин на прилегли до сховищ території.

Показано, що захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях спричинило появу різноманітних соціально-економічних наслідків, які обумовлені шкідливим впливом радіаційно-небезпечних речовин на населення та довкілля, та наявною радіаційною ситуацією на хвостосховищах та прилеглий до них місцевості. Запропоновано методичні підходи до оцінювання соціально-економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ», які базуються на встановленні та врахуванні всієї сукупності соціально-психологічних, медико-біологічних та соціально-екологічних компонент, та встановлено основні чинники, які обумовлюють значимість цих компонент.

Виконана оцінка економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях та динаміки змін витрат та втрат, обумовлених наявністю сховищ цих відходів, на майбутні періоди часу, яка показала, що серед різних груп витрат та втрат домінуючими є витрати на заходи з охорони та нагляду за станом сховищ відходів.

Запропонований науково-методичний інструментарій для прогнозування екологічних наслідків та матеріального збитку при виникненні можливих аварійних ситуацій на сховищах радіаційно-небезпечних відходів. Показано, що зважаючи на мале значення ймовірності аварій, прогнозований збиток від них є суттєво меншим від поточних витрат, пов'язаних з експлуатацією сховищ. Проте подібна ситуація є типовою лише за умови наявності налагодженої системи охорони та нагляду за станом сховищ, а за їх відсутності вірогідність аварійного викиду ра-

діоактивних відходів за межі сховищ може на кілька порядків зрости, а відповідно може суттєво зрости і прогнозований збиток від цих подій.

Розроблена стратегія подальшого поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ», яка зводиться до здійснення комплексу заходів з ремедіації на забруднених територіях, що дозволяють вивести їх з обслуговування й регулюючого контролю та повернення цих територій до вільного, необмеженого або принаймні корисного використання місцевими громадами або новими власниками. Запропонований організаційно-економічний механізм реалізації стратегії подальшого поводження зі сховищами відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ» та обґрунтуванні напрямки можливого використання території сховищ з відходами уранового виробництва в майбутньому, які спрямовані на мінімізацію витрат на обслуговування сховищ. Запропоновано алгоритм процесу виведення територій сховищ із регулюючого контролю та передачі територій сховищ новим користувачам.

Показано, що для умов України альтернатив поверхневому захороненню відходів уранового виробництва немає, тому для попередження значних витрати і втрати суспільства в майбутньому, необхідна розробка нормативно-правової бази, яка б забезпечувала приведення територій сховищ в безпечний стан ще під час роботи і за рахунок підприємств уранового виробництва.

Наукова новизна одержаних результатів полягає у наступному:

удосконалено:

– методичні підходи до оцінювання соціально-економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях, які базуються на встановленні та врахуванні всієї сукупності соціально-психологічних, медико-біологічних та соціально-екологічних компонент, що дозволило виявити витрати та втрати, обумовлені наявністю сховищ цих відходів та спрогнозувати їх динаміку на майбутні періоди часу;

– науково-методичний інструментарій для прогнозування екологічних наслідків та матеріального збитку при виникненні можливих аварійних ситуацій на сховищах радіаційно-небезпечних відходів, що дозволило оцінити прогнозований

збиток від них за умови наявності налагодженої системи охорони та нагляду за станом сховищ, а за їх відсутності;

– концептуальні підходи до стратегії подальшого поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ», яка зводиться до здійснення комплексу заходів з ремедіації на забруднених територіях, що дозволяють вивести їх з обслуговування й регулюючого контролю та повернення цих територій до вільного, необмеженого або принаймні корисного використання місцевими громадами;

– організаційно-економічний механізм реалізації стратегії подальшого поводження зі сховищами відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ», який включає етапи підготовчий, вибірковий, проектний, технологічний та моніторинговий етапи і дозволяє мінімізувати витрати та втрати, пов'язані з наявністю усіх сховищ, як нині так і в майбутні періоди часу, при збереженні прийняттого рівня безпеки для населення та персоналу;

набуло подальшого розвитку:

– класифікація соціально-економічних наслідків, які обумовлені шкідливим впливом радіаційно-небезпечних речовин на населення та довкілля, та наявною радіаційною ситуацією на хвостосховищах та прилеглий до них місцевості;

– методичні підходи до вибору порядку процесу виведення територій сховищ із регулюючого контролю та передачі територій сховищ новим користувачам та напрямів майбутнього використання.

Практичне значення одержаних результатів дисертаційної роботи полягає в тому, що її теоретичні й методичні положення дозволили розробити алгоритм процесу виведення територій сховищ із регулюючого контролю та передачі територій сховищ новим користувачам, який полягає у проведенні певної запропонованої послідовності дій та розробці детального плану ремедіації, та, відповідно до принципу оптимізації, обґрунтований порядок процесу планування та проведення заходів з ремедіації, керуючись якими запропоновані найбільш доцільні варіанти використання територій сховищ відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ» після проведення заходів з їх ремедіації.

Ключові слова: економічна оцінка, соціальні наслідки, екологічні наслідки, витрати, втрати, відходи, сховища, радіаційно-небезпечні речовини, аварійні витoki, економічне обґрунтування, забруднення територій.

SUMMARY

Arzhevichev D.V. Ecological and economic analysis of the consequences of the dumping of uranium waste in urbanized areas - Qualifying scientific work on the rights of manuscripts.

Thesis for the degree of Doctor of Philosophy in the specialty 051 - Economics (05 - Social and Behavioral Sciences) - Dnipro University of Technology, Ministry of Education and Science of Ukraine, Dnipro, 2020.

In the dissertation, which is the completed scientific work, the decision of the actual scientific and applied task, which consists in the development of theoretical principles, methodological provisions and practical recommendations for the assessment of the ecological and economic consequences of the dumping of uranium waste in urban areas and subsequent handling of the existing repositories of these hazardous waste.

An analysis of the influence of radiation-hazardous substances that are stored in the uranium production waste storage, on the population and on the environment is carried out. It has been established that this influence on urbanized territories with a significant anthropogenic load on the population and the environment is still insufficiently studied. It is shown that for the area where uranium storage facilities are located, the Prydniprovsky Chemical Plant (PFP) is characterized by the presence of not only radioactive and significant chemical pollution of the environment, therefore it is impossible to unequivocally estimate the consequences of the impact of storage facilities on human health.

An analysis of the work of domestic scientists devoted to issues related to environmental and economic problems of radioactive contamination of the environment is carried out. It has been established that these works are basically reduced to the study of the consequences of the impact on the environment and the population of the Chernobyl catastrophe, which significantly differ from the consequences of the impact on the

population and the territory of the storage facilities with radioactive waste of uranium production, therefore the materials of these studies do not allow them to be fully used in assessing possible environmental and economic consequences of storing uranium waste in urban areas.

It was established that all available decommissioned and preserved storage facilities for uranium ore reprocessing products in the PJSC do not fully comply with the requirements of the current legislation in the radioactive waste storage facilities that have undergone the "closure" stage, which causes the presence of these repositories in the zone of strict control regime their condition. An analysis of the radiation situation at tailings storages and adjacent urban areas has been carried out, and the ways of distribution of radioactive substances on adjacent to the repository of the territory have been investigated.

It has been shown that the dumping of uranium waste in urban areas has led to the emergence of various socio-economic impacts caused by the harmful effects of radiation-hazardous substances on the population and on the environment, and on the existing radiation situation at tailings and adjacent areas. The methodical approaches to the assessment of the socio-economic consequences of the dumping of uranium waste at PJSC are proposed, which are based on the establishment and consideration of the entire set of socio-psychological, medical and biological and socio-ecological components, and the main factors determining the significance of these components are identified.

The estimation of the economic consequences of the dumping of uranium waste in urban areas and the dynamics of changes in costs and losses due to the availability of repositories of these wastes for future periods of time have been carried out, which has shown that the costs of measures for the protection and supervision of the state are dominant among different groups of costs and losses waste storage facilities.

Proposed scientific and methodical toolkit for forecasting of ecological consequences and material damage at occurrence of possible emergency situations at storage of radiation-hazardous wastes. It is shown that given the low probability of accidents, the predicted damage from them is significantly lower than the current costs associated with the operation of storage facilities. However, such a situation is typical only if there

is a well-established system of protection and supervision of the state of the storage facilities, and in their absence, the probability of emergency discharge of radioactive waste outside the storage facilities may increase by several orders of magnitude, and consequently, the expected loss from these events may significantly increase.

The strategy for further management of uranium waste management at PJSC is developed, which consists in the implementation of a complex of remediation measures in contaminated territories, allowing them to be withdrawn from maintenance and regulatory control, and the return of these territories to free, unrestricted or at least useful to local communities or new owners. The proposed organizational and economic mechanism for the implementation of the strategy for the further management of uranium waste storage facilities at PJSC "PZH" and the grounding of the direction of possible use of the territory of repositories with waste of uranium production in the future, which are aimed at minimizing the cost of maintenance of storage facilities. An algorithm for the process of removing storage areas from regulatory control and the transfer of storage areas to new users is proposed.

It is shown that for Ukraine there are no alternatives to surface dumping of uranium waste, therefore, in order to prevent significant costs and losses of society in the future, it is necessary to develop a regulatory and legal framework that would ensure that the storage areas are brought to a safe state even during work and at the expense of enterprises of uranium production.

Scientific novelty of the obtained results is as follows:

improved:

- methodological approaches to the assessment of the socio-economic consequences of the dumping of uranium waste in urban areas, based on the establishment and consideration of the entire set of socio-psychological, medical and biological and socio-ecological components, which allowed to identify costs and losses due to the availability of storage facilities for these wastes and predict their dynamics for future periods of time;

- scientific and methodical tool for forecasting of ecological consequences and material damage at occurrence of possible emergency situations at the stores of radia-

tion-hazardous wastes, which allowed to estimate the predicted damage from them, provided that there is a well-established system of protection and supervision of the state of the warehouses, and in their absence;

- conceptual approaches to the strategy of further management of uranium waste at PJSC, which consists in implementing a complex of remediation measures in contaminated territories, allowing them to be withdrawn from maintenance and regulatory control and return of these territories to free, unlimited or at least useful use by local communities;

- organizational and economic mechanism for implementation of the strategy of further handling of uranium waste storage facilities at PJSC, which includes the stages of preparatory, sampling, design, technological and monitoring stages and allows minimizing costs and losses associated with the availability of all storage facilities, as now and in future periods of time, while maintaining an acceptable level of safety for the population and personnel;

has developed further:

- classification of socio-economic consequences caused by the harmful influence of radiation hazardous substances on population and the environment, and on the existing radiation situation at tailings and adjacent areas;

- methodical approaches to choosing the procedure for removing storage areas from regulatory control and transferring storage areas to new users and directions for future use.

The practical significance of the results of the dissertation work is that its theoretical and methodological provisions allowed to develop an algorithm for the process of removing storage areas from regulatory control and the transfer of storage areas to new users, which consists in carrying out a certain proposed sequence of actions and developing a detailed plan for remediation, in accordance with the principle of optimization, the order of the planning and implementation of the remediation activities is justified, guided by the most appropriate options proposed land use uranium waste storage facilities PO "PCP" after their remediation measures.

Key words: economic assessment, social consequences, environmental consequences, costs, losses, waste, storage, radiation-hazardous substances, emergency leaks, economic justification, pollution of territories.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА

Статті у наукових фахових виданнях:

1. Вагонова О. Г., Шереметьєва І. В., Аржевічев Д.В. Особливості еколого-економічної оцінки наслідків радіаційного забруднення територій відходами уранового виробництва. – Економічний вісник НГУ. – 2017. - №1. – С. 163-168. *Особистий внесок*: розкрито особливості економічної оцінки наслідків радіаційного забруднення.

2. Вагонова О. Г., Аржевічев Д.В. Соціально-економічні наслідки захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях. – Економічний вісник НГУ. – 2017. - №3. – С. 95-101. *Особистий внесок*: викладено економічні наслідки захоронення відходів уранового виробництва.

3. Вагонова О. Г., Аржевічев Д.В. Обґрунтування та організаційно-економічний механізм реалізації стратегії поводження з накопиченими відходами уранового виробництва – Економічний простір. – 2017. - №127. – С. 214-223. *Особистий внесок*: запропонований організаційно-економічний механізм реалізації стратегії.

4. Вагонова О. Г., Аржевічев Д.В. Прогнозування економічних наслідків аварій на сховищах відходів уранового виробництва – Економічний вісник НГУ. – 2017. - №3. – С. 135-141. *Особистий внесок*: запропоновані нові методичні підходи до оцінки наслідків аварій.

5. Вагонова О. Г., Аржевічев Д.В. Економічна оцінка пріоритетних напрямків можливого використання території сховищ відходів уранового виробництва – Економічний вісник НГУ. – 2018. - №1. – С. 167-173. *Особистий внесок*: запропоновані нові методичні підходи до оцінки напрямків можливого використання території сховищ відходів.

6. Вагонова О. Г., Аржевічев Д.В. Економічне стимулювання, планування та організація робіт з передачі сховищ відходів уранового виробництва новим користувачам – Економічний простір. – 2018. - №130. – С. 200-212. *Особистий внесок*: розкрито шляхи підвищення ефективності економічного стимулювання.

Статті у виданнях включених до бази SCOPUS:

7. Vagonova O.G., Arzhevichev D.V., Cherkashchenko O.M. Economic rationale for a strategy of further uranium production waste management – Науковий вісник НГУ. – 2018. - №1. – С. 191-197. *Особистий внесок*: запропоновані нові методичні підходи до визначення стратегії поводження з відходами РАВ.

Статті у періодичних іноземних виданнях

8. Vagonova O., Arzhevichev V., Cherkashchenko O. Economic consequences of disposing radioactive wastes of fuel-and-power cycle enterprises. – Advanced Engineering Forum. Energy Saving and Efficiency: Technological, Economical and Social Challenges. – 2017, Volume 25.– Trans Tech Publications Ltd, Zurich. – S. 64-70. *Особистий внесок*: запропоновані нові методичні підходи до економічної оцінки наслідків захоронення відходів РАВ.

Матеріали наукових конференцій:

9. Аржевічев Д. В. Економічне обґрунтування пріоритетних напрямків можливого використання території сховищ з радіаційно-небезпечними відходами. – Прикладна економіка - від теорії до практики: матеріали міжнародної науково-практичної конференції (м. Тернопіль, 27 жовтня 2017 р.) – Тернопіль, ТНЕУ, 2017. - С. 188-191.

10 Vahonova Oleksandra, Arzhevichev Dmytro, Cherkashchenko Olesia. Economic Consequences of Disposing Radioactive Wastes of Fuel-and-power Cycle Enterprises. – Materials of the International Scientific & Practical Conference «Energy Efficiency, and Energy Saving 2017»; November 16-17, 2017, Ministry of Educ. & Science of Ukraine, National Mining University. - Dnipro: NMU, 2017. – P. 59. *Особистий внесок*: запропоновані нові методичні підходи до економічної оцінки наслідків захоронення відходів РАВ.

11. Вагонова О. Г., Аржевічев Д.В. Соціально-економічні наслідки захооро-

нення відходів уранового виробництва. – Суспільство, релігія, культура, наука, техніка, освіта, економіка в умовах новітніх глобальних викликів для України і Польщі: матеріали Міжнар. науково-практичної конф. – Запоріжжя. – 2017. – С. 212-214. *Особистий внесок*: викладено економічні наслідки захоронення РАВ.

ЗМІСТ

ТЕРМІНИ ТА ВИЗНАЧЕННЯ.....	15
ВСТУП.....	19
РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ЗАСАДИ ЕКОЛОГО- ЕКОНОМІЧНОГО АНАЛІЗУ ВПЛИВУ РАДІОАЦІЙНО-НЕБЕЗПЕЧНИХ ВІДХОДІВ НА ДОВКІЛЛЯ	26
1.1. Поняття про радіоактивні відходи та джерела їх утворення	26
1.2. Аналіз впливу радіаційно-небезпечних речовин на населення та довкілля	32
1.3. Теоретико-методологічні основи еколого-економічний аналізу наслідків обумовлених зберіганням відходів уранового виробництва	45
Висновки до розділу 1.....	61
Література до розділу 1.....	64
РОЗДІЛ 2. ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНИХ НАСЛІДКІВ ТА ВТРАТ ОБУМОВЛЕНИХ ВІДХОДАМИ УРАНОВОГО ВИРОБНИЦТВА ВО «ПРИДНІПРОВСЬКИЙ ХІМІЧНИЙ ЗАВОД»	73
2.1. Загальна характеристика сховищ відходів уранового виробництва та місце їх розміщення	73
2.2. Аналіз радіаційної ситуації на хвостосховищах та прилеглих до них урбанізованих територіях	84
2.3. Оцінка соціально-економічних наслідків захоронення відходів ура- нового виробництва ВО «ПХЗ»	94
2.4. Прогнозування економічних наслідків аварійних витоків радіаційно- небезпечних речовин зі сховищ	109
Висновки до розділу 2	120
Література до розділу 2	123
РОЗДІЛ 3. ОБГРУНТУВАННЯ ЗАХОДІВ, СПРЯМОВАНИХ НА ЗМЕНШЕННЯ РІВНЯ НЕБЕЗПЕКИ ТА ЗБИКІВ ВІД ПОДАЛЬШОГО ЗБЕРІГАННЯ ВІДХОДІВ УРАНОВОГО ВИРОБНИЦТВА ВО «ПХЗ»	130

	14
3.1. Вибір стратегії подальшого поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ»	130
3.2. Вибір і економічна оцінка пріоритетних напрямків можливого використання території сховищ РАВ	136
3.3. Обґрунтування заходів зі зниження витрат на поточне обслуговування сховищ радіаційно-небезпечних відходів	144
3.4. Оцінка можливості використання в Україні альтернативних технологій зберігання відходів уранового виробництва	155
Висновки до розділу 3	162
Література до розділу 3	165
ВИСНОВКИ	169
ДОДАТОК А	173
ДОДАТОК Б	174

Терміни та визначення

Активність	Число розпаду радіоактивних ядер в одиницю часу. Одиниці активності бекерель (Бк). 1 бекерель відповідає одному розпаду радіоактивного ізотопу за секунду.
Альфа-частинки (λ)	Потік позитивно заряджених частинок ядер атомів гелію
Бекерель	Активність нукліда в радіоактивному джерелі, позначається як “Бк”, міжнародне позначення – “Bq”
Бета-частки (β)	Потік негативно заряджених електронів ядерного походження, що випускаються ядром радіоактивних елементів при його розпаді
Відкриті джерела	Такі джерела, речовини і устрої, експлуатація яких не виключає надходження радіації в навколишнє середовище
Відносна біологічна ефективність	Співвідношення поглинутої дози стандартного випромінювання, що викликає певний біологічний ефект і поглиненої дози радіації, що вивчається, яка дає такий самий ефект.
Внутрішнє іонізуюче опромінення	Опромінення, що утворюється внаслідок проникнення та накопичення радіоактивних ізотопів всередині організму
Гама-випромінювання (γ)	Короткохвильове електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі 10^{-10} м і енергією більше 250 кеВ, а також електромагнітне випромінювання радіонуклідів, що виникає при розпаді радіоактивних ядер та елементарних частинок і при взаємодії швидких заряджених частинок з речовиною.
Гранична доза (ГД)	Гранична індивідуальна еквівалентна доза за рік, яка при рівномірному впливові протягом 70 років не викличе несприятливих змін здоров'я у людини.
Граничне річне надходження (ГРН)	Таке надходження радіації до організму протягом року, яке за 70 років створить в критичному органі особи еквівалентну дозу, що дорівнює граничній дозі
Гранично допустиме надходження (ГДН)	Таке надходження радіоактивних речовин в організм протягом року, яке за 50 років створює в критичному органі еквівалентну дозу, що дорівнює 1 ГДК
Грей	Одиниця поглиненої дози іонізуючої радіації, позначається як “Гр”, міжнародне позначення – “Gy”.
Грей за секунду	Потужність поглинання дози випромінювання, позначається як “Гр/с”, міжнародне позначення – “Gy/s”.

Групи критичних органів	Виділяють три: 1 група – все тіло, гонади, червоний кістковий мозок, 2 група – м'язи, щитовидна залоза, легені, печінка, селезінка, шлунково-кишковий тракт, кришталик ока та інші органи, не віднесені до 1 та до 3 груп, 3 група – кісткова тканина, шкіра, кістки передпліччя, ступня та долоні
Доза	Міра дії іонізуючого випромінювання у визначеному середовищі. Одиниці поглиненої дози – грей (Гр) – відповідає поглиненню енергії в 1 Дж масою опроміненої речовини в 1 кг.
Еквівалентна доза (Де)	Характеризує оцінку впливу різних видів випромінювання на організм людини
Еквівалентна рівноважна об'ємна активність радону (ЕРОА)	Значення об'ємної питомої активності радону в рівновазі з його дочірніми продуктами розпаду, які мали б таку саму потенційну альфа-енергію на одиницю об'єму, як їх існуюча суміш.
Експозиційна доза	Характеризує іонізуючу здатність рентгенівського або гамма-випромінювання Одиниця експозиційної дози – Кл/кг (позасистемна – рентген (Р) викликає утворення в 1 см ² повітря 2,8·10 ⁹ пар іонів. 1Р – 2,58·10 ⁻⁴ Кл/кг
Екسخаліяція радону (щільність потоку радону з поверхні)	Кількість радону, яка виділяється з одиниці емануючої поверхні в одиницю часу. Одиниця вимірювання - бекерель на квадратний метр за секунду (Бк/м ² ·с).
Зіверт	Доза, еквівалентна випромінюванню (позначається як “Зв”, міжнародне позначення – “Sv”)
Зіверт на секунду	Потужність еквівалентної дози випромінювання (позначається як “Зв/с”, міжнародне позначення – “Sv/s”)
Зовнішнє опромінення	Опромінення, що впливає на певний організм через шкіру, систему органів травлення та дихання.
Іонізуюча радіація	Випромінювання високих енергій, що викликає іонізацію атомів і молекул речовин
Іонізуюче випромінювання	Різні форми енергії, що виділяються при розпаді (розщепленні) ядер атомів
Коефіцієнт якості	Коефіцієнт, який показує, у скільки разів радіаційна небезпека даного виду випромінювання вища за стандартний
Критичні органи	Органи, які внаслідок опромінення найбільш чутливі та завдають найбільшої шкоди життю і здоров'ю організму

Період напіврозпаду	Час, протягом якого число радіоактивних атомів ізотопу зменшується вдвічі
Поглинена доза (Дп)	Кількість енергії будь-якого випромінювання, поглинута одиницею маси опроміненої біологічної речовини (тканини)
Потужність дози	Доза випромінювання, віднесена до одиниці часу ($p = D / t$)
Протектор	Речовина, введена в живу систему ще до опромінення, яка присутня в тканинах, клітинах, організмі в момент опромінення і суттєво послаблює ураження від опромінення
Протон	Елементарна частинка будь-якого атомного ядра, яка визначає фізичні та хімічні властивості елементів.
Радіоактивне забруднення біосфери	Потрапляння радіоактивних ізотопів до складу живих організмів і в середовище їх життя (атмосферу, гідросферу, ґрунт.
Радіоактивні аерозолі	Аерозолі з радіоактивною дисперсійною фазою. Природні радіоактивні аерозолі містять радіоактивні ізотопи калію, полонію, торію, урану тощо
Радіоактивні відходи	Продукти, що утворюються при роботах з радіоактивними речовинами і які містять кількість радіоактивних ізотопів, вищу за норму радіоактивної безпеки.
Радіоактивні води	Природні води, що містять підвищену кількість радіоактивних речовин. У підземних водах найчастіше присутні ізотопи радію-226, урану-238, радону-222
Радіоактивні речовини	Речовини, здатні випромінювати енергію шляхом радіоактивного розщеплення
Радіоактивність	Самостійне перетворення ядер атомів деяких хімічних елементів у ядра інших елементів, що супроводжується виділенням іонізуючого випромінювання.
Радіобезпека	Комплекс заходів, що забезпечують безпеку роботи з радіоактивними речовинами та іншими джерелами іонізуючого випромінювання.
Рентгенівське випромінювання	Електромагнітне випромінювання, складене з тормозного та характеристичного випромінювань
Рідкі радіоактивні відходи	Розчини неорганічних речовин, органічні рідини (масла, розчини)
Стала розпаду	Характерна величина для даного ізотопу, що вказує на долю або частку радіоактивних атомів, які розпадаються за одиницю часу
Тверді радіоактивні відходи	Вироби, деталі машин та механізмів, матеріали, біологічні об'єкти, відпрацьовані радіонуклідні дже-

Тормозне випромінювання	рела Фотонне випромінювання з безперервним спектром, що виникає при зменшенні кінетичної енергії заряджених часток внаслідок їх гальмування в полі ядра атома важких металів
Шар повного поглинання	Товщина будь-якої речовини, що забезпечує захист від проникаючої радіації

ВСТУП

Актуальність теми дослідження.

На всіх етапах виробництва, а також в побуті, в результаті діяльності людини з'являється величезна кількість різноманітних відходів, які забруднюють навколишнє середовище, обумовлюють накопичення в навколишньому природному середовищі шкідливих речовин і створюють загрозу для здоров'я і життя людини. Виникнення локальних, а часто і глобальних екологічних проблем, пов'язаних із забрудненням атмосферного повітря і ґрунтів, засміченням і забрудненням природних вод, переносом трансграничних забруднювачів, часто призводить до значних витрат, пов'язаних з необхідністю обслуговування звалищ відходів та захисту довкілля і населення від їх негативного впливу.

Нині в усьому світі люди відчувають негативні зміни в навколишньому природному середовищі, спричинені як поточною діяльністю так і хижацьким споживанням природних ресурсів і забрудненням довкілля в попередні періоди часу. Мінімізація шкідливого впливу на довкілля накопичених відходів є одним з показників стійкості суспільства. Тому, в більшості розвинених країн світу утилізація і знешкодження відходів стали пріоритетними в складі галузей економіки.

В Україні одним з найбільш значних джерел утворення відходів традиційно були і є підприємства добувної промисловості, зайняті розробкою природних родовищ корисних копалин. Серед таких відходів особливе місце займають відходи уранового виробництва і в першу чергу ті, які ще за часів СРСР, без необхідного еколого-економічного обґрунтування були накопичені на урбанізованих територіях, безпосередньо біля місця збагачення та переробки уранової руди.

Одним із найбільших підприємств, на якому здійснювалось збагачення та переробка мільйонів тон уранової руди з 1948 по 1991 рік, був Придніпровський хімічний завод (ПХЗ) розміщений в безпосередній близькості до міста Дніпродзержинська, Дніпропетровської області (нині м. Кам'янське). Нині, незважаючи на те, що з часу припинення переробки уранової руди на цьому заводі минуло більше чверті століття, як сам завод так і особливо накопичені біля нього звалища радіоа-

ктивних відходів збагачення, залишаються джерелом значної загрози як для працівників підприємств, які розміщені на території ПХЗ, так і мешканців на прилеглих до заводу та сховищ радіоактивних відходів територій.

Теоретико-методологічні, методичні та прикладні еколого-економічні, соціально-економічні та інвестиційні аспекти проблем, пов'язаних із накопиченням, зберіганням та захороненням відходів досліджено в наукових працях відомих учених різних напрямів – економістів, ґрунтознавців, екологів, геологів та ряду ін. Вагомий внесок у вирішення цієї проблеми зробили: Piontek В., Авдєєв О.К., Белоус Д.А., Булдаков Л.А., Войцехович В.В., Губанов В.А., Жуковский М.В., Калістратова В.С., Коровін А.В., Кедровский О.Л., Кретинін А. А., Козлов В.Ф., Плотніков О. В., Рамзаєв П.В., Чуріканова О.Ю. та ін.

Відзначаючи істотні науково-практичні напрацювання в досліджуваній галузі, необхідно зауважити, що до цього часу в Україні недостатньо дослідженні і опрацьовані питання, пов'язані з оцінкою еколого-економічних наслідків захоронення відходів на урбанізованих територіях. В першу чергу це відноситься до економічної оцінки наслідків, пов'язаних з накопиченням радіаційно-небезпечних відходів уранового виробництва, яка б враховувала як екологічну так і соціальну та економічну складові та сприяла обґрунтуванню та реалізації економічно обґрунтованих рішень щодо подальшого поводження з наявними сховищами цих небезпечних відходів.

Актуальність зазначених питань, їх теоретична важливість і практична значущість обумовили вибір теми дисертаційного дослідження, його головну мету та окреслили коло завдань.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Тема дисертаційного дослідження відповідає основним науковим напрямам та найважливішим проблемам фундаментальних досліджень на 2014–2018 рр., затвердженим Постановою Президії Національної академії наук України від 20.12.2013 р. № 179, зокрема: п. 3.1.16 «Економіка природокористування й охорони навколишнього середовища»; п. 3.1.25 «Природозбереження та раціональне природокористування», а також цілям та завданням «Державної цільової екологічної програму при-

ведення в безпечний стан уранових об'єктів виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (ВО «ПХЗ») на період з 2010 по 2020 роки, затвердженої Постановою № 1029 від 30.09.2009 р.

Наукові результати дисертаційного дослідження увійшли до науково-дослідної роботи: «Наукова розробка інноваційних технологічних та управлінських рішень експлуатації родовищ корисних копалин та їх оптимізація за критеріями еколого-економічної ефективності» (№ д/р 0111U003564), де автором проаналізовано наукові розробки та практичні заходи з покращення еколого-економічних результатів діяльності гірничодобувних підприємств в режимі землезбереження.

Мета та завдання дослідження.

Мета – обґрунтування теоретико-методичних засад еколого-економічної оцінки наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях та практичних рекомендацій щодо їх мінімізації в майбутньому.

Для досягнення поставленої мети сформульовані **такі завдання:**

- провести аналіз впливу радіаційно-небезпечних речовин на населення та довкілля та науково-методичних підходів до економічної оцінки наслідків захоронення радіаційно-небезпечних відходів;
- оцінити стан об'єктів уранового виробництва ВО «ПХЗ» та радіаційну ситуацію на хвостосховищах та прилеглих до них урбанізованих територіях;
- розробити методичні засади оцінювання соціально-економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ»;
- розвинути науково-методичний інструментарій для прогнозування екологічних наслідків та матеріального збитку при виникненні можливих аварійних ситуацій на сховищах радіаційно-небезпечних відходів;
- розробити та економічно обґрунтувати стратегію подальшого поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ» та організаційно-економічний механізм її реалізації;
- обґрунтувати заходи зі зниження витрат та втрат, обумовлених наявністю сховищ РАВ, та напрямки використання територій сховищ в майбутньому;

– оцінити можливості використання в Україні сучасних перспективних технологій зберігання радіаційно-небезпечних відходів виробництва для мінімізації екологічних та соціально-економічних наслідків, пов'язаних з їх накопиченням.

Об'єкт дослідження – екологічні та соціально-економічні наслідки захоронення радіаційно-небезпечних відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях.

Предмет дослідження – методичні засади та екологічні, економічні та соціальні чинники впливу відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ» на населення та довкілля.

Для вирішення завдань дисертаційного дослідження застосовано наступні **методи дослідження**: наукового узагальнення - при аналізі теоретичних засад еколого-економічної оцінки впливу відходів уранового виробництва на населення та території; статистико-економічного аналізу – при дослідженні соціально-економічних та екологічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях; системного і ситуаційного аналізу - при аналізі досвіду поводження з відходами уранового; математичного моделювання та положень теорії ймовірності – при оцінці наслідків можливих аварій на сховищах радіоактивних відходів; економіко-математичного моделювання та оптимізації – при обґрунтуванні напрямків та розробці організаційно-економічний механізму подальшого поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ».

Інформаційною базою дослідження є законодавчі та нормативні акти України, матеріали Державного комітету статистики України та Управління статистики Дніпропетровської області, періодичні українські і зарубіжні видання, наукова література, результати аналітичних та соціологічних досліджень міжнародних комісій з питань радіаційного захисту, наукові публікації з проблематики дослідження, ресурси мережі Інтернет.

Наукова новизна одержаних результатів полягає у наступному:

удосконалено:

– методичні підходи до оцінювання соціально-економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях, які базу-

ються на встановленні та врахуванні всієї сукупності соціально-психологічних, медико-біологічних та соціально-екологічних компонент, що дозволило виявити витрати та втрати, обумовлені наявністю сховищ цих відходів та спрогнозувати їх динаміку на майбутні періоди часу;

– науково-методичний інструментарій для прогнозування екологічних наслідків та матеріального збитку при виникненні можливих аварійних ситуацій на сховищах радіаційно-небезпечних відходів, що дозволило оцінити прогнозований збиток від них за умови наявності налагодженої системи охорони та нагляду за станом сховищ, а за їх відсутності;

– концептуальні підходи до стратегії подальшого поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ», яка зводиться до здійснення комплексу заходів з ремедіації на забруднених територіях, що дозволяють вивести їх з обслуговування й регулюючого контролю та повернення цих територій до вільного, необмеженого або принаймні корисного використання місцевими громадами;

– організаційно-економічний механізм реалізації стратегії подальшого поводження зі сховищами відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ», який включає етапи підготовчий, вибірковий, проектний, технологічний та моніторинговий етапи і дозволяє мінімізувати витрати та втрати, пов'язані з наявністю усіх сховищ, як нині так і в майбутні періоди часу, при збереженні прийняттого рівня безпеки для населення та персоналу;

набуло подальшого розвитку:

– класифікація соціально-економічних наслідків, які обумовлені шкідливим впливом радіаційно-небезпечних речовин на населення та довкілля, та наявною радіаційною ситуацією на хвостосховищах та прилеглий до них місцевості;

– методичні підходи до вибору порядку процесу виведення територій сховищ із регулюючого контролю та передачі територій сховищ новим користувачам та напрямів майбутнього використання.

Практичне значення одержаних результатів дисертаційної роботи полягає в тому, що її теоретичні й методичні положення дозволили розробити алгоритм процесу виведення територій сховищ із регулюючого контролю та передачі тери-

торій сховищ новим користувачам, який полягає у проведенні певної запропонованої послідовності дій та розробці детального плану ремедіації, та, відповідно до принципу оптимізації, обґрунтований порядок процесу планування та проведення заходів з ремедіації, керуючись якими запропоновані найбільш доцільні варіанти використання територій сховищ відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ» після проведення заходів з їх ремедіації.

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота є самостійно виконаною науковою працею. Наукові положення та науково-методичні підходи до оцінки соціально-економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях, що виносяться на захист, одержані здобувачем самостійно. Із наукових праць, опублікованих у співавторстві, у дисертації використані лише ті ідеї, положення й матеріали, які є результатом власних досліджень автора.

Апробація результатів дисертації. Основні положення дисертаційної роботи були представлені, обговорені й одержали схвальну оцінку на міжнародних науково-практичних конференціях: «Енергоефективність та енергозбереження» (м. Дніпро, 2017 р.), «Прикладна економіка - від теорії до практики» (м. Тернопіль, 2017 р.) «Суспільство, релігія, культура, наука, техніка, освіта, економіка в умовах новітніх глобальних викликів для України і Польщі» (м. Запоріжжя, 2017 р.), «Проблеми і перспективи інноваційного розвитку України» (м. Запоріжжя, 2018 р.), «Національна економіка в умовах глобалізації: тенденції, проблеми та перспективи» (м. Київ, 2018 р.), «ХІ міжнародна науково-практична конференція студентів та молодих вчених» (м. Дніпро, 2018 р.).

Публікації. Основні результати дисертаційного дослідження опубліковано у 11 друкованих працях, у тому числі 6 статтях у наукових фахових виданнях, 1 стаття у виданні, яке включено до міжнародної наукометричної бази SCOPUS, 1 стаття у іноземному періодичному виданні, 3 – тези конференцій. Загальний обсяг публікацій за темою дисертації становить 4,26 друк. арк., із них особисто дисертанту належать 3,44 друк. арк.

Структура та обсяг роботи. Дисертація складається із вступу, трьох розділів, висновків, списку використаних джерел і додатків. Повний обсяг дисертації становить 178 сторінок, у т. ч. основного тексту 149 сторінок.

Дисертація містить 5 таблиць та 21 рисунок, списки використаних джерел із 181 найменування на 19 сторінках, 3 додатки на 6 сторінках.

Розділ 1

**ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ЗАСАДИ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОГО
АНАЛІЗУ ВПЛИВУ РАДІОАЦІЙНО-НЕБЕЗПЕЧНИХ ВІДХОДІВ НА
ДОВКІЛЛЯ****1.1. Поняття про радіоактивні відходи та джерела їх утворення**

Згідно Закону України «Про відходи» поняття «Відходи» визначає будь-які речовини, матеріали і предмети, що утворюються у процесі людської діяльності і не мають подальшого використання за місцем перебування чи виявлення та яких їх власник повинен позбутися шляхом утилізації чи видалення [1].

В Україні щорічно складається близько 1,5 млрд. т твердих відходів. Нині тут накопичена величезна кількість відходів: близько 25 млрд. т промислових та близько 5 млрд. м³ побутових (понад 1 млрд. т), тобто на одного громадянина України припадає біля 500 кг відходів. Площі, займані місцями складування промислових і побутових відходів (відвали, хвостосховища, шлаконакопичувачі, терикони, смітники тощо) становлять біля 8 % від загальної території України.

Складна ситуація склалась і з токсичними відходами. Щорічно на підприємствах України їх утворюється понад 100 млн. т. В Україні у сховищах організованого складування накопичилось близько 1,6 млн. т токсичних відходів, з них 28 млн. т відносяться до I – II класів токсичності. До них варто долучити залишки отрутохімікатів, яких, за офіційними даними, близько 20 тис. т.

Указані обставини вимагають закріплення особливого правового режиму поводження з відходами. З метою визначення правових, організаційних та економічних засад діяльності, пов'язаної із запобіганням або зменшенням обсягів утворення відходів, а також з відверненням негативного впливу відходів на навколишнє природне середовище (НПС) та здоров'я людей, в Україні розроблені законодавчі акти, які регулюють діяльність, пов'язану з відходами [2-8].

Під час розгляду всього комплексу проблем, пов'язаних зі збором, транспортуванням, дотриманням вимог до знешкодження і захоронення відходів, ефекти-

вної переробки й утилізації, у першу чергу постає питання про властивості відходів, їх токсичність, морфологічний і елементний склад. Тому для ефективного і раціонального поводження з відходами розроблено державний класифікатор відходів – ДК 005-96, затверджений Держстандартом України 29 лютого 1996 р [9].

Згідно з [1] Державний класифікатор відходів це систематизований перелік кодів та назв відходів, призначений для використання в державній статистиці з метою надання різнобічної та обґрунтованої інформації про утворення, накопичення, оброблення (перероблення), знешкодження та видалення відходів; операції поводження з відходами – збирання, перевезення, зберігання, оброблення (перероблення), утилізацію, видалення, знешкодження і захоронення відходів; розміщення відходів – зберігання та захоронення відходів у спеціально відведених для цього місцях чи об'єктах.

Державний класифікатор відходів (ДК 005-96) входить до державної системи класифікації та кодування техніко-економічної та соціальної інформації. Він забезпечує інформаційну підтримку у вирішенні питань поводження з відходами, їх переробки та утилізації.

Використання класифікатора відходів створює нормативну базу для проведення порівнювального аналізу структури та обсягу утворення відходів у межах європейської статистики усіх видів економічної діяльності, у тому числі європейської виробничої статистики, статистики агрокомплексу, статистики послуг, а також порівнювального аналізу послуг, пов'язаних з відходами, на міжгалузевому, державному, міждержавному рівнях.

Об'єктами класифікації у класифікаторі [9] є відходи. До них належать:

- залишки сировини, матеріалів, напівфабрикатів тощо, утворені в процесі виробництва продукції або виконання робіт, які цілком або частково втратили вихідні споживчі властивості (відходи виробництва);
- розкривні і супутні гірничі породи, що видобуваються в процесі розроблення родовищ корисних копалин;
- залишкові продукти збагачення та інші види первинної обробки сировини (шлам, пил, відсів тощо);

- речовини та їх суміші, які утворені в термічних, хімічних та інших процесах і не є метою цього виробництва (шлак, зола, кубові залишки, інші тверді і пастоподібні утворення, а також рідини та аерозолі);

- залишкові продукти сільськогосподарського виробництва (у тому числі тваринництва), лісництва і лісозаготівель;

- бракована некондиційна продукція усіх видів економічної діяльності або продукція, що забруднена небезпечними речовинами і не придатна до використання;

- неідентифікована продукція, застосування або вживання якої може спричинити непередбачені наслідки;

- зіпсовані (пошкоджені) і неремонтовні чи відпрацьовані, фізично або морально зношені вироби та матеріали, які втратили свої споживчі властивості;

- залишки продуктів харчування, побутових речей, пакувальних матеріалів тощо (побутові відходи);

- осади очисних промислових споруд, споруд комунальних та інших служб;

- залишки від медичного та ветеринарного обслуговування, медико-біологічної та хіміко-фармацевтичної промисловості, аптечної справи;

- залишкові продукти усіх інших видів діяльності підприємств, установ, організацій, населення;

- матеріальні об'єкти та субстанції, активність радіонуклідів або радіоактивне забруднення яких перевищує межі, встановлені чинними нормативами, за умови, що використання цих об'єктів та субстанції не передбачається (радіоактивні відходи).

Таким чином, згідно [9] до радіоактивних відходів (РАВ) відносяться ті об'єкти та субстанції, що не підлягають подальшому використанню. Це тверді матеріали, розчини, газоподібні середовища, вироби, апаратура, біологічні об'єкти, ґрунт тощо, у яких вміст радіонуклідів перевищує рівні, встановлені нормативними актами. До категорії РАВ включено також відпрацьоване ядерне паливо, якщо воно не підлягає наступній переробці з метою добування із нього компонентів і після відповідної витримки підлягає похованню.

У відповідності до законодавства України [3] та державних гігієнічних нормативів [10-12] до РАВ відносяться матеріальні об'єкти і субстанції, щодо яких:

- встановлено, що ні зараз, ні в майбутньому не передбачається їхнє використання;

- ще немає рішення, яким чином ці матеріали можуть бути використані у межах сучасних чи створюваних у майбутньому технологічних процесів, а також - питома активність радіонуклідів у них перевищує рівні вилучення зі сфери санітарного нагляду, які встановлені державними санітарними правилами ДСП 6.074.120 - 01 "Основні санітарні правила протирадіаційного захисту України" (далі - ОСПУ) [13].

Відповідно до вимог НРБУ-97/Д-2000 [11] і залежно від мети класифікації, РАВ підрозділяються на типи, групи, категорії.

Встановлено три типи РАВ: коротко існуючі, довго існуючі, визначені за узгодженням з органом державного регулювання.

Такий розподіл існує за критеріями допустимості (неприпустимості) захоронення РАВ в поверхневих (приповерхневих) сховищах або у сховищах геологічного типу (табл. 1.1).

Таблиця 1.1. Класифікація РАВ, заснована на критеріях допустимості (неприпустимості) їх захоронення в сховищах різних типів [11].

Тип РАВ	Дози потенційного опромінення після 300 років після захоронення	Тип можливого звільнення у період до 300 років після захоронення	Допустимий тип захоронення РАВ
Короткоіснуючі	Нижче рівня Б	Цілковите, обмежене	Поверхневий, приповерхневий
Визначається за узгодженням з органами державного регулювання	Вище рівня Б, але нижче рівня А	Допускається обмежене	Визначається за узгодженням з органами державного регулювання
Довгоіснуючі	Вище рівня А	Не розглядається	У стабільних глибоких геологічних формаціях

Для РАВ, що не підлягають вилученню, введено поділ на три категорії. Причому класифікаційним критерієм приналежності цих РАВ до визначеної категорії є їх питома активність (табл. 1.2).

Таблиця 1.2. Класифікація РАВ за критерієм питомої радіоактивності [14]

Категорії РАВ	Інтервал значень питомої активності твердих РАВ, кБк·кг ⁻¹				Інтервал значень питомої активності рідких РАВ, в одиницях кратності РС _В ^{ingest}
	Альфа-радіонукліди		Бета-, гамма-радіонукліди		
	Група 1	Група 2	Група 3	Група 4	
Низько-активні	$>10^{-1} < 10^1$	$>10^0 < 10^2$	$>10^1 < 10^3$	$>10^2 < 10^4$	$> 1 < 10^2$
Середньо-активні	$\geq 10^1 < 10^5$	$\geq 10^2 < 10^6$	$\geq 10^3 < 10^7$	$\geq 10^4 < 10^8$	$\geq 10^2 < 10^6$
Високо-активні	$\geq 10^5$	$\geq 10^6$	$\geq 10^7$	$\geq 10^8$	$\geq 10^6$

На території нашої держави у великій кількості РАВ з'явилися у 1986 р. після аварії на Чорнобильській АЕС, а також продовжують утворюватися внаслідок роботи підприємств ядерно-паливного циклу, оборонної промисловості, використання радіоактивних речовин у науці, медицині, сільському господарстві та інших сферах діяльності.

Основними техногенними джерелами іонізуючих випромінювань і виробниками радіоактивних відходів різних класів небезпеки в Україні є:

- атомні електростанції;
- підприємства з видобутку урану, його збагачення та переробки на ядерне паливо;
- медичні і науково-дослідні установи, промислові та інші підприємства й організації, які використовують ядерно-радіаційні технології;
- військові підрозділи з використанням ядерних технологій та радіоактивних речовин.

Нині в Україні накопичено 65,5 млн. т радіоактивних відходів в урановидобувній і переробній промисловості; 70 тис. м³ залишків ядерного палива на сховищах атомних електростанцій; 1,1 млрд. м³ радіоактивно забруднених відходів (залишків реактора і техніки, знятий шар ґрунту тощо) у зоні відчуження Чорнобильської АЕС. Великі обсяги радіоактивних відходів (понад 5 тис. м³) зберігаються також у сховищах Української державної асоціації «Радон». Близько 85-90% всіх накопичених радіоактивних відходів є низько- та середньоактивними [15].

Відповідно до глосарія термінів з радіаційної безпеки МАГАТЕ [16] термін "забруднення" визначено як наявність "радіоактивних матеріалів на поверхні, в глибині середовища, в рідині або газі, де їх присутність є незвичайною і небажаною". Залишки радіоактивних матеріалів після закінчення процесу ремедіації за рівнем їх вмісту в елементах природного середовища або на об'єктах, що були дезактивовані, повинні не підпадати під визначення "забруднення".

В Європі відповідно до небезпечності відходи класифікуються за трьома категоріями. Існують Зелений, Жовтий і Червоний каталоги відходів. У Зелений каталог унесені найменш небезпечні відходи, у Жовтий – помірно небезпечні, у Червоний – найбільш небезпечні відходи. Над трансграничним перевезенням відходів передбачені різні процедури спостереження і контролю. Відходи із зеленого списку (близько 200 видів відходів, розподілених на 15 груп), переміщуються відповідно до всіх заходів контролю, які звичайно застосовуються в торгівлі. За відходами, внесеними в Жовтий (80 видів небезпечних відходів, уключених у 4 групи) і Червоний каталоги (10 видів відходів, розподілених на 3 групи), завжди здійснюється належний контроль. У випадку невнесення відходу в жоден з каталогів його транспортування контролюється згідно з процедурами Червоного каталогу. Тільки відходи, внесені в Зелений каталог відходів, можуть транспортуватися для утилізації без процедури спостереження [17].

1.2. Аналіз впливу радіаційно-небезпечних речовин на населення та довкілля

Питання про дію радіації на людину і навколишнє середовище приковують до себе постійну увагу громадськості і викликають так багато суперечок. Особливо серйозну занепокоєність із приводу впливу радіації на людину і навколишнє середовище світова громадськість стала проявляти з початку 50-х років минулого століття. Причина цього полягала як у появі жахливих наслідків бомбардувань Хіросіми і Нагасакі, так і у тому, що в результаті випробувань ядерної зброї в атмосфері, радіоактивні речовини стали поширюватися по всій земній кулі. Про дію цих речовин на людину і навколишнє середовище інформації в той час було досить мало. Все зводилося в основному до гіпотез та припущень стосовно того, як вплине на здоров'я людини іонізуюче випромінювання від джерел радіації.

Щоб дослідити це питання, Генеральна Асамблея ООН у грудні 1955 року заснувала Науковий комітет з дії атомної радіації (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR). Матеріали багаторічної роботи цього комітету заклали підвалини багатьох прикладних наук та стали основою для подальших наукових досліджень з цих питань [18].

Для того, щоб оцінити вплив відходів уранового виробництва на населення та довкілля необхідно, в першу чергу, усвідомити, що собою представляють іонізуючі випромінювання та особливості їх взаємодії з живими організмами [19].

Джерелами іонізуючих випромінювань можуть бути радіоактивні речовини та створені людиною електронно-променеві прилади [20]. Радіоактивність – самовільне перетворення (розпад) атомних ядер деяких хімічних елементів (урану, торію, радію, радону та ін.), що призводить до зміни їх атомного номера і масового числа. Такі елементи називаються радіоактивними. При їх розпаді утворюються різні частки або жорстке електромагнітне випромінювання, які здатні іонізувати середовище, так звані іонізуючі випромінювання [18].

До іонізуючих випромінювань відносяться корпускулярні (альфа-, бета-, потоки протонів, нейтронів та важких ядер) та електромагнітні (гама-, рентгенівсь-

ке) випромінювання, що здатні при взаємодії з речовиною створювати у ній заряджені атоми та молекули [20].

Альфа-випромінювання – це потік ядер гелію, що виникає під час ядерних перетворень. Енергія альфа-частинок досягає декілька МеВ. Для них характерна висока іонізуюча здатність (декілька тисяч пар іонів на 1 см шляху у повітрі) та незначна проникливість у речовину (десятки мкм у живій тканині).

Бета-випромінювання – це потік електронів або позитронів, що виникає у результаті ядерних перетворень. Їх іонізуюча здатність значно нижча (десятки пар іонів на 1 см шляху у повітрі), а проникливість вища (близько 2,5 см у живій тканині).

Дія *протонів* та *важких ядер* із значною енергією близька до альфа-випромінювання. *Нейтрони* взаємодіють з ядрами атомів, у результаті чого виникає як наведене випромінювання, так і спостерігається іонізація речовини. Швидкі нейтрони мають значну проникливість та незначну іонізуючу здатність.

Гама- та рентгенівське випромінювання – це жорсткі електромагнітні випромінювання, що виникають під час ядерних перетворень та взаємодії часток, а також у рентгенівських трубках, прискорювачах електронів тощо. Ці випромінювання характеризуються значною проникливістю та незначною іонізуючою здатністю.

Джерела іонізуючих випромінювань прийнято характеризувати їх активністю A , що визначається відношенням кількості спонтанних перетворень ядер dN за інтервал часу dt , тобто $A = dN/dt$. Одиницею виміру активності є бекерель (Бк). 1 Бк дорівнює одному ядерному перетворенню за секунду [10].

Для характеристики дії іонізуючих випромінювань на речовину використовують такий показник, як *поглинена доза* D , що визначається величиною енергії іонізуючого випромінювання поглиненою одиницею маси речовини. Одиницею виміру поглиненої дози є Грей (Гр). Це енергія в 1 Дж будь-якого іонізуючого випромінювання, яка передана одному кілограму речовини, що опромінюється. 1 Гр = 1 Дж/кг [10].

У зв'язку з тим, що однакова поглинена доза різних видів випромінювання викликає у живих організмах різні біологічні зміни, то введено поняття *دوزи еквівалентної в органі або тканині H_T* . Вона визначається як $\dot{I}_D = D W_R$, де W_R – радіаційний зважуючий фактор. Одиниця еквівалентної дози – Зіверт (Зв). Значення радіаційного зважуючого фактора для гама- та бета-випромінювання $W_R=1$, а для альфа-випромінювання $W_R=20$ [10].

Для характеристики впливу іонізуючих випромінювань на певну групу працівників чи населення, яке мешкає на радіаційно-забрудненій території, використовують поняття колективної еквівалентної дози. Вона визначається як сума індивідуальних еквівалентних доз визначених груп працівників чи населення. Одиницею її вимірювання є людино-зіверт (люд.-Зв) [10].

Доза отримана людиною за одиницю часу (секунду, годину, рік) носить назву потужності поглиненої чи еквівалентної дози.

Людина завжди знаходиться під дією природної фонові дози випромінювань. Розрізняють зовнішнє (близько 1/3 дози) та внутрішнє (до 2/3 дози) опромінення. Зовнішнє опромінення обумовлене наявністю джерел космічного випромінювання та випромінюванням радіоактивних речовин земного походження. За винятком аномальних природних зон значення потужності природної фонові дози зовнішнього опромінення в середньому становить близько 0,65 мЗв/рік. Внутрішнє опромінення виникає від радіоактивних речовин, що потрапляють в організм людини під час дихання, з водою та харчовими продуктами, а іноді і через шкіру. Потужність природної фонові дози внутрішнього опромінення у середньому становить близько 1,35 мЗв/рік, причому приблизно 3/4 цієї дози дає газ радон [18, 22].

Компоненти природної фонові дози випромінювань, значення яких не залежить від людини, прийнято виділяти як некеровану компоненту опромінення, а ту, на величину якої людина може впливати (вибором води, харчових продуктів, шляхом провітрювання та вологого прибирання приміщень тощо) – як керовану компоненту опромінення (рис. 1.1) [23].

Крім фонової, певну дозу людина отримує від техногенних джерел радіації, наприклад, при діагностиці хвороб з використанням рентгенівського випромінювання (в середньому близько 0,4 мЗв/рік) чи від елементів будинків і споруд [24,25].

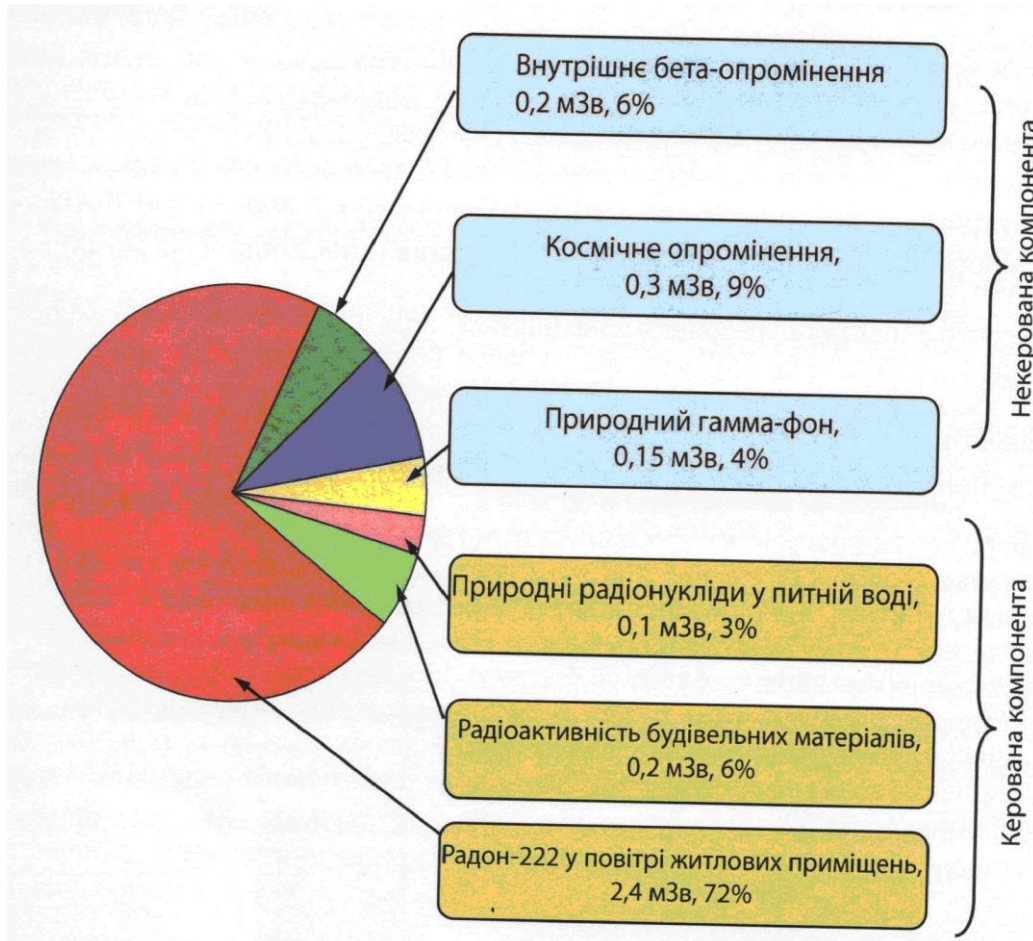


Рис. 1.1. Середньорічні дози опромінення населення України від природних джерел радіації [23].

Дія іонізуючого випромінювання на організм людини має ряд специфічних особливостей. Це пов'язано як з тим, що у людини відсутні органи здатні виявляти наявність іонізуючих випромінювань, так і її високою чутливістю до опромінення. Незначна кількість поглиненої енергії випромінювання може викликати значні біологічні зміни в організмі. Характерною особливістю дії випромінювання є також наявність прихованого періоду прояви його дії та можливість накопичення за часом негативних змін в організмі при дії малих доз (кумулятивний ефект) [18, 19].

При оцінці дії іонізуючого випромінювання на живі організми виділяють два етапи. Перший - це фізико-хімічний етап іонізуючого впливу на живий організм, що здійснюються на атомарному (іонізація і збудження) та молекулярному рівні. Другий - біологічний етап іонізуючої дії, що починається з порушення обміну речовин, гальмування активності ферментних систем, утворення нових хімічних сполук, що можуть бути токсичними для організму [25, 26]. Іонізація біологічних тканин призводить до порушення молекулярних зв'язків та зміни хімічної структури органічних сполук. Під дією випромінювань у живих тканинах відбувається також розщеплення води на радикали H^+ та OH^- , які, маючи значну активність, взаємодіють з органічними сполуками, що веде до створення нових, нетипових для здорових тканин сполук.

Залежно від поглиненої дози розрізняють гострі, віддалені та генетичні наслідки дії іонізуючого випромінювання.

Гострі наслідки проявляються безпосередньо після опромінення значними дозами. Доза у 100 Гр і більше викликає смерть через декілька годин внаслідок порушень центральної нервової системи. Дози у 10 – 50 Гр викликають смерть через один-два тижні внаслідок внутрішніх крововиливів. Менші дози не викликають значних пошкоджень внутрішніх органів, але в цьому випадку смерть може настати через один – два місяці внаслідок пошкодження червоного кісткового мозку – головного компоненту кровотворної системи організму; від дози 3 – 5 Гр вмирає приблизно половина опромінених [25].

Дія радіації на здоров'я може бути соматичною і спадковою. Радіаційний ефект називають соматичним, якщо він спостерігається безпосередньо в опроміненій особі. Спадкові ефекти впливають на велику кількість людей і наступні покоління [25, 26]. Соматичні ефекти можуть виявлятися швидко і через значний час. Тому їх поділяють на ранні і пізні. Ранні ефекти виявляються за кілька днів або тижнів, пізні — за кілька місяців або років. Наприклад, катаракта виявляється після кількох місяців, рак — за кілька років. Наслідки соматичних ефектів можуть бути детермінованими та імовірними. Спадкові наслідки розглядаються як імовірні (рис. 1.2) [23].



Рис. 1.2. Дія радіації на людське тіло [23].

Детерміновані ефекти мають широкий спектр — від відносно тривіальних (наприклад, почервоніння шкіри) до дуже серйозних (наприклад, безпліддя). По-ріг залежить від властивостей тканини, що піддається опроміненню (рис. 1.3).

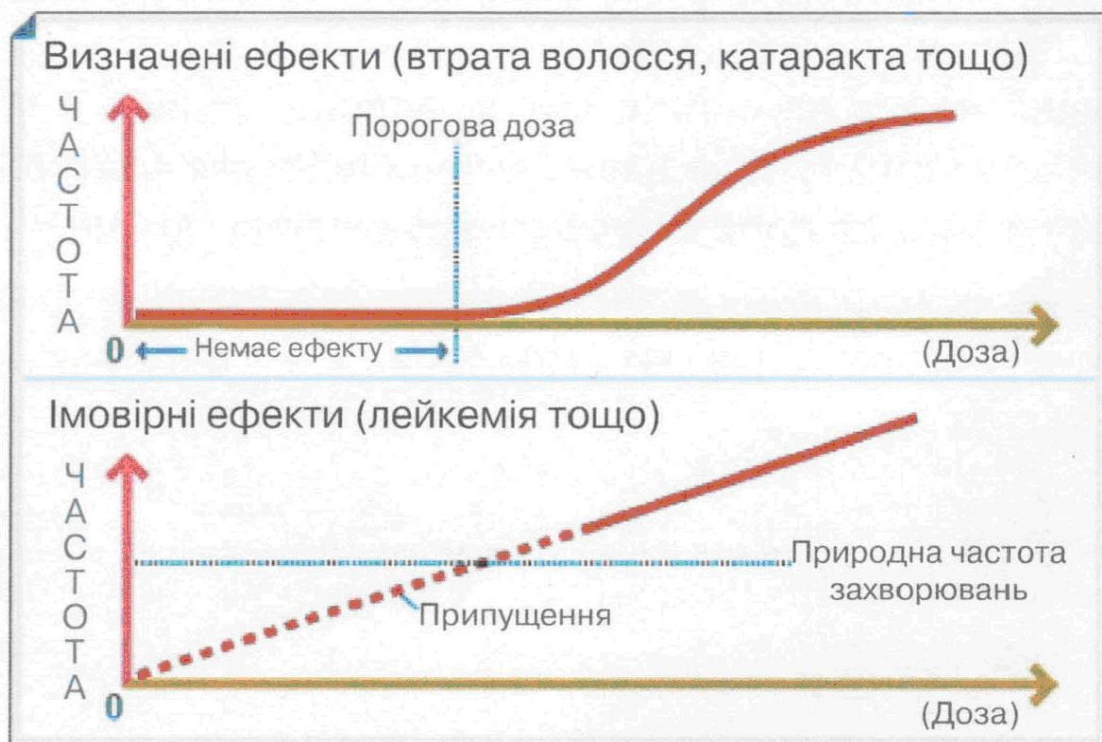


Рис. 1.3. Зв'язок між дозою і частотою захворювання [23].

Детерміновані ефекти спостерігаються тоді, коли доза радіації перевищує певну величину, яку називають порогом. Чим більше перевищення порогу, тим більший негативний ефект. Для імовірних ефектів зі збільшенням дози збільшується вірогідність їх появи. У цьому разі прояв негативного впливу (ефекту) радіаційного опромінення не збільшується зі збільшенням дози опромінення [25].

На відміну від детермінованих ефектів, практично неможливо провести зв'язок між захворюванням на рак або іншу загальну хворобу і дозою радіації, яку отримала людина. Якщо людина отримала дозу і згодом захворіла на рак, необов'язковим є те, що більша доза радіації спричинила більший негативний ефект. Для імовірних ефектів зі збільшенням дози збільшується вірогідність їх появи. У цьому разі прояв негативного впливу (ефекту) радіаційного опромінення не збільшується зі збільшенням дози опромінення.

Чим більша доза, тим більша імовірність появи негативних наслідків. Теоретично навіть невеликі дози можуть спричинити у майбутньому ракові захворювання, але на практиці виділити наслідки опромінення людей малими дозами на тлі дії інших факторів дуже складно. Порогового значення дози, після якого починаються негативні наслідки немає. Детерміновані ефекти за малих доз опромінення не можна виявити достовірно.

Дози радіації, що відповідають природному фонові, нешкідливі для життєдіяльності переважної більшості організмів та їхнього потомства. Проте, навіть природний рівень випромінювання в окремих випадках може спричинити шкідливі мутації. З підвищенням дози іонізуючої радіації імовірність виникнення таких змін зростає [27, 28].

Накопичені на урбанізованих територіях відходи уранового виробництва є низько- та середньоактивними [15]. Дози додаткового до природного опромінення населення і персоналу, який обслуговує ці радіаційно-небезпечні об'єкти, як правило не приводить до появи детермінованих ефектів. Такі дози серед науковців, що досліджують вплив іонізуючих випромінювань на людину та навколишнє середовище, прийнято називати малими [29, 30, 31].

Донині чітко не визначено, які дози слід вважати малими, спостерігається розбіжність у кількісних значеннях доз, котрі відносять до малих. Найчастіше під малими розуміють дози, кількісні значення яких не більше, ніж на один-два порядки перевищують значення доз, що зумовлені природним рівнем опромінення. Природні дози опромінення характеризуються потужностями порядку 1 - 4 мЗв/рік, отже малі дози становлять 10 - 400 мЗв/рік.

Для малих доз опромінення є характерним кумулятивний ефект, тобто вони можуть накопичуватися і підсумовуватися в організмі, а також генетичний ефект, тобто вони впливають не лише на організм, який опромінюється, але і на його потомство [32, 33].

Одноразове опромінення великими дозами викликає більш глибокі наслідки, ніж порційне опромінення такою ж дозою за тривалий проміжок часу [32, 33]. Зважаючи на це за визначенням Наукового комітету ООН з дії атомної радіації (UNSCEAR) малі дози опромінення становлять 200 мЗв для іонізуючого випромінювання із низькою швидкістю накопичення дози й 50 мЗв – із значною за потужністю поглинутої дози [34, 35].

Іноді вважають, що малі дози іонізуючого випромінювання відповідають значенням, які на два або більше порядків менші за летальні. Так у клінічній практиці під малими розуміють дози 0,5...1,0 Зв, під впливом яких не виявляються ефекти ураження. Іноді малою вважають дозу, за якої починає проявлятися досліджуваний нелетальний ефект, але навіть у одній і тій же клітині рівні радіобіологічні ефекти проявляються під впливом різних доз опромінення [36].

Отже, малими дозами іонізуючого опромінення є ті, за умови дії яких спостерігається радіобіологічний ефект нелетального характеру. Так само як і за великих доз опромінення, під впливом малих доз проявляються стохастичні детерміністичні ефекти.

До стохастичних ефектів належать ті радіобіологічні реакції, що не мають дозового порога (хромосомні аберації, точкові мутації, трансформація клітин, втрата проліферативної активності), тобто від значення дози залежить частота їх прояву. Оскільки трансформацією клітин розпочинається пухлинне перетворення

тканини, то формування злоякісних пухлин, індукованих опроміненням, також є стохастичним ефектом. Як типово стохастичні ефекти проявляють ті форми ушкоджень, котрі не піддаються інтегративним процесам. Для прояву стохастичних ефектів іноді потрібні досить тривалі проміжки часу після опромінення: первинні ушкодження ДНК можуть реалізуватись у віддалених нащадків опромінених клітин. Це свідчить про наявність латентного періоду у формуванні стохастичних ефектів опромінення. Стохастичні ефекти ґрунтуються на ймовірній природі влучень іонізуючих частинок або фотонів у певні клітинні структури-мішені. Стохастичні ефекти або проявляються повною мірою, або взагалі не проявляються [36].

Стохастичні й детерміністичні радіобіологічні ефекти в багатьох складних системах досить тісно пов'язані між собою, оскільки первинні процеси променевого ураження є ймовірними за своєю природою. Виявлено, що спостерігається діапазон малих доз опромінення, у межах якого здійснюється стимуляція росту й розвитку тваринних і рослинних організмів. Такі явища називають радіостимуляцією або гормезисом [37].

Гормезис спостерігають у рослин, тварин, одноклітинних організмів, у культурі клітин. Найповніше це явище досліджено у рослин. Так, опромінення насіння у малих дозах сприяє збільшенню схожості, інтенсивнішому росту паростків, що свідчить про підвищений рівень метаболічних і фізіологічних процесів. Існує думка, що радіаційний гормезис є явищем тотожним за умови застосування деяких токсичних речовин у дуже малих дозах.

Значення стимулювальних доз для багатьох видів культурних рослин виявляються не такими вже і малими, наприклад, для гороху – 3...10 Гр, кукурудзи – 5... 10 Гр, льону – 10 Гр, озимої пшениці – 25 Гр [37, 38].

Радіостимуляцію рослин виявляють не лише у разі опромінення насіння, а й при опромінюванні цибулин, бульб та інших органів вегетативного розмноження [39]. Кількісно гормезисний ефект оцінюють за збільшенням біомаси, висоти рослин або врожайності відносно неопромінених рослин. Підвищення врожаю внаслідок дії стимулюючих доз може сягати 40...60%. Регулярність прояву гормези-

сного ефекту в різних рослин неоднакова. Вважають, що розвиток гормезису розпочинається з появи вільно радикальних станів молекул у клітині, а вільні радикали можуть досить швидко дезактивуватися внаслідок рекомбінаційних процесів.

Явище гормезису не свідчить про те, що малі дози опромінення є безпечними для біологічних систем. Гормезис є проявом соматичних реакцій, і водночас із ним можуть виникати молекулярні ушкодження, внаслідок яких формуватимуться стохастичні ефекти – генетичні порушення й трансформація клітин, що можуть проявитися до 10-20 покоління, тобто протягом періоду до 500 років.

У разі хронічного опромінення малими дозами спостерігається порушення життєдіяльності різних видів тварин і рослин. Так, у безхребетних за умов хронічного опромінення гальмується розвиток. У тварин за малих потужностей поглинутих доз ефекти більше обумовлюються наслідками подразнення, ніж радіаційного ураження [37].

Проблема біологічної дії малих доз іонізуючого випромінювання є надзвичайно важливою з огляду на необхідність достовірної оцінки малих доз для здоров'я людини й уточнення норм дозових навантажень.

На підставі даних, отриманих при вивченні багатотисячного контингенту жертв, що вижили після атомного бомбардування в Хіросімі і Нагасакі, і враховуючи принципову відсутність порога канцерогенної дії випромінювань, Міжнародна комісія з радіологічного захисту рекомендувала [17] при оцінці канцерогенного ризику іонізуючих випромінювань в біляпороговому діапазоні доз керуватися лінійно-безпороговою залежністю (рис 1.4, крива «а»).

Багато вчених, незважаючи на недостатню обґрунтованість лінійно-безпорогової залежності канцерогенного ризику радіації виходячи з попереджувального характеру такого ставлення до опромінення людей, вважає правомочним оцінювати канцерогенний ризик доз променевих впливів прямо пропорційно дозі. При цьому допускається, що така оцінка ризиків не завжди буде збігатися з їх реальним значенням, але навряд чи виявиться заниженою [34].

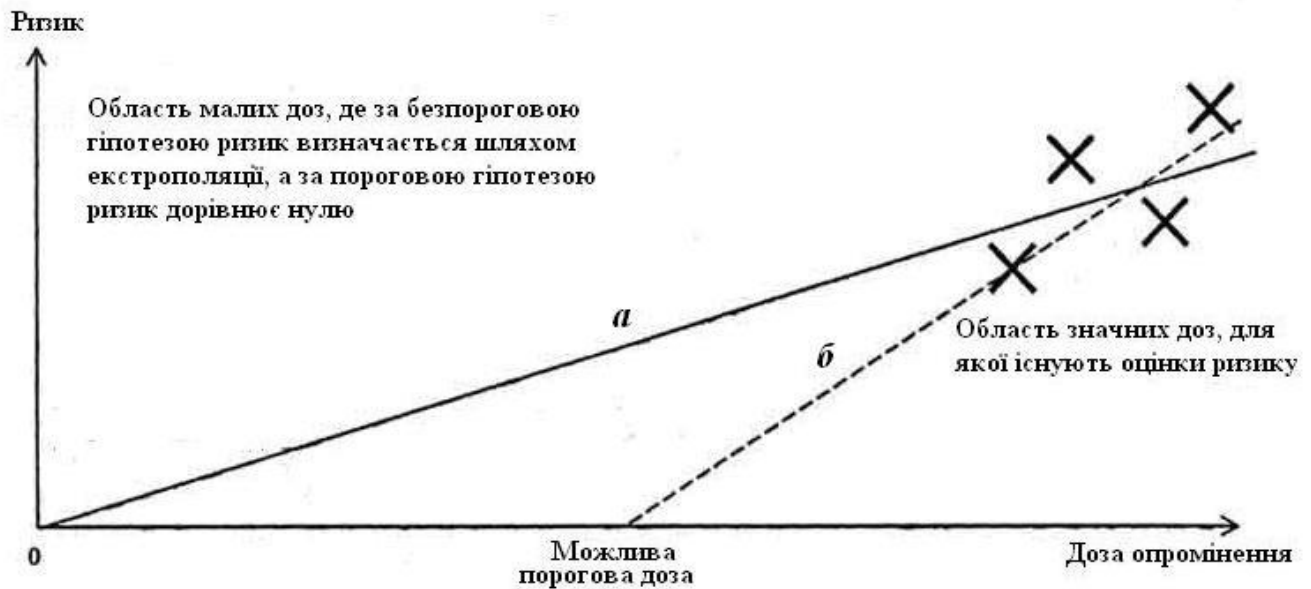


Рис. 1.4. До питання про порогову (б) і безпорогову (а) залежність [39].

Друга група фахівців вважає, що застосування лінійно-безпорогової залежності для оцінки канцерогенного ризику призводить до сильно завищених результатів в порівнянні з фактичними. Вони виступають як проти лінійності, так і проти безпороговості радіаційних ефектів. Вони вважають, що сукупність захисно-компенсаторних механізмів клітини і організму, очевидно, створює практичний поріг (рис 1.4, крива «а») [30, 31].

Ще одна група фахівців звертає увагу на те, що в багатьох випадках спостерігається суттєве порушення монотонної залежності «доза – ефект» [39]. Сутність такого порушення полягає в тому, що при досить малих дозах опромінення спостерігається до кінця незрозуміле за механізмами, але стійко повторюване різке зростання чутливості організмів до опромінення, а за значно більших доз в деякому інтервалі їх значень чутливості організмів до опромінення зменшується (рис. 1.5).

Так, на Землі є території, де люди протягом багатьох поколінь проживають в умовах дії більш високих доз природного радіаційного фону: Бразилія (5 мЗв/рік), Франція (1,8-3,5 мЗв/рік), Індія (13 мЗв/рік), острів Ніуе (10 мЗв/рік), Єгипет (4 мЗв/рік). Обстеження стану здоров'я жителів цих регіонів не виявили кореляції між рівнем природного радіаційного фону і захворюваністю на рак. Більш того, дослідження поширеності раку легені у некурящих жінок в США

(штат Північна Дакота), Швеції і Фінляндії, де природний радіаційний фон підвищений, показали, що захворюваність в цих регіонах менше ніж в аналогічних групах жінок Англії і США, з більш низьким рівнем радіаційного фону.

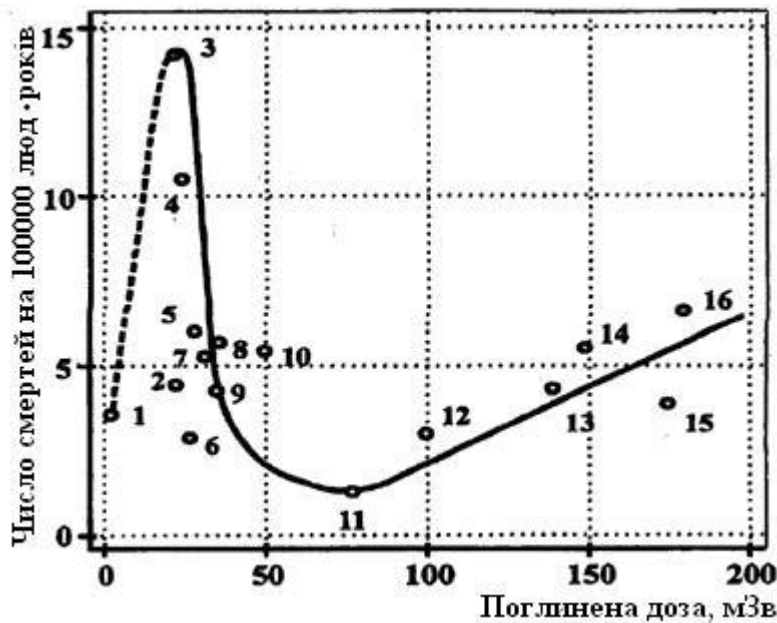


Рис. 1.5. Залежність смертності від лейкемії (на 100 000 чол·років) від поглинутої дози [39].

Таким чином, багаторічне істотне перевищення середнього рівня природного радіаційного фону може не надавати негативного впливу на стан здоров'я жителів регіону. Більш того, здоров'я населення в цих областях може бути кращим, ніж в районах з більш низьким радіаційним фоном [30, 31]. Підтвердженням цього є результати останніх досліджень захворюваності на рак легень у китайок, які виявили меншу захворюваність серед осіб, що проживали в будинках з об'ємною активністю радону більше 350 Бк/м^3 у порівнянні з тими, які проживали в будинках з об'ємною активністю радону $4\text{-}70 \text{ Бк/м}^3$. В той час, як за лінійною концепцією (рис. 1.4) захворюваність у першому випадку повинна була зрости в 80 разів. У японців при 11 Бк/м^3 радону в будинках рак легені спостерігався майже вдвічі частіше, ніж при 35 Бк/м^3 , що у багато разів перевищувала ризик за лінійною залежністю.

У 1972 році учений А. Петко з Ядерної дослідної установи Канадської Комісії з атомної енергії в Манітобі зробив відкриття. Він опромінював клітинні

мембрани і відкрив, що, якщо опромінення продовжувалось тривалий час, мембрани проривалися при більш низькому загальному рівні поглиненої дози радіації, ніж якщо б ця доза була короткотерміною. Для отримання руйнівного ефекту при тривалому опроміненні виявлялася достатньою доза, менша в 5 тисяч разів. Відомо, що клітинні мембрани не тільки утримують водянисту плазму, але виконують важливі функції в біологічних процесах. Тому неушкоджені клітинні мембрани є суттєвими для здорового життя [40]. Це показало, що наслідки опромінення малими хронічними дозами можуть бути більш небезпечними, ніж великими дозами короткострокового опромінення.

Це відкриття знаходиться в різкому протиріччі з генетичним ефектом при дії опромінення на ядро клітини. У всіх дослідженнях з опромінення ядра клітини не виявлялося відмінностей по ефекту між загальною дозою, отриманою за короткий період або за тривалий період. Загалом у цьому випадку частіше виявлялося менший вплив малої дози, розтягнутою у часі.

Тому вважають, що навіть при малих дозах, можлива поява шкідливих впливів. Ці впливи не носять характер радіаційного синдрому і виражені у появі звичайних хвороб, які проявляються серед людей під впливом малих доз радіації. Радіобіологи продовжують досліджувати ефекти малих доз іонізуючої радіації, їх вплив на імунітет, на кровотворення, на клітинний метаболізм – процеси, що протікають в клітині живого організму. Великий інтерес проявляється до встановлення закономірностей адаптивної відповіді. Виявлено відсутність адаптивної відповіді клітини на малі дози. Тобто у випадку малих доз і альфа-випромінювання клітина не розпізнає загрозу і не включає механізми захисту [40].

Оцінка ризику для однієї людини чи групи населення завжди є складним завданням. Для малих доз статистична вибірка населення, яка потрібна для отримання надійного результату, є дуже великою і часом перевищує кількість населення забрудненої зони (рис. 1.6) [23].

Слід розуміти і те, що для певних районів зі значним антропогенним навантаженням, зокрема об'єктів збагачення урану, може існувати не лише радіоактивне, а ще й хімічне забруднення довкілля. Тому оцінки ризиків мають бути ком-

плексними і враховувати весь комплекс негативних ефектів на здоров'я людей [40].

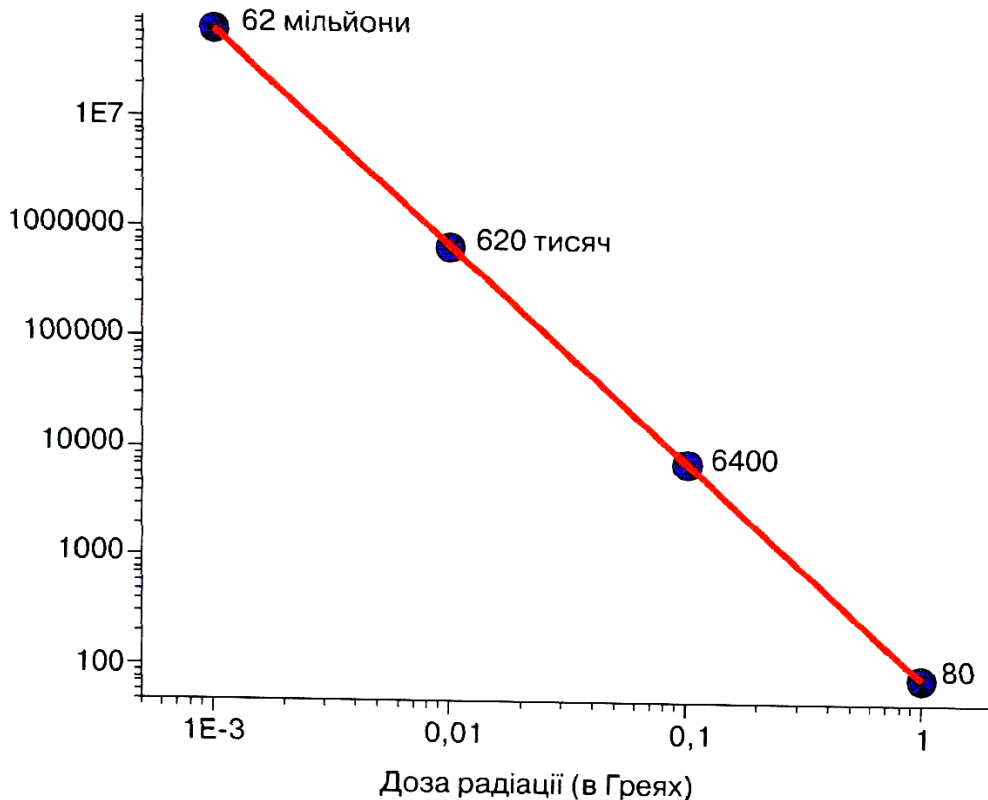


Рис. 1.4. Розмір вибірки за рівня достовірності 5% [23].

На їхній стан може також впливати неадекватне сприйняття інформації, зокрема щодо негативного впливу забруднення на здоров'я. Побоювання людей позбавляє їх відчуття комфортності, спричинює пригніченість. Зрозуміло, що це також має братися до уваги під час визначення наслідків радіаційного забруднення довкілля.

1.3. Теоретико-методологічні основи еколого-економічного аналізу наслідків обумовлених зберіганням відходів уранового виробництва.

Розробка рекомендацій та практичних заходів щодо вирішення еколого-економічних проблем, які обумовлені накопиченням та зберіганням відходів уранового виробництва потребує відповідного еколого-економічного аналізу. Еколого-економічний аналіз виступає інструментом оцінки екологічного стану терито-

рій, галузей і підприємств та передуює прийняттю управлінських рішень, спрямованих на охорону навколишнього середовища.

Еколого-економічний аналіз розглядається як метод дослідження, який забезпечує вивчення результатів господарської діяльності підприємств та організацій у взаємозв'язку та взаємообумовленості з процесами раціонального використання і відтворення природних ресурсів та охороною навколишнього природного середовища [41, 42].

Еколого-економічний аналіз здійснюється з метою визначення масштабів впливу на довкілля (як негативного, так і позитивного), елементів і результатів господарської діяльності підприємств (організацій, регіонів, країни в цілому) та визначення впливу такої діяльності на формування й оцінку кінцевих показників роботи підприємства.

Основними завданнями еколого-економічного аналізу є:

- оцінка впливу діяльності підприємства на навколишнє середовище;
- визначення наявності і технічного стану наявних природоохоронних споруд і устаткування та їх відповідності профілю й обсягу основного виробництва;
- аналіз діяльності та організаційно-технічного рівня природоохоронних служб;
- аналіз і оцінка проведення природоохоронних заходів та їх впливу на організаційно-технічний рівень виробництва;
- аналіз поточних і капітальних витрат на природоохоронну діяльність та оцінка повноти використання наявних виробничих та природних ресурсів;
- визначення заходів, спрямованих на поліпшення використання природних ресурсів та якості навколишнього середовища (з обґрунтуванням доцільності та достатності вкладення коштів).

Значний внесок в розвиток теоретико-методологічних основ еколого-економічного аналізу внесли такі відомі вітчизняні вчені як Ю.П. Ампілов, О.І. Амоша, В.І. Андрейцев, П.П. Борщевський, В.І. В'юн, С.В. Герасимова, К.Г. Гофман, Б.М. Данилишин, С.І. Дорогунцов, Ю.П. Лебединський, М.Я. Лемешев, І.І. Лукінов, Л.Г. Мельник, В.С. Міщенко, Я.Б. Олійник, О.В. Прокопенко, В.О.

Паламарчук, Б.Й. Пасхавер, В.М. Степанов, А.М. Федорищева, Г.В. Шалабін та ін., які в своїх роботах досліджували різні соціально-економічні аспекти природо-користування та охорони навколишнього середовища, у тому числі розвідки родовищ та ефективності використання природних ресурсів [43,44,45], екологічної безпеки техногенних та природних геосистем як в окремих регіонах так і в Україні в цілому [46, 47, 48], еколого-економічних аспектів сталого розвитку України та окремих регіонів [49, 50], еколого-економічних аспектів інноваційної діяльності та мотивації підприємництва [51, 52, 53], а також екологічних та економічних проблем, пов'язаних з ризиком виникнення аварій та катастроф [54, 55].

Слід відзначити, що фактично до 1986 року в роботах вітчизняних вчених питанням, пов'язаних з екологічними та економічними проблемами радіоактивного забруднення довкілля та розробці рекомендацій і практичних заходів щодо вирішення проблем, які обумовлені накопиченням та зберіганням відходів уранового виробництва приділялось мало уваги. Поштовхом до дослідження проблем, обумовлених радіаційним забрудненням довкілля, стала Чорнобильська катастрофа.

Основними питаннями, які вирішувались дослідниками при проведенні еколого-економічного аналізу в цей час, були: оцінка впливу Чорнобильської катастрофи на навколишнє середовище та населення [56–59]; аналіз соціальних та економічних наслідків Чорнобильської катастрофи [60–63]; аналіз організаційно-технічного рівня та діяльності природоохоронних служб і соціальних груп потерпілих від Чорнобильської аварії [64–66]; розробці заходів та моделей життєдіяльності в умовах підвищеного ризику [67–69] та ін.

Аналіз результатів досліджень впливу Чорнобильської катастрофи на навколишнє середовище та населення показує наявність низки загальних проблем обумовлених радіоактивним забрудненням довкілля як в результаті накопичення та зберігання відходів уранового виробництва, так і при аваріях, які виникають на об'єктах ядерно-радіаційних технологій, що обумовлено наявністю ідентичних небезпечних чинників та ідентичними механізмами їх впливу на довкілля. Проте є між ними і принципові відмінності, які не дозволяють в повній мірі використовувати матеріали наявних досліджень впливу Чорнобильської катастрофи при оцінці

впливу на довкілля відходів уранового виробництва (рис 1.5). Ці відмінності, в першу чергу, полягають в наступному.



Рис. 1.5. Загальні та специфічні чинники, що обумовлюють негативні наслідки збереження відходів уранового виробництва та Чорнобильської катастрофи (Розробка автора).

По-перше, Чорнобильська катастрофа призвела до появи гострих наслідків, як результату опромінювання людей значними дозами γ - випромінювання та β - випромінювання. В той же час радіоактивне забруднення довкілля в результаті

накопичення та зберігання відходів уранового виробництва не призводить до появи гострих наслідків, у тому числі і працівників, які виконують роботи з моніторингу стану сховищ відходів уранового виробництва та їх охорони. В останньому випадку радіоактивне забруднення довкілля здатне спричинити віддалені наслідки у персоналу, що працює на забруднених територіях, та генетичні наслідки у персоналу та населення, що мешкає в зоні впливу сховищ РАВ.

За Чорнобильської катастрофи всього було зареєстровано 134 випадки гострої променевої хвороби серед людей, що виконували аварійні роботи на четвертому енергоблоці. У багатьох випадках променева хвороба ускладнювалася променевими опіками шкіри, викликаними β - випромінюванням. Протягом 1986 року від променевої хвороби померло 28 чоловік. Ще дві людини загинули під час аварії з причин, не пов'язаних з радіацією, і один помер, ймовірно, від коронарного тромбозу. Протягом наступного періоду часу померло ще 19 чоловік, про те їх смерть не обов'язково була викликана перенесеною променевою хворобою.

По-друге, негативні наслідки Чорнобильської катастрофи для довкілля в першу чергу визначаються викидом із зруйнованого ядерного реактора за короткий період часу значної кількості радіоактивних речовин з відносно незначним періодом напіврозпаду безпосередньо під час аварії. Для аналізу наслідків аварії мають значення в першу чергу викид таких радіоактивних речовин як: йод-131 (період напіврозпаду 8 днів), цезій-134 (період напіврозпаду 2 роки), цезій-137 (період напіврозпаду 30 років), стронцій-90 (період напіврозпаду 29 років). Вважається, що в атмосферу потрапило близько 50% йоду і 30% цезію, що містилися в реакторі. Радіоактивного забруднення зазнали величезні території. Проведені обстеження показали, що лише в Україні забруднення стронцієм-90 (із питомою активністю біля $11,1 \cdot 10^{10}$ Бк/км²) і цезієм-137 (із питомою активністю біля $18,5 \cdot 10^{10}$ Бк/км²) становить понад 3420 кв. км.

Серед чинників, що справили найсуттєвіший вплив на стан здоров'я населення при Чорнобильській аварії спеціалісти на перше місце ставлять опромінення щитовидної залози населення значних регіонів України в результаті викидів радіоактивного йоду-131 в момент аварії та на початковому етапі її ліквідації. У

зв'язку з останнім, значну проблему породило опромінення осіб, що працювали на майданчику навколо ЧАЕС та у 30-км. зоні, в подальшому - у зоні відчуження. Населення, що вже багато років мешкає на забруднених територіях, також зазнає негативного впливу наслідків аварії. Сьогодні рак щитовидної залози у дітей, обумовлений випаданням радіоактивних ізотопів йоду, є одним з основних наслідків аварії для здоров'я. Дози у щитовидній залозі, отримані в перші місяці після аварії, були особливо високими у осіб, які були тоді дітьми і пили молоко з високими рівнями радіоактивного йоду. До 2016 р. було зафіксовано 6000 випадків захворювання на рак щитовидної залози, 16 000 нових випадків захворювання очікується в майбутньому. Дуже ймовірно, що велика частина цих випадків обумовлена дією радіоактивних ізотопів йоду. Крім зростання захворюваності на рак щитовидної залози серед осіб, опромінених у дитячому віці, не було чітко показано збільшення захворюваності на рак чи на лейкемію внаслідок опромінення у інших груп населення, які зазнали найбільшого впливу. Збільшилася кількість хворих на радіогенну лейкемію, людей з серцево-судинними захворюваннями та раком грудей.

За час, що минув після аварії на Чорнобильській АЕС, радіаційний стан територій, що зазнали радіоактивного забруднення, істотно поліпшився. Цьому сприяли як природні процеси, так і здійснення захисних заходів. Так, після 1986 р. рівні випромінювання в навколишньому середовищі знизилися в декілька сотень разів. Вже нині більшість територій, які зазнали забруднення радіоактивними речовинами з відносно незначним періодом напіврозпаду стали безпечними для проживання і економічної діяльності [67–69].

Радіоактивне забруднення довкілля в результаті накопичення та зберігання відходів уранового виробництва пов'язане в першу чергу з наявністю у відходах радіоактивних елементів з значним періодом напіврозпаду, таких як: уран-238 (період напіврозпаду $4,47 \cdot 10^9$ років), торій-230 (період напіврозпаду $7,5 \cdot 10^4$ років) та радій-226 (період напіврозпаду $1,6 \cdot 10^3$ років). Це обумовлює те, що за час, який минув з моменту припинення роботи ВО «ПХЗ» і припинення процесів складування в сховищах відходів уранового виробництва, загальна активність відходів,

що зберігається в сховищах, залишається практично без змін і така ж ситуація (без активного втручання та проведення заходів з видалення чи вторинної переробки відходів) буде зберігатися і в майбутньому – сотні і тисячі років. Природними процесами, які здатні в досяжному майбутньому привести до зменшення активності накопичених відходів є міграція радіоактивних елементів з ґрунтовими водами (в першу чергу урану-238, як найбільш рухливого з названих ізотопів) та винесення їх за межі сховищ у вигляді аерозолів. Проте ці процеси якраз і становлять найбільшу загрозу з точки зору небезпечного радіаційного впливу на оточуючі території та населення, тому на їх попередження в першу чергу і спрямовують захисні заходи.

По-третє – масштабами (кількістю) и та характером розміщення РАВ. Нині, в результаті аварії на Чорнобильській АЕС в одному місці (під саркофагом) безпосередньо в атомному реакторі, розміщеному в практично незаселеному місті Чорнобиль, знаходиться біля 100 т високоактивного ядерного палива та ще (в Україні) територія біля 700 квадратних кілометрів залишається забруднена плутонієм-239 (із початковою питомою активністю від $3,7 \cdot 10^9$ Бк/км²) [60]. Плутоній-239 в природі зустрічається в надзвичайно малих кількостях в уранових рудах. Він утворюється з урану-238 при захопленні нейтронів, що виникають при спонтанному розпаді урану-235 та урану-238. Період напіврозпаду плутонію-239 становить $2,4 \cdot 10^4$ років. Природні процеси, які здатні найближчий період часу привести до зменшення активності цих забруднених територій до природних рівнів, є міграція плутонію-239 в ґрунті з дощовими водами (як досить рухливого ізотопу).

Що стосується сховища відходів уранового виробництва, то нині це більше 100 млн. тон середньо та низько активних РАВ, розміщених на густонаселеній території з розвиненою промисловістю. Сумарна активність РАВ зі значним періодом напіврозпаду розсіяних в результаті Чорнобильської катастрофи нині в Україні складає біля $3 \cdot 10^{12}$ Бк, а тих, що знаходяться в сховищах відходів уранового виробництва - $6,3 \cdot 10^{15}$ Бк.

По-четверте – можливістю повного видалення в майбутньому радіоактивних матеріалів, що знаходяться в зруйнованому реакторі та зберігаються в сховищах

відходів уранового виробництва. З розвитком робототехніки та засобів автоматизації є можливість в майбутньому вилучити ядерне паливо зі зруйнованого реактора, з подальшим його захороненням спільно з високоактивними відходами атомних електростанцій. Відходи уранового виробництва, що нині знаходяться та в подальшому будуть накопичуватися в сховищах, зважаючи на їх значну масу та обсяг, не можуть бути в повному обсязі вилучені зі сховищ та перезахоронені в недоступних для населення місцях як нині так і в майбутньому.

По-п'яте - видами запобіжних заходів та рівнями втручання при виборі заходів. Чорнобильська катастрофа спричинила прийняття низки термінових і невідкладних протирадіаційних захисних заходів, таких як евакуація, укриття населення, обмеження в режимі перебування на відкритому повітрі, фармакологічна профілактика опромінення щитовидної залози, заборона вживання окремих продуктів харчування місцевого виробництва та використання води з місцевих джерел тощо. Що стосується сховищ відходів уранового виробництва, то запобіжні заходи зводяться головним чином в обмеженні перебування на території сховищ та використання матеріалів (відходи будівельних матеріалів, металолом тощо) та продуктів харчування отриманих з території сховищ (риба, гриби тощо).

По-шосте - характером розповсюдження радіоактивних речовин в довкіллі. Чорнобильська катастрофа супроводжувалась процесом переважно атмосферного розсіювання продуктів викиду безпосередньо під час пожежі, а також частково міграцією радіоактивних речовин відкритими водяними джерелами. Розповсюдження радіоактивних речовин в довкіллі зі сховищ відходів уранового виробництва здійснюється переважно шляхом міграції важких радіоактивних металів (урану-238, торію-230, радію-226 тощо) підземними водоносними горизонтами, виділенням в повітря з поверхні сховищ газу радону та виносу на оточуючі сховища території аерозолів РАВ з відкритих поверхонь сховищ.

Виконаний аналіз показав наявність суттєвих відмінностей між наслідками впливу на населення та території сховищ з радіоактивними відходами уранового виробництва та аварій, які виникають на об'єктах ядерно-радіаційних технологій, Ці відмінності не дозволяють в повній мірі використовувати матеріали наявних

досліджень впливу Чорнобильської катастрофи при оцінці впливу на довкілля відходів уранового виробництва, яка, в першу чергу, зводиться до оцінки можливих екологічних та економічних наслідків обумовлених необхідністю охорони сховищ з радіоактивними відходами, попередження виносу за межі сховищ радіоактивних речовин з аерозолями та водоносними горизонтами, впливом РАВ на населення, що проживає в районах прилеглих до сховищ як за нормальних умов їх зберігання, так і при виникненні аварій та аварійних ситуацій, а також оцінки соціально-економічних наслідків обумовлених впливом РАВ на персонал, що здійснює охорону сховищ, контроль за їх станом та проведення робіт з рекультивациі.

Важливими чинниками, які впливають на загальну оцінку наслідків, обумовлених накопиченням та зберіганням відходів уранового виробництва, є ті що пов'язані зі шкідливими й небезпечними умовами ведення робіт на радіаційно-забруднених територіях (охорона територій, моніторинг забруднень, проведення робіт з ремедіації тощо), та можливістю виникнення аварій та аварійних ситуацій на радіаційно-небезпечних об'єктах.

Питання, пов'язані з економічною оцінкою збитків, обумовлених шкідливими й небезпечними виробничими чинниками висвітлені в працях О.І. Амоші [70], О.Г. Вагонової [71,72], Ю.З. Драчука [73], А.І. Кабанова [74], П.К. Кучеби [75], Є.В. Мартякової [76], В.М. Хобти, Х.В. Хайнріха, Ф. Берда та інших.

Так, ще на початку 1920-х років Х.В. Хайнріх, створив теорію вартості нещасних випадків [77], згідно якої він поділив витрати підприємства, обумовлені шкідливими й небезпечними виробничими чинниками, на прямі і непрямі (рис.1.6). До прямих витрат зазвичай відносять ті, що можуть бути визначені за результатами бухгалтерської звітності це: виплати втраченого заробітку, вартість лікування потерпілого, одноразові виплати потерпілому у випадку стійкої втрати працездатності, витрати, пов'язані з розслідуванням нещасного випадку, штрафи, що накладаються на підприємство органами державного нагляду тощо [72].

Непрямі витрати, часто залишаються невизначеними. До них відносяться ті витрати, які пов'язані з необхідністю заміни травмованого фахівця (навчання, стажування, зниження продуктивності праці нового фахівця в порівнянні з трав-

мованим тощо), зниженням продуктивності праці внаслідок морального пригнічення персоналу, падіння престижності компанії, звільнення досвідчених працівників тощо [72]. Безпосередньо після настання нещасного випадку такі втрати в грошовому виразі часто визначити досить складно. Вони, як правило, проявляються через значний період часу і в значній мірі перекладаються з підприємства на державу та потерпілого чи його сім'ю. Дослідження вчених показують, що непрямі витрати в разі перевищують прямі (рис. 1.5) [77].

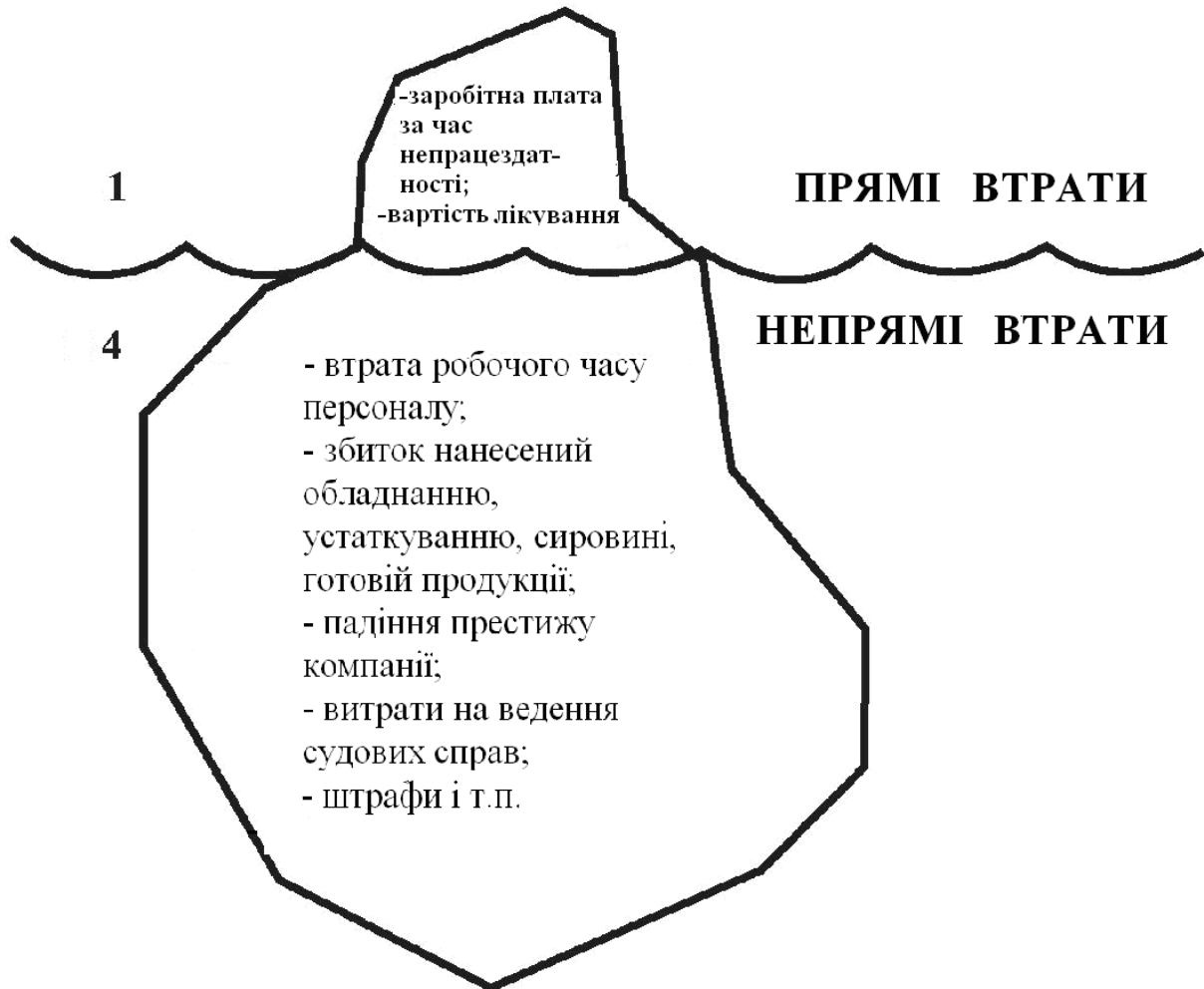


Рис. 1.6. «Айсберг» прямих і непрямих втрат внаслідок нещасного випадку за Х.В. Хайнріхом [77].

При оцінці величини витрат, пов'язаних з шкідливими та небезпечними виробничими чинниками, виділяють два підходи до їх оцінки: за фактичними та за прогнозними витратами [78]. У першому випадку визначаються реальні витрати обумовлені впливом на працівників шкідливих та небезпечних виробничих чин-

ників, у тому числі роботодавця, держави та потерпілого. У другому випадку визначаються певною мірою умовні майбутні витрати, які необхідні для попередження негативного впливу на працівників шкідливих та небезпечних виробничих чинників.

Спираючись на аналіз різноманітних підходів дослідників до визначення втрат і збитків, в залежності від вибраних класифікаційних ознак, в роботі [72] запропонована класифікація збитків, обумовлених шкідливими та небезпечними виробничими чинниками, яка наведена на рис. 1.7.

Слід відзначити, що більшість підприємств не розраховує непрямі витрати, оскільки оцінка таких витрат є досить складною і коштовною процедурою.

Автори роботи [72] відмічають, що при оцінюванні збитків, обумовлених шкідливими та небезпечними умовами праці, за джерелами їх покриття слід звертати увагу не те, що значна їх частина покривається з джерел, які безпосередньо не пов'язують з підприємством чи потерпілою особою, хоча наповнення цих джерел, як правило, здійснюється за рахунок відрахувань з заробітної плати працівників та штрафів, що накладаються на юридичні та фізичні особи. До цих джерел вони відносять витрати на охорону праці, які здійснюються з державного та місцевих бюджетів, державних фондів тощо, які в класифікації, наведеній на рис. 1.6, визначені як державні. Такі витрати можуть мати як явну так і в неявну, приховану форму. В явній формі можуть проявляються, наприклад, витрати, що передбачені окремими статтями Державного бюджету чи виплати Фонду соціального страхування працівникам, які отримали професійні захворювання внаслідок впливу іонізуючих випромінювань, їх родинам, у разі смерті захворілих, у випадку травмування при виконанні робіт по рекультивациі сховищ відходів. Розмір таких витрат легко встановити зі звітної документації органів управління, які здійснювали відповідні виплати. Ці витрати є досить значними і, згідно з наведеними підходами до їх класифікації, вони можуть бути віднесені до прямих.

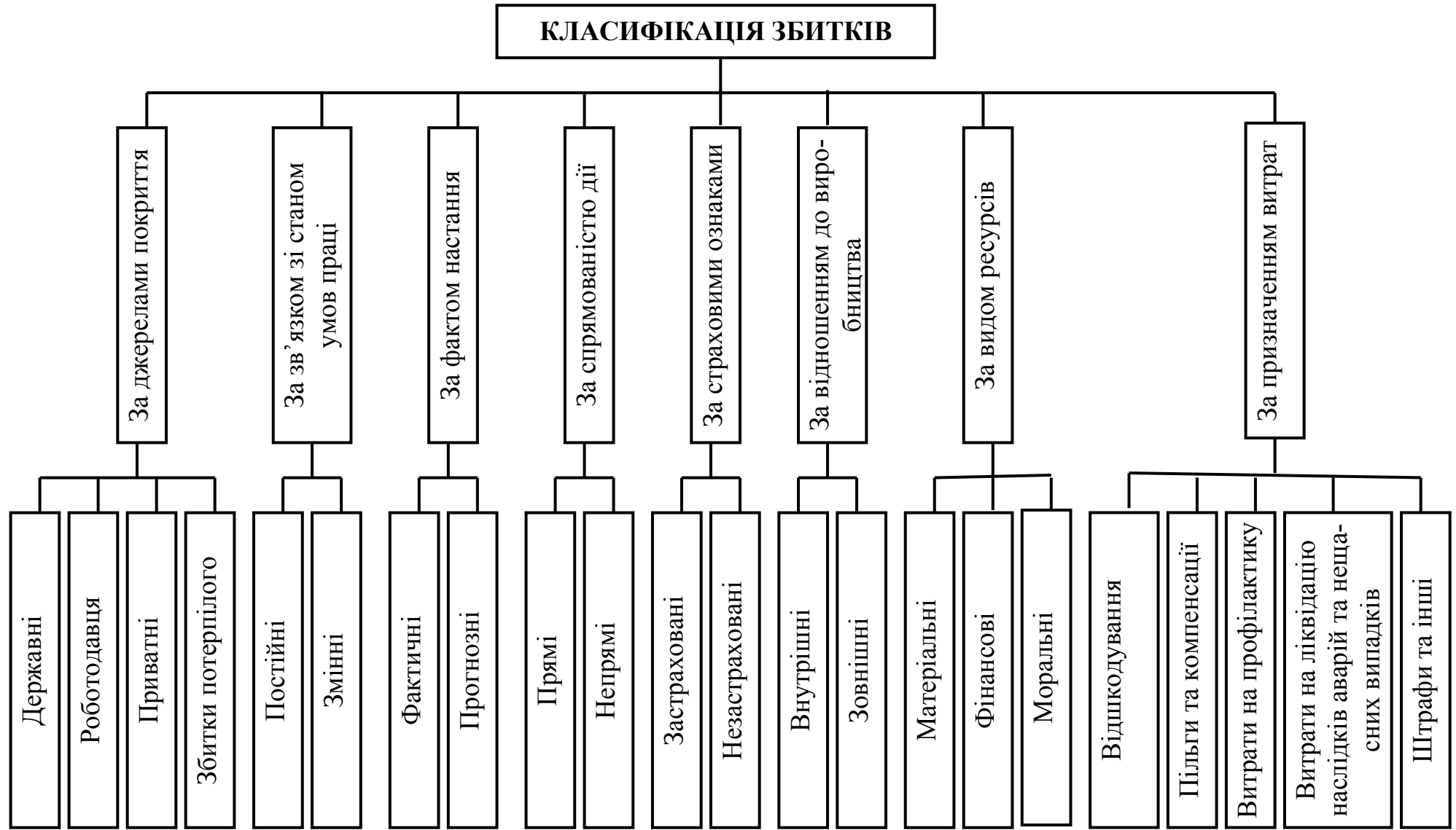


Рис. 1.7. Класифікація збитків, обумовлених шкідливими та небезпечними виробничими чинниками [72]

До державних витрат, обумовлених шкідливими та небезпечними умовами праці, які проявляються в неявній формі автори [72] відносять витрати на пільгове пенсійне забезпечення, на ліквідацію аварій та негативних їх наслідків, на утримання органів державного та регіонального управління в сфері охорони праці, органів державного нагляду та виконавчих дирекцій фондів, державних аварійно-рятувальних служб, лікувально-профілактичних закладів, навчальних закладів та науково-дослідних установ з питань безпеки праці тощо. За відношенням до конкретного підприємства такі витрати виступають як зовнішні.

До витрат підприємства, обумовлених шкідливими та небезпечними умовами праці, відносяться виплати страхових внесків, частина витрат, пов'язаних з наданням пільг та компенсацій за роботу у шкідливих умовах, надання додаткової допомоги потерпілим, чи членам сімей і утриманцям загиблих, доплати до попереднього заробітку в разі переведення на легшу роботу, витрати на профілактику травматизму та професійних захворювань, витрати на ліквідацію наслідків аварій та нещасних випадків на виробництві, штрафи за недотримання вимог нормативно-правових актів щодо умов праці, за наявність нещасних випадків та приховування їх від обліку, компенсації працівникам за час вимушеного простою спричиненого наявністю небезпечних факторів та через зупинення робіт органами державного нагляду за охороною праці, витрати на утримання служби охорони праці, компенсаційні виплати за шкоду причинену аваріями населенню, будовам, спорудам, майну та довкіллю тощо [72].

Значна частина витрат, особливо тих, що пов'язані з травматизмом і професійною захворюваністю, оплачується не державою та роботодавцем, а припадає на самих працівників та їх сім'ї. До таких витрат автори [72] відносять: втрачену заробітну плату та медичні витрати потерпілого (нині і в майбутньому), невідшкодовані за програмою компенсації; зниження продуктивності праці; втрачена потерпілим можливість участі у веденні домашнього господарства; час і кошти, втрачені близькими потерпілого на догляд за ним і його одужання; втрачена потерпілим можливість брати участь в громадському житті та майбутнього професіонального зростання; моральні переживання, які часто

призводить до розпадання сім'ї, алкоголізму, деградації особистості та передчасної смерті.

Питання, пов'язані з економічною оцінкою збитків, обумовлених виникненням на небезпечних об'єктах аварій та аварійних ситуацій висвітлені в працях О.І. Амоші, О.Г. Вагонової, Л.В. Драннішнікова, В.М. Жартовського, П.К. Кучеби та інших. При цьому виділяють фактичні збитки обумовлені аваріями та прогнозні збитки від можливих аварій на небезпечних об'єктах [78]. У першому випадку визначаються реальні витрати обумовлені виникненням аварій на об'єктах. Перелік можливих збитків, обумовлених аваріями наведено на рис. 1.8 [72].

При оцінці витрат, пов'язаних з несприятливими та небезпечними умовами праці, як правило використовуються два способи оцінки: за фактичними та за прогнозними витратами [81]. За першим способом враховують реальні витрати, а за другим способом – майбутні, прогнозні витрати, які необхідні для забезпечення допустимих умов праці, регламентованих нормативно-правовими актами з охорони праці. Якщо допустимі умови праці забезпечити неможливо, наприклад для осіб з числа персоналу, що здійснює охорону сховищ РАВ, чи виконує роботи з рекультивациі на радіаційно-забруднених територіях, то до прогнозних включаються компенсаційні витрати та відшкодування, пов'язані з роботою в шкідливих умовах [81]. У випадку, коли шкідливі умови праці призводять до виникнення професійних чи професійно-обумовлених захворювань враховуються витрати на відновлення здоров'я, наприклад, медичними чи рекреаційними методами.

Втрати, які можуть виникнути у випадку можливих аварій, відносять також до прогнозних [82,83]. При їх визначенні враховуються вірогідність виникнення аварії певного виду та наявні статистичні дані про фактичні величини збитків, до яких призвели подібні аварії.

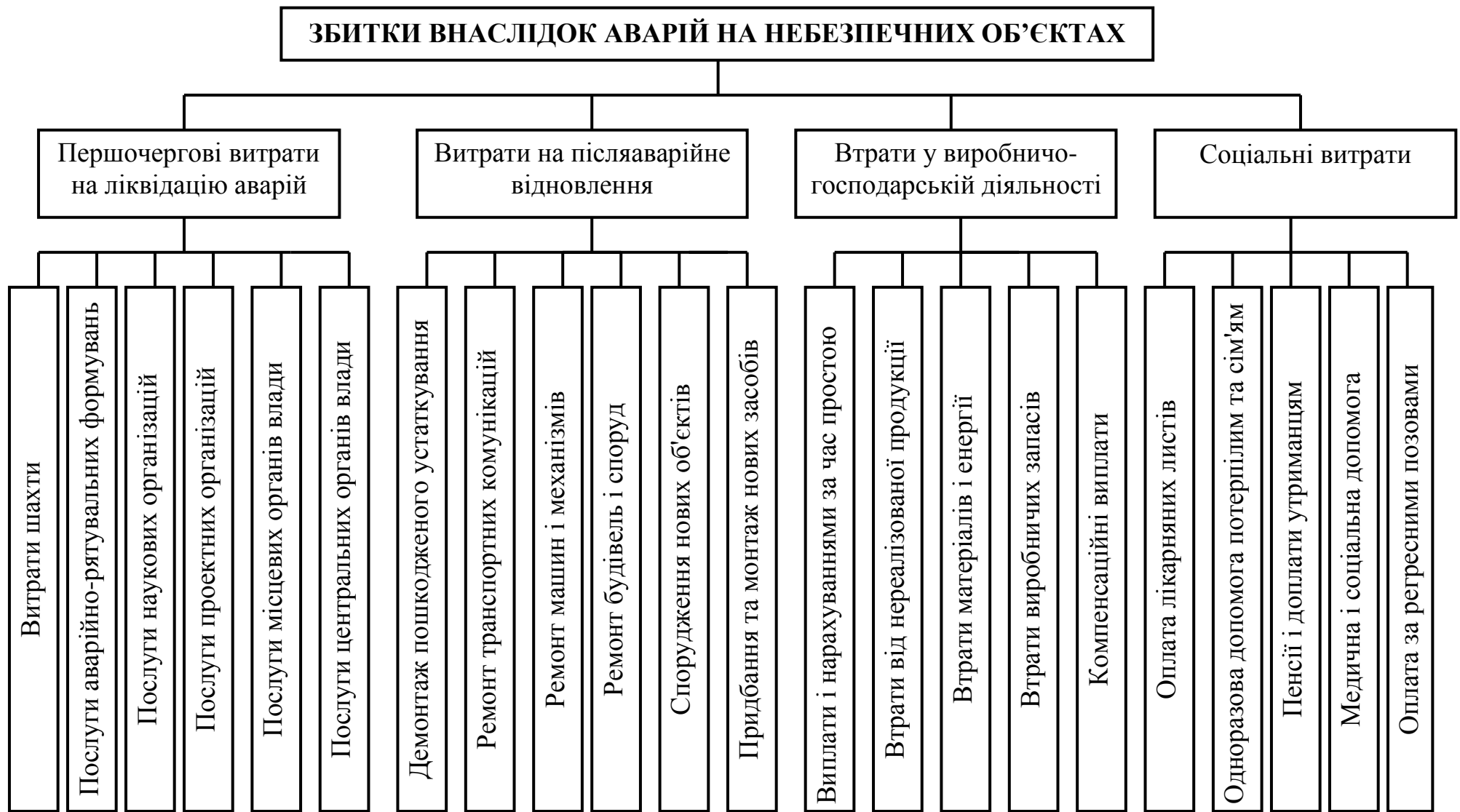


Рис. 1.8. Перелік збитків, обумовлених виникненням аварій та аварійних ситуацій на небезпечних об'єктах [72]

Слід звернути увагу також ще на одну складову втрат, пов'язаних як з впливом шкідливих факторів на персонал, так і з впливом радіації на населення, що проживає в зоні підвищеного ризику. Це моральні втрати - страждання потерпілих, їх духовні переживання, обумовлені захворюваннями, страждання близьких та рідних людей тощо. За певних умов, наприклад, при винесенні судових рішень щодо грошової компенсації потерпілим моральних втрат такі втрати набувають форму матеріальних.

Ще одна складова втрат внаслідок, обумовлених накопиченням та зберіганням відходів уранового виробництва, пов'язана зі шкодою, нанесеною сховищами радіоактивних відходів навколишньому природному середовищу. Еколого-економічна оцінка цих втрат полягає у визначенні фактичних фінансових витрат на попередження негативного впливу сховищ на довкілля та збитків від погіршення в результаті цього впливу якісних і кількісних параметрів навколишнього природного середовища як в цілому та і окремих його складових (водних і земельні ресурсів, рослинного і тваринного світу тощо), а також можливих збитків в майбутніх періодах часу (прогнозні збитки).

Існує два методологічних підходи до визначення економічного збитку, що наноситься в результаті забруднення [49]:

- непрямий (укрупнений) підхід;
- реципієнтний підхід (на основі прямого розрахунку).

Непрямий підхід до оцінки економічного збитку припускає використання ряду показників, що відображають значення факторів, які спричиняють збитки, знання яких дозволяє визначити укрупнену величину економічного збитку. Реципієнтні методики засновані на визначенні економічного збитку від дії забруднення на конкретні види реципієнтів шляхом підсумовування різних складових втрат, виражених у грошовій формі. Спочатку має бути визначений натуральний збиток від забруднення по кожному реципієнту, потім розраховується економічна оцінка натуральних наслідків забруднення. Економічний збиток в цьому випадку є комплексною величиною, яка отримується підсумовуванням локальних збитків, що наносяться всіма видами реципієнтів в межах забрудненої зони.

Ще одна важлива складова втрат, обумовлених накопиченням та зберіганням відходів уранового виробництва, пов'язана з нераціональним використанням земель, що відводяться під сховища відходів, наприклад, виведенням їх з сільськогосподарського обороту, чи з неможливістю їх використання на урбанізованих територіях для розміщення об'єктів промислового призначення, торгових центрів, складських приміщень тощо. Оцінка складової цих втрат здійснюється з врахуванням площі втрачених земель, їх територіального розміщення, наявних транспортних та енергетичних магістралей тощо.

Оцінка земель які виведено з сільськогосподарського обороту зазвичай здійснюється з врахуванням площі цих земель та бонітету ґрунтів, який визначається шляхом порівняльної оцінки природної родючості ґрунтів, та їх групуванням за природним діагностичним властивостями, що впливають на врожайність сільськогосподарських культур, при порівняльних рівнях агротехніки і інтенсивності землеробства [72].

Висновки до розділу 1

1. В Україні основними техногенними джерелами накопичення радіоактивних відходів є підприємства з видобутку урану, його збагачення та переробки на ядерне паливо, в результаті роботи яких нині в приповерхневих сховищах накопичено більше 65,5 млн. тон твердих радіоактивних відходів. У відповідності до державних гігієнічних нормативів відходи уранового виробництва відносяться до довго існуючих низько та середньоактивних радіоактивних відходів, період напіврозпаду основних радіоактивних елементів яких становить від тисяч до мільйонів років.

2. Значний період напіврозпаду обумовлює те, що з часом, після припинення процесів складування в сховищах відходів уранового виробництва, загальна активність відходів, що там зберігаються, залишається практично без змін і така ж ситуація буде зберігатися і в майбутньому – сотні і тисячі років. Природними процесами, які здатні в досяжному майбутньому привести до зменшення активно-

сті накопичених відходів є міграція радіоактивних елементів з ґрунтовими водами та винесення їх за межі сховищ у вигляді аерозолів. Проте ці процеси якраз і становлять найбільшу загрозу з точки зору небезпечного радіаційного впливу на оточуючі території та населення.

3. Шкідливий вплив сховищ радіоактивних відходів залежить від дози додаткового до природного опромінення населення і персоналу, який обслуговує ці радіаційно-небезпечні об'єкти. Залежно від поглиненої дози розрізняють гострі, віддалені та генетичні наслідки дії іонізуючого випромінювання, причому дія радіації на здоров'я може бути соматичною та спадковою і спричиняти детерміновані та імовірні ефекти.

4. Детерміновані ефекти спостерігаються тоді, коли доза радіації перевищує певну величину, яку називають порогом. Чим більше перевищення порогу, тим більший негативний ефект. Для імовірних ефектів зі збільшенням дози збільшується вірогідність їх появи.

5. В найгірших випадках низько та середньоактивні радіоактивні відходи уранового виробництва, накопичені на урбанізованих територіях, здатні привести до опромінення дозою, що на один-два порядки перевищує значення дози зумовленої природним рівнем опромінення. Такі дози не приводить до появи детермінованих ефектів і серед науковців, що досліджують вплив іонізуючих випромінювань на людину та навколишнє середовище, називають малими.

6. Вплив малих доз опромінення на людину до сих під недостатньо досліджений. Багато науковців вважає, що малі дози активізують захисні функції організму людини і в деякому інтервалі їх значень чутливість організмів до опромінення зменшується, про що свідчить статистика захворюваності на рак жителів регіонів з високим рівнем природного радіаційного фону. Проте більшість науковців, враховуючи принципову відсутність порога канцерогенної дії випромінювань, вважає, що при оцінці канцерогенного ризику іонізуючих випромінювань в біляпороговому діапазоні доз слід керуватися лінійно-безпороговою залежністю, згідно з якою канцерогенний ризик доз променевих впливів прямо пропорційно

дозі. Ця залежність рекомендована Міжнародною комісією з радіологічного захисту при оцінці наслідків впливу малих доз опромінення.

7. При оцінці впливу малих доз опромінення на людину статистична вибірка населення, яка потрібна для отримання надійного результату, є дуже великою і часто перевищує кількість населення забрудненої зони, а для районів зі значним антропогенним навантаженням, зокрема урбанізованих територій де розміщені сховища уранового виробництва НВО «ПХЗ», для яких характерна наявність не лише радіоактивного а і хімічного забруднення довкілля, однозначно оцінити ризики опромінювання на здоров'я людей неможливо.

8. Розробка рекомендацій та практичних заходів щодо вирішення еколого-економічних проблем, які обумовлені накопиченням та зберіганням відходів уранового виробництва потребує відповідного еколого-економічного аналізу. До 1986 року в роботах вітчизняних вчених питанням, пов'язаних з екологічними та економічними проблемами радіоактивного забруднення довкілля та розробці рекомендацій і практичних заходів щодо вирішення проблем, які обумовлені накопиченням та зберіганням відходів уранового виробництва приділялось мало уваги. Поштовхом до дослідження проблем, обумовлених радіаційним забрудненням довкілля, стала Чорнобильська катастрофа. Аналіз результатів цих досліджень показав наявність суттєвих відмінностей між наслідками впливу на населення та території сховищ з радіоактивними відходами уранового виробництва та аварій, які виникають на об'єктах ядерно-радіаційних технологій. Ці відмінності не дозволяють в повній мірі використовувати матеріали наявних досліджень впливу Чорнобильської катастрофи при оцінці впливу на довкілля відходів уранового виробництва, яка, в першу чергу, зводиться до оцінки можливих екологічних та економічних наслідків обумовлених необхідністю охорони сховищ з радіоактивними відходами, попередження виносу за межі сховищ радіоактивних речовин з аерозолями та водоносними горизонтами, впливом РАВ на населення, що проживає в районах прилеглих до сховищ, та оцінки соціально-економічних наслідків обумовлених впливом РАВ на персонал, що здійснює охорону сховищ та контроль за їх станом.

Результати дослідження щодо питань розділу 1 відображено в роботах за участю автора [85, 86].

Література до розділу 1.

1. Закон України «Про відходи». Відомості Верховної Ради України, 1998, № 36-37, ст. 242. (Редакція від 09.05.2016). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show>.

2. Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку». Відомості Верховної Ради України, 1995, № 12, ст. 81 (Редакція від 26.10.2014). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show>.

3. Закон України «Про поводження з радіоактивними відходами». Відомості Верховної Ради України, 1995, № 27, ст. 198 (Редакція від 01.01.2017). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/255/95-вр>.

4. Закон України «Про видобування та переробку уранових руд». Відомості Верховної Ради України, 1998, № 11-12, ст. 39 (Редакція від 05.12.2012). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/645/97-вр>.

5. Закон України «Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань». Відомості Верховної Ради України, 1998, № 22, ст. 115 (Редакція від 29.09.2013). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon0.rada.gov.ua/laws/show/15/98-вр>.

6. Закон України «Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії». Відомості Верховної Ради України, 2000, № 9, ст. 68 (Редакція від 05.12.2012). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/1370-14>.

7. Закон України «Про фізичний захист ядерних установок, ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел іонізуючого випромінювання». Відомості Верховної Ради України, 2001, № 1, ст. 1 (Редакція від 28.12.2015). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/2064-14>.

8. Закон України «Про цивільну відповідальність за ядерну шкоду та її фінансове забезпечення». Відомості Верховної Ради України, 2002, № 14, ст. 96 (Редак-

ція станом на 05.10.2016). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/2893-14>

9. Державний класифікатор України. Класифікатор відходів ДК 005-96. Затверджено і введено в дію наказом Держстандарту України 29.02.1996 №89. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://tc.nusta.com.ua/dkprku/dgerela/225.htm>.

10. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Затверджено Постановою Головного санітарного лікаря України 01.12.1997 № 62. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page_doc=51187.

11. НРБУ-97/Д-200. Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення. Затверджено Постановою Головного санітарного лікаря України 12.07.2000 № 116. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://docs.dtkk.ua/download/pdf/1039.8664.1>

12. ОСПЗРБУ-2005. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України. Затверджено наказом МОЗ України 02.02.2005 № 54. - К: Офіційний вісник України, 2005 – № 23. 105 с.

13. ДСП 6.074.120 - 01 Основні санітарні правила протирадіаційного захисту України. Затверджено Постановою Головного сан. лікаря України 28.12.2000 № 120. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://consultant.parus.ua/doc>.

14. Національна доповідь. Відповідно до Об'єднаної Конвенції про безпеку поводження з відпрацьованим паливом та про безпеку поводження з радіоактивними відходами. – К.: 2003. – 95 с.

15. Авдеев О.К., Кретинин А.А., Леденев А.И. и др. Радиоактивные отходы Украины: состояние, проблемы, решения: моногр. – К.: ИЦ «ДрУк», 2003. – 400 с.

16. International Atomic Energy Agency. IAEA Safety Glossary. Terminology Used in Nuclear Safety and Radiation Protection. 2007 Edition.

17. Радиационная безопасность. Рекомендации МКРЗ 1990 года. Публикация 60, ч. 2 МКРЗ. Пер. с англ. Под ред. И.Б. Кеprim-Маркуса. – М.: "Прогресс" и "Пангея", 1993. – 187 с.

18. Радиация. Дозы, эффекты, риск. Перевод с англ. Ю. А. Банникова. – М.: Мир, 1990. – 78 с.

19. Жизнь и радиация. Перевод с англ. П.В. Рамзаева – М.: Энергоатомиздат, 1993. – 187 с.
20. Козлов В.Ф. Справочник по радиационной безопасности. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 350 с.
21. Булдаков Л.А., Калистратова В.С. Радиоактивное излучение и здоровье. – М.: ИНФОРМ-АТОМ, 2003. – 165 с.
22. Белоус Д.А. Радиация, биосфера, технология. – СПб.: Изд-во ДЕАН, 2004. – 448 с.
23. Рекомендації щодо залучення населення до програм реабілітаційних заходів природного середовища в районах спадщини уранового виробництва. Адаптований та авторизований реферат робочих матеріалів МАГАТЕ і світового досвіду. За редакцією О.В. Войцеховича та І.І. Махоні. – Київ: «Інтерпрес ЛТД», 2014. – 52 с.
24. Беликов. А.С., Калда Г.С., Соколов И.А. и др. Радиационная безопасность зданий и сооружений с учетом инновационных направлений в строительстве. – Днепропетровск: «Середняк Т.К.», 2013. – 367 с.
25. Радиация и жизнь. Под ред. Холл Дж.Э.: Пер. с англ. – М.: Медицина, 1990. - 256 с.
26. Мельников Н.Н. К вопросу о влиянии радиации на здоровье человека (некоторые аспекты). – Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология, 2004, № 5. – С. 389-395.
27. Ярмоненко С.П. Низкие уровни излучения и здоровье: радиобиологические аспекты. – Мед. радиология и радиац. безопасность, 2000, т. 45, №3. – С. 5-32.
28. Рябухин Ю.С. Низкие уровни ионизирующего излучения и здоровье: системный подход. – Мед. радиология и радиац. безопасность, 2000, т.45, №4. – С. 5-45.
29. Радиационная медицина. Т. 2. Радиационные поражения человека / Под общ. ред. акад. РАМН Л.А. Ильина. – М: ИздАТ, 2001. – 432 с.

30. Ушаков И.Б. Давыдов Б.И., Солдатов С.К. Отдаленные последствия при условно малых дозах облучения. – Мед. труда и пром. экология, 2000, №1. – С. 21-25.

31. Эйбус Л.Х. Еще о действии малых доз излучения. – Мед. радиология и радиац. безопасность, 1999, т. 44, №6. – С. 19-22.

32. Лютых В.П. Долгих А.П. Нестохастические эффекты длительного хронического облучения человека ионизирующим облучением в малых дозах. – Мед. радиология и радиац. безопасность, 1997, т. 41, №3. – С. 51-59.

33. Котеров А.Н. Молекулярно-клеточные закономерности, обуславливающие эффекты малых доз ионизирующего излучения. – Мед. радиология и радиац. безопасность, 2000, №5. – С. 5-20.

34. Аклеев А.В. Биологическое обоснование новых рекомендаций Международной комиссии по радиологической защите. – Медицина экстремальных ситуаций, 2008, №3(25). – С. 49-50.

35. Защита населения от радиационного воздействия в случае радиологической атаки. Публикация МКРЗ 96. Пер. с англ. Ред. Я. Валентин. – Мед. радиология и радиац. безопасность, 2008, т. 53, № 2. – С. 61-75.

36. Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. Под общей ред. Л.А. Ильина и В.А.Губанова. – М.: Изд. АТ, 2001. – 752 с.

37. Лютых В.П., Долгих А.П. Нестохастические эффекты кратковременного облучения млекопитающих в малых дозах. – Мед. радиология и радиац. безопасность, 1997, т. 42, №2. – С. 64-69.

38. Никольский А.В., Котеров А.Н. Радиоактивный ответ клеток млекопитающих. – Мед. радиология и радиац. безопасность, 1999, т. 44, №6. – С. 5-18.

39. Яблоков А.В. Атомная мифология: Заметки эколога об атомной индустрии. – М.: Наука, 1997. – 271 с.

40. Плохих Г.П. Радиация и здоровье. Влияние малых доз радиации. – Челябинск: ПЕРЗЕНТ, 1998. – 34 с.

41. Мельник Л.Г. Экологическая экономика. – Сумы: Изд-во «Университетская книга», 2001. – 350 с.
42. Мельник Л.Г. Экономические проблемы воспроизводства природной среды. – Х.: Вища школа, 1988. – 159 с.
43. Ампилов Ю.П., Герт А.А. Экономическая геология. – М.: Геоинформарк, 2006. – 329 с.
44. Мельник Л.Г., Потравный И.М., Сотник И.Н. Анализ методических подходов к формированию показателей эффективности ресурсопользования. – Экологическое право – М.: 2009. №4. — С. 18-25.
45. Данилишин Б.М., Дорогунцов С.І., Міщенко В.С. та ін. Природно-ресурсний потенціал сталого розвитку України. – К.: РВПС України НАН України, 1999. – 716 с.
46. Рудько Г.І., Гошовський В.С. Екологічна безпека техноприродних геосистем адміністративних областей (на прикладі Львівської області): монографія – К.: Академпрес, 2009.— 192 с.
47. Дорогунцов С., Федорищева А. Государственное регулирование техногенно-экологической безопасности в регионах Украины. – Экономика Украины. – 2002. – № 4. – С. 70-77.
48. Артеменко В. Комплексне оцінювання ефективності соціально-економічного розвитку регіонів на основі критеріїв якості життя населення. – Регіональна економіка. – 2005. – № 3. - С. 84-93
49. Герасимова С. В. Еколого-економічні аспекти формування передумов сталого розвитку в Україні. – К.: Вища школа, 1999. – 74 с.
50. Данилишин Б. Чижова В. Науково-інноваційне забезпечення сталого економічного розвитку України. – Економіка України. – 2004. – №3. – С. 4-11.
51. Прокопенко О.В. Екологізація інноваційної діяльності: мотиваційний підхід: монографія. – Суми: ВТД «Університетська книга», 2008. – 392 с.
52. Прокопенко О.В. Підходи до удосконалення економічного мотивування екологізації виробництва. – Вісник СумДУ. – 2005. – № 10. – С. 23–31. – (Серія: Економіка).

53. Какутич Є.Ю. Механізми державної підтримки екологічного підприємства. – Вісник СумДУ. Сер. “Економіка”. – 2005. – №10 (82). – С. 70-76
54. Степанов А.Н., Триандофилов И.В., Пирожков Н.В. Прогнозирование рисков катастроф и аварий, предупреждение аварий и снижение ущерба. – Управление риском и безопасность. – 2003. – № 3. – С. 14-17.
55. Амоша А.И., Нейенбург В.Е., Драчук Ю.З. та ін. Методические подходы к оценке эффективности противоаварийных мероприятий. – Проблемы повышения эффективности функционирования предприятий различных форм собственности: сб. науч. тр. – Донецк: ИЭП НАН Украины, 2002. – С. 13-26.
56. Чорнобиль і соціум: збірник. Вип. 10: Сучасні ризики: тенденції, перспективи, шляхи мінімізації наслідків. Відп. ред. Ю.І. Саєнко, Ю.О. Привалов. – К.: ПЦ Фоліант, 2004. – 312 с.
57. Гузій А.І. До питання впливу наслідків Чорнобильської катастрофи на тваринний світ центрального полісся. – Екологічний вісник. – 2005. – № 3. – С. 26-27.
58. Іванов Ю.О. Динаміка перерозподілу радіонуклідів у ґрунтах і рослинності: [після аварії на ЧАЕС]. – Чорнобиль: Зона відчуження: Збірник наукових праць. – К., 2001. – С. 47-76.
59. Іванов Ю. О. Особливості накопичення радіонуклідів. Флористичні комплекси: [після аварії на ЧАЕС]. – Чорнобиль: Зона відчуження: Збірник наукових праць. – К., 2001. – С. 77-99.
60. Барановська Н.П. Соціальні та економічні наслідки Чорнобильської катастрофи. – К. : Наукова думка, 2001. – 245 с.
61. Жарова Л., Хлобыстов Е. Косвенные ущербы катастрофы на ЧАЭС: социально-экономическая динамика. – Економіст. – 2012. – № 3. – С. 70-73.
62. Павлов В. І., Фурін І.І., Павліха Н.В. Соціально-економічні наслідки Чорнобильської катастрофи: адаптація, проблеми (за матеріалами Волинської області): монографія. – Луцьк: Надстир'я, 2000. – 343 с.
63. Папієв М. Чорнобильська катастрофа: соціальний аспект проблеми. – Соціальна політика і соціальна робота. – 2004. – №3. – С. 5-10.

64. Бакуменко В. Д., Проскура М. І., Холоша В. І. Сучасні підходи до вирішення проблем Чорнобильської Зони відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення. – К., 2000. – 152 с.

65. Барановська Н. П. Суспільний вимір проблем атомної енергетики через призму подій на Чорнобильській АЕС (до 25-ї річниці аварії), – Наука та наукознавство. – 2011. – №2. – С. 131-143.

66. Чорнобиль і соціум: Соціально-психологічний моніторинг умов життя та діяльності соціальних груп, потерпілих від Чорнобильської аварії: порівняльний аналіз та рекомендації. Випуск сьомий. – К.: Стилос, 2001. – 408 с.

67. Чорнобиль і соціум: збірник. Вип. 9: Розробка моделей життєдіяльності в умовах підвищеного ризику внаслідок надзвичайних ситуацій та катастроф: з урахуванням досвіду чорнобильської катастрофи. Відп. ред. Ю. І. Саєнко, Ю. О. Привалов. – К.: ПЦ Фоліант, 2003. – 255 с.

68. Гродзинський Д., Дембновецький О., Левчук О. Перспективи використання та утримання радіаційно уражених земель. – Вісник Національної академії наук України. – 2003. – №4. – С. 15-25.

69. Мірошниченко М. Курс – на оновлення і залюднення земель (подолання наслідків Чорнобильської катастрофи). – Надзвичайна ситуація. – 2008. – №4. – С. 7-11.

70. Амоша А.И. Экономическая эффективность улучшения условий труда: предпосылки, анализ, прогнозирование. – Донецк: ИЭП НАН Украины, 1998. – 378 с.

71. Вагонова О.Г., Касьяненко Л.В. Оцінка величини відверненого збитку внаслідок впровадження протиаварійних заходів. – Економічний вісник НГУ. – 2013. - №2. – С. 100-107.

72. Вагонова А.Г., Касьяненко Л.В. Економічні аспекти управління охороною праці на вугледобувних підприємствах: [монографія]. – Д.: Державний ВНЗ «НГУ», 2013. – 187 с.

73. Драчук Ю.З. Эффективность инноваций и безопасность производства: монография. – НАН Украины. Ин-т економіки пром-сти. – Донецк, 2006. – 272 с.

74. Кабанов А.И., Нейенбург В.Е., Драчук Ю.З. Механизм определения эффективности инноваций в области безопасности работ на шахтах. – Уголь Украины. – 2003. – № 11. – С. 21–25.

75. Кучеба П.К. Организационно-экономический механизм управления охраной труда на шахтах. – Донецк: ИЭП НАН Украины, 1997. – 288 с.

76. Охрана труда и экономика предприятия. – НАН Украины. Ин-т экономики пром-ти. – Донецк. 2000. – 228 с.

77. Охрана труда и бизнес. Международная организация труда. – М.: Субрегиональное бюро МОТ для стран Восточной Европы и Центральной Азии. - 2007. – 258 с.

78. Водяник А., Амоша О., Мартякова О. та ін. Посібник з оцінки економічної ефективності заходів щодо поліпшення умов і охорони праці. Підготовлений в рамках проекту Tacis. – К., 2000. – 57 с.

79. Вагонова О.Г., Касьяненко Л.В. Оцінка величини відверненого збитку внаслідок впровадження протиаварійних заходів. - Економічний вісник НГУ. – 2013. - №2. – С. 100-107.

80. Стоєцький В.Ф., Дранишников Л.В., Єсипенко А.Д. та ін. Управління техногенною безпекою об'єктів підвищеної небезпеки. – Тернопіль: Видавництво Астон, 2005. – 408 с.

81. Посібник з оцінки економічної ефективності заходів щодо поліпшення умов і охорони праці. Підготовлений в рамках проекту Tacis; кол. авт.: А. Водяник, О. Амоша, О. Мартякова та ін. – К., 2000. – 57 с.

82. Драчук Ю.З. Эффективность инноваций и безопасность производства: монография. – НАН Украины. Ин-т экономики пром-сти. – Донецк, 2006. – 272 с.

83. Левкин Н.Б. Предотвращение аварий и травматизма в угольных шахтах Украины. – Макеевка: МакНИИ, 2002. – 392 с.

84. Володій М.О. Основи земельного кадастру. – Київ, 2000 – 320 с.

85. Вагонова, О. Г., Шереметьєва І. В., Аржевічев Д.В. Особливості еколого-економічної оцінки наслідків радіаційного забруднення територій відходами уранового виробництва. – Економічний вісник НГУ. – 2017. - №1. – С. 163-168.

86. Vagonova O., Arzhevichev V., Cherkashchenko O. Economic consequences of disposing radioactive wastes of fuel-and-power cycle enterprises. – Energy Saving and Efficiency: Technological, Economical and Social Challenges. Advanced Engineering Forum. Volume 25. – 2017 Trans Tech Publications Ltd, Zurich, Switzerland. – S. 64-70.

Розділ 2.

**ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНИХ НАСЛІДКІВ ТА ВТРАТ ОБУМОВЛЕНИХ
ВІДХОДАМИ УРАНОВОГО ВИРОБНИЦТВА ВО «ПРИДНІПРОВСЬКИЙ
ХІМІЧНИЙ ЗАВОД»****2.1. Загальна характеристика сховищ відходів уранового виробництва та
місць їх розміщення**

На території України видобуванням та переробкою уранових руд займається Державне підприємство «Східний гірничо-збагачувальний комбінат» (ДП «СхідГЗК»). До 1991 року переробкою уранових руд також займалося Виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (ВО «ПХЗ»), але в 1991 році воно припинило свою діяльність [1].

ДП «СхідГЗК» включає дві шахти – Смоленську (м. Смолино, Кіровоградської обл.) та Інгульську (м. Кропивницький). Переробка уранових руд з метою отримання уранового концентрату (U_{38}) здійснюється на Гідрометалургійному заводі в м. Жовті Води Дніпропетровської області. Для складування відходів переробки уранових руд (хвостів) було створено два хвостосховища «Кар'єр бурих залізняків» (КБЗ) та Щербаківське (Щ). Відомості про хвостосховища ДП «СхідГЗК» наведені в табл. 2.1 [1].

Хвостосховище «КБЗ» розташовано в 3 км від південної околиці м. Жовті Води в санітарно захисній зоні Гідрометалургійного заводу ДП «СхідГЗК». Під хвостосховище використаний відпрацьований кар'єр бурих залізняків. К 1987 року чаша кар'єру була практично заповнена та після часткової рекультивації використовується як резервне сховище для аварійного скиду з ГМЗ. Хвостосховище наповнено пульпою вилужених уранових руд з вмістом урану 0,007% [1].

Хвостосховище «Щ» розташоване в 1,5 км на південь від м. Жовті Води в балці «Щербаківська», що прилягає до долини річки Жовта. На даний час використовується як сховище пульпи з Гідрометалургійного заводу ДП «СхідГЗК».

Відходи уранової промисловості [1]

Період експлуатації	Назва хвостосховища	Площа, га	Об'єм хвостів, млн.т / млн. м ³	Сумарна активність, *10 ¹² Бк	Вміст урану, мг/кг
Хвостосховища ДП "СхідГЗК"					
1964 - 1991	"КБЗ"	55,6	19,3 / 12,4	990	700
1959 - 1979	Щербаківське Секція 1	86,0	43,2 / 27	2200	
1979 – наш час	Щербаківське Секція 2	139,0			
Хвостосховища ВО "ПХЗ"					
1949 - 1954	Західне	4,0	0,77 / 0,35	180	700
1951 - 1954	Центральний Яр	2,4	0,22 / 0,10	104	630
1956 - 1980	Південно-східне	3,6	0,33 / 0,15	67	22
1968 - 1983	С, секція 1	90,0	19,0 / 8,60	710	80
1983 – наш час	С, секція 2	70,0	9,60 / 5,50	270	80
1960 - 1990	База С	25,0	0,15 / 0,10	440	100-1000
1954 - 1968	Дніпровське	73,0	12,0 / 5,84	1400	230
1982	Доменна піч № 6	0,2	0,04 / 0,02	11	-
1965 - 1988	Лантанова фракція	0,06	0,007 / 0,003	0,86	-

На ВО "ПХЗ" в м. Кам'янське промислова переробка уранових руд та іншої урановміщуючої сировини з метою отримання уранового концентрату (U_3O_8) була розпочата в 1948 році. Підприємство почало виробництво уранових солей зі шлаків, що отримувалися при переплавці уранзалізовміщуючих руд в доменній печі №6 Металургійного заводу ім. Дзержинського [2].

Хвостосховища ВО "ПХЗ" розташовані на території м. Кам'янське та прилеглих територіях Дніпропетровського району. В період з 1948 по 1991 рр. на вказаній території було створено 9 хвостосховищ продуктів переробки уранових руд (рис. 2.1). В хвостосховищах накопичено біля 42 млн. тон хвостів загальною активністю більше $31,8 \cdot 10^{14}$ Бк.

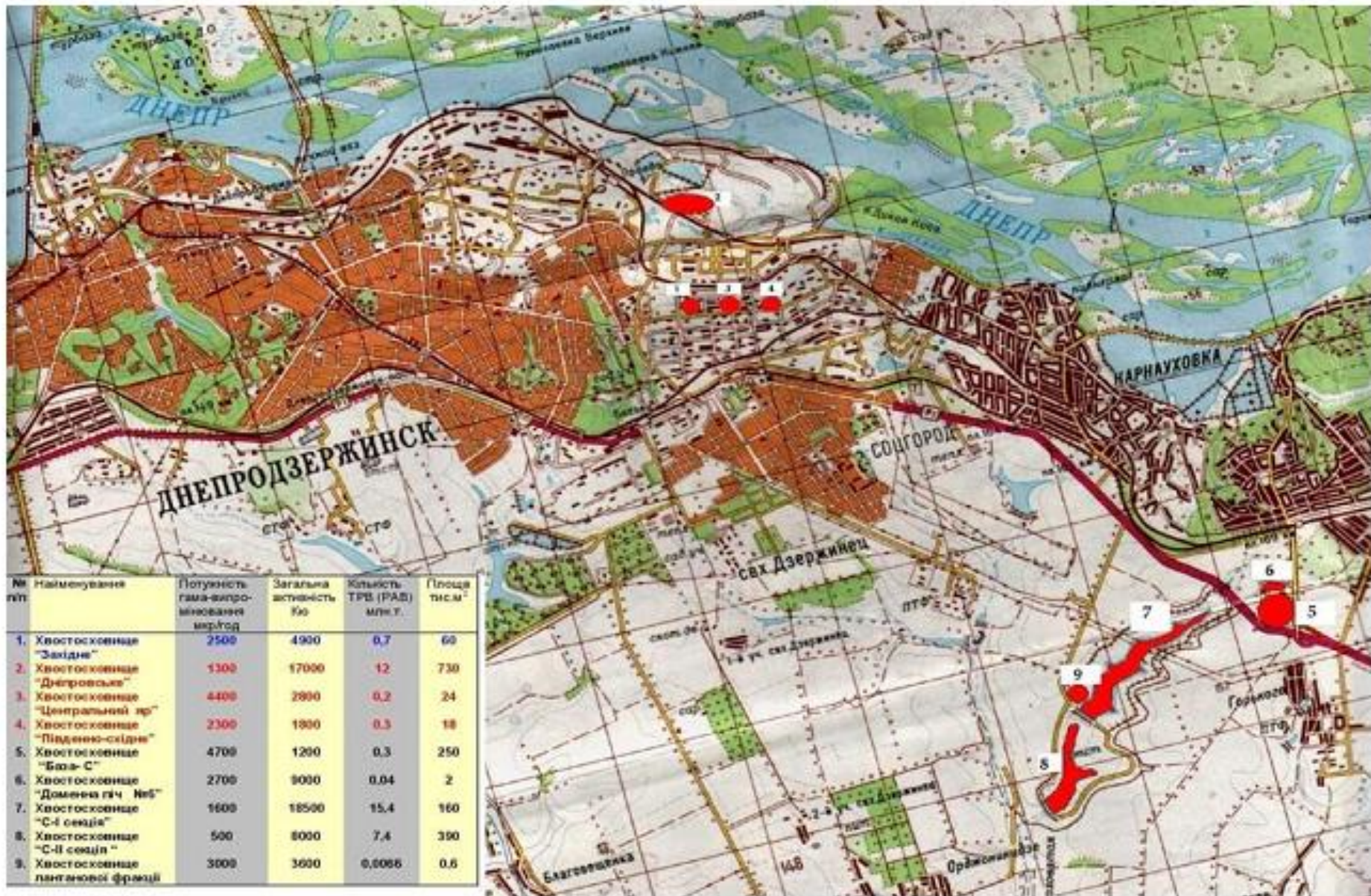


Рис. 2.1 Розташування хвостосховищ ВО "ПХЗ" [3].

ВО «Придніпровський хімічний завод» (ВО «ПХЗ») знаходиться на східній окраїні міста Кам'янське, в промисловій зоні на відстані близько 1,5 км від річки Дніпро [2]. Проммайданчик ВО «ПХЗ» займає територію близько 2,4 км². Промисловий комплекс ВО «ПХЗ» також включає хвостосховища «Західне», «Центральний Яр» та «Південно-Східне» (рис. 2.2). Між промисловим майданчиком ВО «ПХЗ» та річкою Дніпро розташоване хвостосховище «Дніпровське» (площею 0,77 км²).

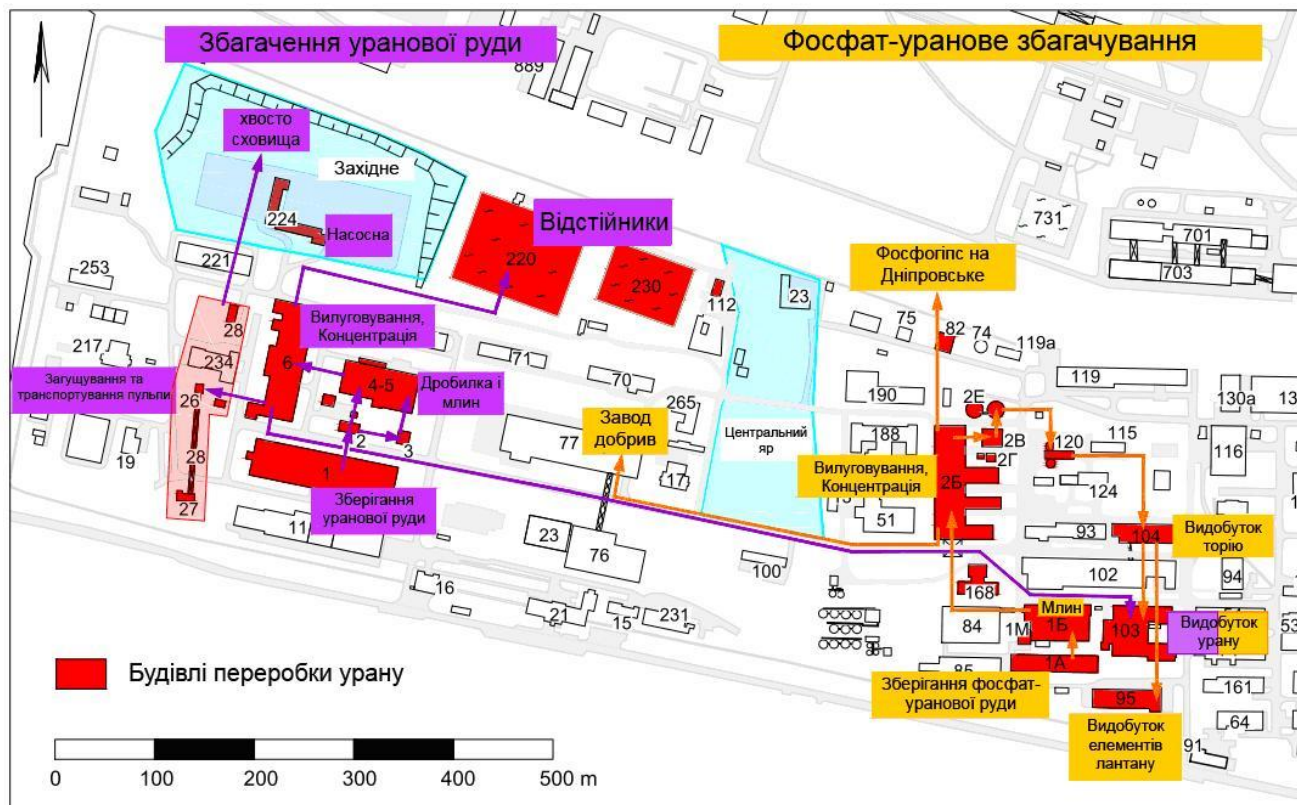


Рис. 2.2. Промисловий комплекс ВО «ПХЗ» [2]

Промислова територія ВО «ПХЗ» розділена на північний та південний проммайданчики. Об'єкти з переробки уранової сировини і хвостосховища «Дніпровське», «Західне», «Центральний Яр» та «Південно-Східне» знаходяться в південній частині.

Поблизу хвостосховища «Дніпровське» (в північному і північно-західному напрямках) розташований заскладований шлак та відходи Дніпродзержинського металургійного заводу, а також шламові ставки і відходи Дніпродзержинського коксо-хімічного заводу. Територія вздовж річки Дніпро на захід від хвостосхови-

ща «Дніпровське» являється промисловою зоною, яка зайнята Придніпровським металургійним заводом (а також іншими меншими підприємствами) [2].

Санітарно-контрольна зона (СКЗ) ВО «ПХЗ» включає в себе територію радіусом приблизно 4 км від центру промайданчика «ПХЗ» (СКЗ - це територія, на якій, у відповідності до законодавства, необхідно проводити моніторинг впливу радіації на об'єкти навколишнього середовища).

На території СКЗ знаходяться наступні об'єкти:

- завод «Дніпроазот» знаходиться на південно-схід від «ПХЗ»;
- житловий район міста Кам'янське (площа - 4.3 км²) знаходиться на захід від ВО «ПХЗ»;
- ще один житловий район (площа - 0.25 км²), розташований на південь від ВО «ПХЗ» (прилеглий до заводу "Дніпроазот");
- дачне селище загальною площею 0.6 км², розташоване на схід від промислового майданчику ВО «ПХЗ». Місцеві жителі вирощують овочі та фрукти на цій території.

В житловому районі на захід від ВО «ПХЗ» на площі приблизно в 1.1 км², міське населення мешкає в приватних будинках та має приватні господарства, де вирощує овочі, фрукти, та, можливо, свійських тварин.

В річці Коноплянка, яка протікає вздовж хвостосховища «Дніпровське», місцеве населення ловить рибу для свого споживання. В районі заплави на правому березі річки населення має сади та вирощує овочі [2].

Хвостосховище «Західне» знаходиться в південно-західній частині головного промислового майданчика ВО «ПХЗ». Його площа становить 40200 м². У хвостосховищі в період з 1949 року до 1954 року здійснювалось захоронення відходів переробки уранових доменних шлаків. Після припинення експлуатації в 1954 році, південно-східна частина хвостосховища була покрита шаром асфальту, а його північна частина хвостосховища - шаром ґрунту. Загальний обсяг заборонених у хвостосховищі відходів становить $0,35 \cdot 10^6$ м³. Загальна їх маса становить 770 тис. тонн, а загальна активність – $1,8 \cdot 10^{14}$ Бк [2].

Хвостосховище «Центральний Яр» знаходиться в середині "південної" зони колишнього промислового майданчику ВО «ПХЗ», де розташована більшість колишніх об'єктів переробки уранових руд. Хвостосховище займає площу 24000 м². Сховище знаходилося в експлуатації в період з 1950 до 1954 років. Хвостосховище розташоване в яру тераси річки Дніпро. Після заповнення відходами поверхня хвостосховища була покрита лесовими ґрунтами та суглинками, а також будівельними відходами (загальна товщина від 0,5 до 3,5 м). Нині на його поверхні знаходиться ліс з листяних дерев. Більшість дерев і чагарників віком 20-30 років, частина коріння дерев досягають тіла хвостосховища. Загальний обсяг накопичених там відходів становить $0,13 \cdot 10^6$ м³, загальна маса – 220 тис. тонн, а загальна активність - $1,04 \cdot 10^{14}$ Бк [2].

Хвостосховище «Південно-Східне» розташоване в південно-східному куті промайданчика ВО «ПХЗ». Воно було побудовано в яру, який розрізає терасу р. Дніпро з півдня на північ і було використане для складування як радіоактивних матеріалів (концентрату уранової руди, уранових хвостів, фільтротканин і т.п.), так і будівельного сміття, які складувалися у сухому вигляді. Товщина шару відходів змінюється від 1 до 19,2 м. Сховище знаходилося в експлуатації в період з 1956 по 1990 рр. Площа хвостосховища становить 3,6 га; обсяг накопичених відходів – 195 000 м³; маса – 330 тис. тон; загальна активність відходів оцінюється в $6,7 \cdot 10^{13}$ Бк. Роботи з консервації хвостосховища були проведені в 2009 році шляхом створення багатошарового покриття, що складається з шару шлаку виплавки сталі, шару суглинку і шару ґрунту сумарною товщиною від 0,5 до 1 м. На завершення, на поверхні ґрунтового покриття була посаджена трава [2].

Хвостосховище «Дніпровське» розташоване в 0,8-1,2 км на північ від промайданчика ВО «ПХЗ» в заплаві річки Дніпро. Площа хвостосховища становить 73 га. Річка Дніпро знаходиться приблизно в 1 км на північний схід від ділянки. Річка Коноплянка проходить уздовж південної сторони хвостосховища і приєднується до Дніпра на схід від хвостосховища.

Відстійники та заскладовані відходи Дніпродзержинського коксохімічного заводу (ДКХЗ) примикають до хвостосховища на півночі. Відстійники і металур-

гійні шлаки Дніпровського металургійного комбінату (ДМК) розташовані на схід від хвостосховища (рис. 2.3).

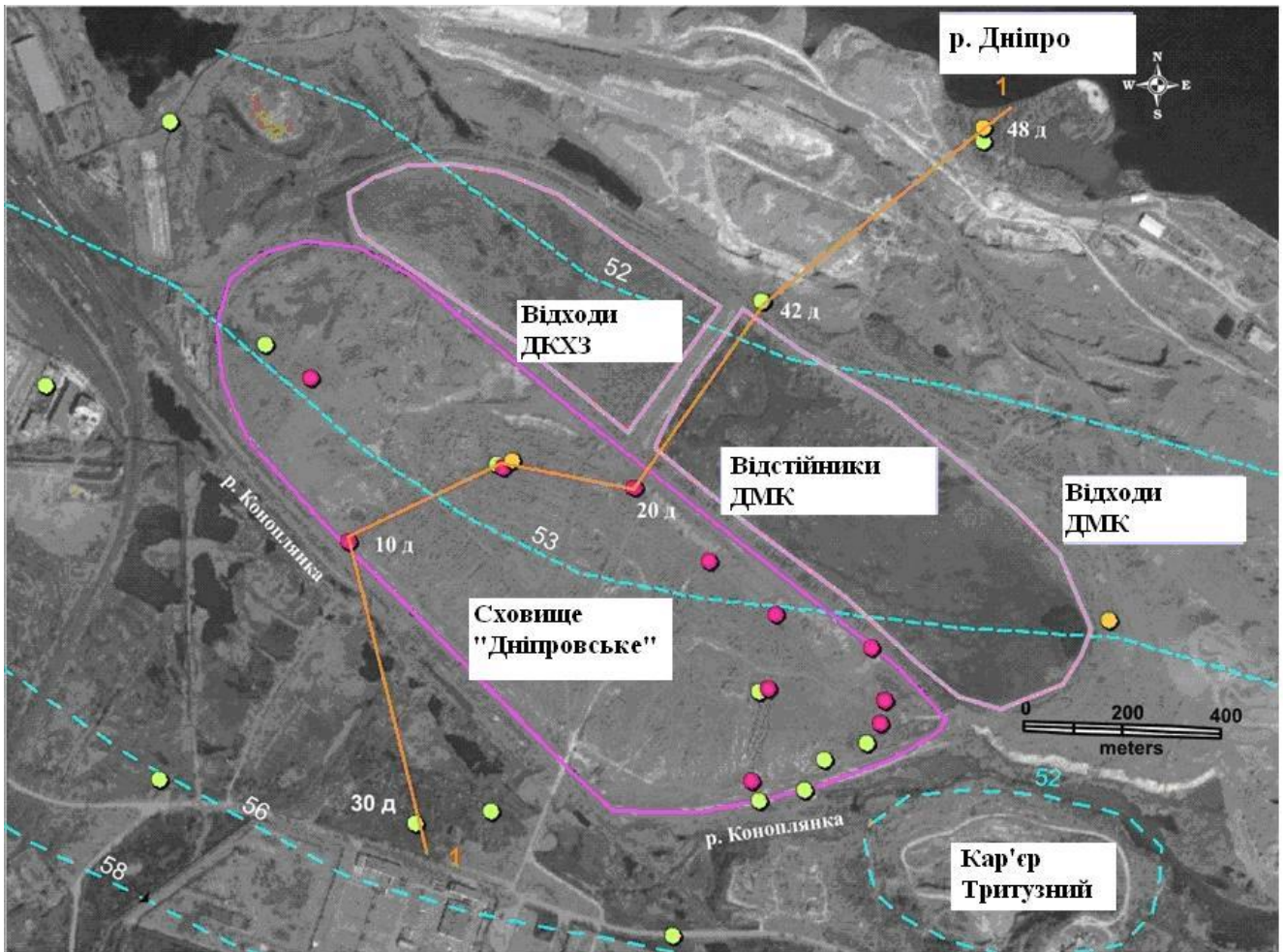


Рис. 2.3. Карта-схема хвостосховища «Дніпровське» [2].

Хвостосховище було побудовано шляхом побудови замкнутого контуру оточуючих гребель. Периметр гребель становить 4 км, а площа хвостосховища становить 0,73 км². Греблі були побудовані безпосередньо на місцевих алювіальних пісках і супіщаних ґрунтах заплави річки Дніпро. Тіло греблі складається з різномірних матеріалів відходів коксохімічного виробництва, будівельних відходів, а також місцевих дрібнозернистих пісків, лесових і супіщаних ґрунтів. Гребля і нижня частина хвостосховища не були оснащені гідроізоляцією.

Хвостосховище працювало з 1954 року по 1968 рік. Хвости подавалися гідравлічним транспортом. Загальний обсяг накопичених відходів становить 5,8 млн. м³, повна маса 12 млн. тон, а загальна активність становить $1,4 \cdot 10^{15}$ Бк.

Після припинення складування радіоактивних відходів на території, площа хвостосховища в 1976-1980 рр. була використана для утилізації фосфогіпсу (відходів від виробництва фосфорних добрив) і відходів від коксохімічного виробництва (вуглисті шлаки). Більшість поверхні хвостосховища нині покрита шаром фосфогіпсу товщиною від 0,5-2,5 м (північно-західна ділянка) до 8-13 м (центральна і східна частини). Відвали вуглистих шлаків покривають поверхню хвостосховища на півночі і північно-східній частині ділянки.

Хвостосховище «Сухачівське» знаходиться в Дніпропетровському районі в 14 км на південний схід від ВО «ПХЗ», в балці Рассоловатій, що спускається в долину річки Суха Сура (приток другого порядку річки Дніпро) (рис. 2.4).



Рис. 2.4. Розташування хвостосховища "Сухачівське" та «Бази С» [2].

Хвостосховище «Сухачівське» було побудовано для прийому і зберігання виробничих відходів ВО «ПХЗ», Воно складається з двох секцій, розташованих послідовно. Загальна довжина хвостосховища 4,8 км, площа земельного відводу - 491,43 га [4].

Відстійник хвостосховища та греблі обладнані водонепроникними елементами. Робоча територія хвостосховища обгороджена двома рядами колючого дроту на відстані 150-300 м від відстійника. Межа санітарної захисної зони розташована на відстані 1000 м від краю секції 1 хвостосховища та від греблі секції 2 хвостосховища [2].

З правої сторони хвостосховища, в межах робочої зони, розташовано законсервоване сховище лантанової фракції № 602. У сховищі заскладовані відходи поділу карбонатів рідкоземельних елементів з пульпи, що містила карбонати лантану і актинію. Сховище – це бетонна споруда розміром 22x50 м, глибиною 6 м. Законсервована щебенем і глиною з прокладкою поліетиленової плівки по поверхні глини, верхнім шаром ґрунту і поверхню засіяно травою [2].

Уздовж лівої і правої сторін хвостосховища облаштовані нагірні канали і лотки для перехоплення поверхневих вод. Розрахунковий обсяг зливових стоків з водозбірної поверхні хвостосховища становить 156,5 тис. м³/рік. Стік води з нагірних каналів здійснюється в балку Рассоловата [4].

Секція 1, що знаходилась в експлуатації в 1968-1983 рр., заповнена до проектних позначок відходами переробки уранової сировини і хімічних виробництв. У секції накопичено 19,0 млн. тонн відходів загальною активністю $7,1 \cdot 10^{14}$ Бк. Після припинення промислової діяльності в секцію 1 періодично подавалися відходи хімічного виробництва (у твердій фазі - фосфогіпс, у рідкій фазі - сольові розчини) з метою часткового попередження висихання та утворення сухих пилових пляжів. На кінець 2006 року площа пляжів наміву становила 72,3 га, водної поверхні – 18,4 га з середньою глибиною ставка 0,44 м. Після припинення подачі розчинів площа водної поверхні значно зменшилася і на 2016 рік вона становить біля 4 га [4]. Рекультивація секції не проводилася.

Друга секція хвостосховища «Сухачівське» введена в експлуатацію в 1983 році. З 1983 по 1991 рр. секцію 2 використовували для складування як відходів переробки уранової сировини, так і хімічного виробництва. Після припинення в 1991 році переробки уранової сировини секція 2 використовувалась для зберігання промислових відходів інших діючих виробництв проммайданчика ВО «ПХЗ» (відходи переробки урановміщуючої сировини, відходи переробки апатиту (фосфогіпс), відходи виробництва іонообмінних смол, відходи виробництва цирконію та гафнію, продувні води котельні, розчини після регенерації іонітних фільтрів хімічної водо підготовки тощо [4].

Проектна місткість заповнення чаші секції 2 становить 22,5 млн. м³. На даний момент вільний об'єм складає близько 14,8 млн. м³. Заповнення секції 2 хвостосховища в період з 1983 року по листопад 2005 року здійснювалося подачею з випусків наливних трубопроводів на різні ділянки хвостосховища. Як транспортний засіб використовувалася оборотна вода з секції 2. У 2005 році мережа пульпопроводів і оборотної води була демонтована. До червня 2007 року транспортування відходів здійснювалося автотранспортом у цистернах. Після того інспекція Державного Комітету ядерного регулювання України наклала заборону на розміщення відходів у секції 2 хвостосховища «Сухачівське». Площа водної поверхні, яка у 2006 році займала до 75% площі секції, нині також суттєво зменшилася і на 2016 рік вона становить біля 17% площі секції [4].

Сховище «База С» було створено у 1960 році для тимчасового складування та безпечного зберігання уранової сировини, що надходила на ВО «ПХЗ» залізничним транспортом [2].

Концентрати і кварцитові руди зберігалися в бункерах, а уранова сировина складалася на відкритому майданчику. Сировина, яка вміщувала уран, доставлялася із сховища «База С» на промисловий майданчик ВО «ПХЗ» залізницею. У 2006 році згідно проекту проведення реабілітаційних робіт з території «База С» було вивезено 20,0 тис. тонн уранової сировини, проведений демонтаж будівель і споруд, розташованих в північній частині «База С» і виконана рекультивация поверхні на площі 5,8 га [2].

Нині обсяг залишків уранової сировини, що знаходиться на території сховища, становить близько 70,0 тис. м³ (приблизно 130 тис. тонн). Весь цей обсяг зосереджений на площі близько 25 га. Сховище «База С» знаходиться в 14 км на південний схід від ВО «ПХЗ». Хвостосховище «Сухачівське» розташовано в 500 м на захід від сховища «База С».

Сховище «ДП-6» було створено після ліквідації доменної печі № 6 на Дніпровському металургійному комбінаті (ДМК), на якій проводилась виплавка чавуну з руди шахти «Першотравнева» (м. Кривий Ріг) із вмістом урану до 0,7%. У результаті плавки руди сталося радіоактивне забруднення конструктивних елемен-

тів домни і футеровки. Після демонтажу печі основний обсяг забрудненого матеріалу був вивезений на територію сховища «Бази С», покладений в земляну траншею розміром 200х32 м і глибиною 2-2,5 м і перекритий суглинками та незабрудненим ґрунтом. У сховищі ДП-6 знаходиться 40 тис. тонн (15 тис. м³) демонтованих уламків будівельних конструкцій, радіоактивного металобрухту і футеровки доменної печі № 6, загальною активністю $1,3 \cdot 10^{12}$ Бк. Сховище перекрито суглинком (товщина ~ 1 м) і чорноземом (товщина ~ 0,5 м) [2].

Відповідно до чинного законодавства та нормативно-правових актів з питань поводження з радіоактивними відходами [5,6,7] після закриття сховища має бути забезпечене зниження можливості несанкціонованого доступу до сховища. Для запобігання несанкціонованому заселенню територій, проведенню робіт, що можуть призвести до руйнування захисних бар'єрів інформація та обмеження вказуються на картах, які зберігаються у відповідних органах виконавчої влади та органі управління у сфері поводження з РАВ. Розділ 8 НД 306.604.95 [6] вимагає збереження інформації про місце знаходження сховища та про обмеження землекористування для окремих видів діяльності. Активний адміністративний контроль включає таку діяльність, як періодичні інспекції функціонування дренажної системи, ремонт огорож та знаків радіаційної небезпеки, заміну устаткування для моніторингу та видалення рослинності, яка може вплинути на безпеку сховища [6]. Також можуть провадитись роботи по запобіганню ерозії в результаті різкого погіршення погодних умов. Тривалість активного контролю не повинна перевищувати 300 років.

Чинними санітарними правилами [8,9,10] передбачається, що проведення після експлуатаційного моніторингу має бути передбачено проектом закриття сховища, який розробляє експлуатуюча організація.

Нині в Україні відсутні сховища для захоронення РАВ, які б у повному обсязі відповідно до вимог чинного законодавства пройшли стадію "закриття". Всі виведені з експлуатації і законсервовані сховища РАВ ВО «ПХЗ» згідно з [11,12] знаходяться у зоні суворого режиму контролю за їх станом. Постійний відомчий контроль стану сховищ ВО "ПХЗ" та радіаційний контроль здійснюється персоналом

державного підприємства «Бар'єр» (ДП «Бар'єр») у відповідності до ГОСТ 12.1.048-85 «Контроль радіаційний при захороненні РАВ», а охорона сховищ покладена на персонал Державного підприємства «38 відділ інженерно-технічних частин» (ДП «38 ВІТЧ»).

2.2. Аналіз радіаційної ситуації на хвостосховищах та прилеглих до них урбанізованих територіях

Хвостосховище «Західне»

Дані гамма-зйомки поверхні хвостосховища «Західне» показані на рис. 2.5.. Більшість території хвостосховища характеризується значеннями гамма-випромінювання потужністю 0,1-0,3 мкЗв/год., що відповідає фоновому рівню радіації [2, 3, 13].

Деякі «гарячі точки» дози гамма-випромінювання порядку 1,0 мкЗв/год. розташовані в південно-східному куті хвостосховища, де площа покрита порівняно тонким шаром асфальту.

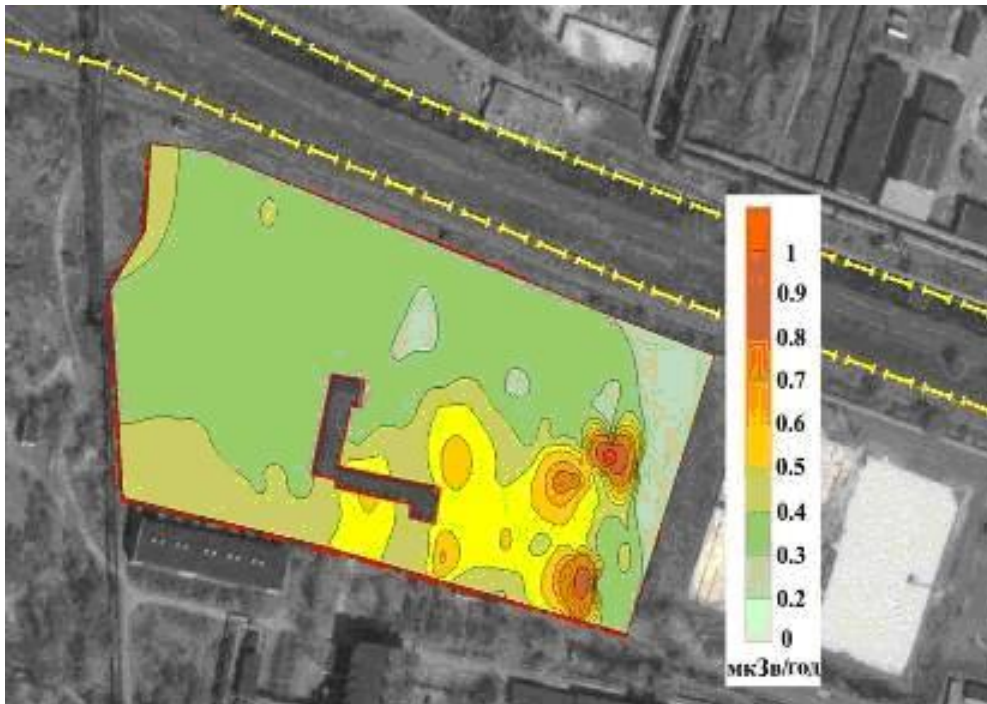


Рис. 2.5. Інтенсивність дози гамма-випромінювання (мкЗв/год.) на поверхні хвостосховища «Західне» [2].

У північно-західній частині хвостосховища, яке було покрито інженерним ґрунтовим покриттям, щільність потоку радону з поверхні (ексхалляція радону) знаходиться в межах 0,07-0,1 Бк/(м²·с). Це свідчить про те, що ґрунтовий покрив забезпечує необхідний захист атмосфери від радону. Більш висока ексхалляція спостерігається в південно-східному куті хвостосховища в зонах без ґрунтового покриття над тріщинами асфальту (6,1-7,6 Бк/(м²·с)) та уздовж північної дамби хвостосховища і східної частини дамби. Це, можливо, пов'язано з зонами ерозії схилів хвостосховища [13,14].

В залежності від погодних умов еквівалентна рівноважна об'ємна активність радону (ЕРОА) в повітрі над хвостосховищем становила від 25 до 240 Бк/м³, в той час, як середнє значення ЕРОА було близьке до 80±20 Бк/м³. Дуже високі концентрації радону (ЕРОА до 30 кБк/м³) спостерігалися в підвальних приміщеннях будівлі, яка розташована у верхній частині хвостосховища [14].

Концентрація радіонуклідів в атмосферних аерозолях у повітрі над хвостосховищем на порядок нижче допустимих меж і відповідає регіональним фоновим значенням. Це пояснюється тим, що поверхня хвостосховища покрита ґрунтом і асфальтовим покриттям та не має ділянок з відкритими радіоактивними матеріалами, що генерують атмосферні аерозолі [13, 14]

На хвостосховищі є два водоносних горизонти: так званий "техногенний" водоносний горизонт (тобто, водоносний горизонт у "техногенних відкладеннях") і водоносний горизонт в піщаних алювіальних відкладеннях і в тріщинуватій зоні основних гранітів. Техногенний водоносний горизонт являє собою високо розташований горизонт ґрунтових вод товщиною до 5 м, який з'являється час від часу протягом вологих років. Глибина цього водоносного горизонту коливається від 3,5 до 8 м. Техногенний водоносний горизонт поповнюється шляхом інфільтрації атмосферних опадів через покриття відходів. Вода з цього водоносного горизонту проникає до основного водоносного горизонту в алювіальних відкладах [15].

Відстань від поверхні до алювіального водоносного горизонту на хвостосховищі становить 21,5-21,9 м. Глибина до водоносного горизонту на півночі за хвостосховище в межах першої тераси Дніпра набагато менша (0,3-3,1 м). Дані моні-

торингу підземних вод показують інтенсивну міграцію урану до ґрунтових вод. Об'ємна активність урану доходять до 455 Бк/л у техногенному водоносному горизонті і до 710 Бк/л в моніторинговій свердловині алювіального водоносного горизонту нижче за течією. Підвищені концентрації урану в алювіальному водоносному горизонті нині спостерігаються уже в свердловинах, що розташовані приблизно в 150 м нижче за течією від хвостосховища (близько 50 Бк/л при нормі [16] 10 Бк/л).

Крім радіоактивного забруднення, ґрунтові води в техногенному та алювіальному водоносних горизонтах забруднено нітратами, хлором, сульфатами, натрієм і калієм, які перевищують допустимі концентрації в питній воді з коефіцієнтами від 10 до 100. Таке забруднення спостерігається і в зоні впливу хвостосховища нижче за течією [2, 3, 15].

Таким чином, найбільш важливим потенційним довгостроковим шляхом розповсюдження забруднення є міграція радіонуклідів в ґрунтових водах. Основним радіоактивним забруднювачем є уран (ізотопи ^{238}U і ^{234}U), які характеризуються високою рухливістю в ґрунтових водах. Результати моделювання показують, що концентрації урану нижче за течією обумовлені в першу чергу історичним забрудненням в період експлуатації сховища, коли великі обсяги стічних вод зливалися у хвостосховища. Отже, заходи з рекультивації, пов'язані з вилученням і перезахороненням матеріалу відходів хвостосховища в альтернативному сховищі не будуть ефективними для зниження концентрацій урану у водоносному горизонті протягом часового періоду до 1000 років [2, 3, 15]. Розрахункова довгострокова доза опромінювання приватного жителя, який використовує ґрунтові води для зрошення, становить при цьому 2,6 мЗв/рік. Основним шляхом впливу є споживання овочів з городів, що зрошуються забрудненими ґрунтовими водами.

Хвостосховище «Центральний Яр»

Дані гамма-зйомки поверхні хвостосховища «Центральний Яр» показані на рис. 2.6. Частина площі хвостосховища характеризується значеннями потужності дози гамма-випромінювання в 0,1-0,3 мкЗв/год., що відповідає фоновому рівню радіації. Однак, в центральних і північних районах хвостосховища присутній ряд

«гарячих точок», де потужності дози гамма-випромінювання досягають до 30-50 мкЗв/год [2, 3, 15].

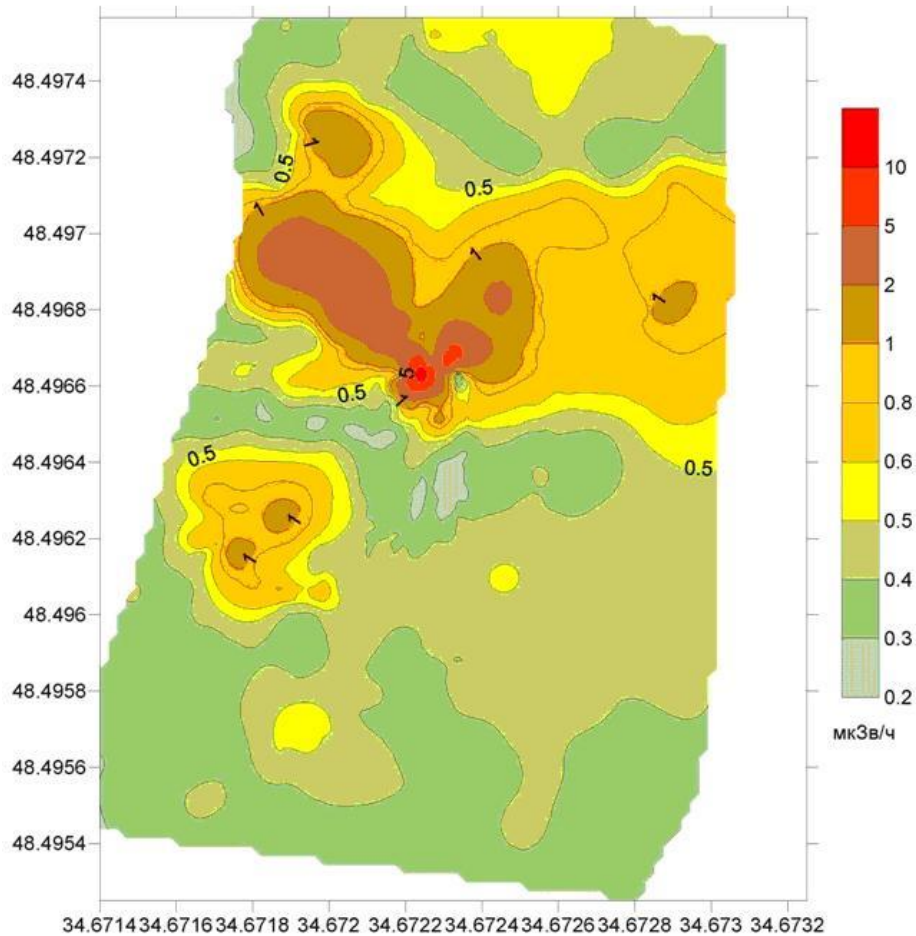


Рис. 2.6. Інтенсивність дози гамма-випромінювання (мкЗв/год.) на поверхні хвостосховища «Центральний Яр» [2].

Емісія радону з поверхні хвостосховища змінюється від 0,1-0,4 до 11-16 Бк/с·м². В багатьох місцях території хвостосховища, рівні емісії радону перевищують безпечну межу в 1 Бк/с·м², що може бути пов'язано з наявністю рослинності і порушенням верхнього шару ґрунту корінням дерев. Це хвостосховище розглядається як пріоритетний об'єкт для рекультивації з точки зору необхідності видалення рослинності і відновлення ґрунтового покриття [15].

ЕРОА над хвостосховищем змінюється від 70 до 620 Бк·м⁻³, при середньому значенні близько 220-260 Бк·м⁻³. Концентрація радіонуклідів в атмосферних аеро-

золях у повітрі над хвостосховищем на порядок нижче допустимих меж і відповідає регіональним фоновим значенням.

Дані моніторингу ґрунтових вод для хвостосховища свідчать про міграцію урану в ґрунтові води. Тим не менш, міграція менш інтенсивна, ніж з хвостосховища «Західне». Підвищені концентрації урану спостерігаються тільки в алювіальному водоносному горизонті безпосередньо нижче хвостосховища. Максимальна виявлена об'ємна активність урану становить близько 20 Бк/л [2, 3, 15].

Крім радіоактивного забруднення, спостерігається забруднення ґрунтових вод хімічними речовинами в зоні впливу хвостосховища. Ґрунтові води в алювіальному водоносному горизонті забруднені нітратами, сульфатами, амонієм і іонами заліза, що перевищують допустимі концентрації в питній воді, практично в 10 разів. Порівняння складу ґрунтових вод вище за течією і нижче за течією від хвостосховища ясно показує, що джерелом хімічного і радіоактивного забруднення є хвостосховище [2, 15].

Аналіз транспортування урану в ґрунтових водах з хвостосховища «Центральний Яр» до річки Коноплянка був проведений в 2014 році [2]. За прогнозами моделювання максимальні концентрації урану в ґрунтових водах в зоні розгрузки до річки Коноплянка оцінюються в 7 Бк/л. Тому концентрація урану в ґрунтових водах від хвостосховища «Центральний Яр» до річки Коноплянка не представляє значних радіологічних ризиків для населення.

Хвостосховище «Південно-Східне».

До покриття хвостосховища інженерним ґрунтовим покриттям, потужність дози гамма-випромінювання на поверхні змінювалася від 0,30 до більш ніж 30 мкЗв/год. з численними «гарячими точками» радіоактивності. Після встановлення ґрунтового покриття в 2009 році потужність дози гамма-випромінювання по всій площі була знижена до 0,2 - 0,3 мкЗв/год.

Екسخалія радону-222 з поверхні відходів від 0,02 до 0,28 Бк/м²·с·ЕРОА над хвостосховищем змінюється в діапазоні від 20 до 93 Бк/м³ [3, 17].

Дані моніторингу ґрунтових вод для хвостосховища свідчать про незначну міграцію радіонуклідів з тіла хвостосховища в ненасичену водою зону та в ґрун-

тові води, це пов'язано з тим, що відходи складувалися в сухому стані (а не методом гідравлічного заповнення у вигляді пульпи). Аналіз і порівняння даних за хімічним складом ґрунтових вод у спостережних свердловинах вище і нижче течії не надали доказів, що хвостосховище є джерелом забруднення хімічними речовинами ґрунтових вод [3, 17]. Таким чином і дані моніторингу підземних вод, і розрахунки показують, що заскладовані в хвостосховищі відходи являють собою відносно безпечний об'єкт по відношенню до ризику забруднення ґрунтових вод.

Хвостосховище «Дніпровське».

Більша частина території хвостосховища, яка покрита фосфогіпсом, характеризується потужністю дози гамма-випромінювання 0,1-0,4 мкЗв/год., що відповідає рівням фонового випромінювання на прилеглих територіях. У північно-західному районі хвостосховища, де відсутній шар фосфогіпсу, присутні місцеві гарячі плями із збільшенням потужності дози до 0,5-4,5 мкЗв/год [3, 18, 19].

Подібна ситуація спостерігається на сховищі і відносно емісії радону з поверхні хвостосховища. Значний відсоток площі хвостосховища характеризується ексхалцією радону-222 в діапазоні від 0,1 до 0,8 Бк/м²·с. Проте в деяких «гарячих точках» в північно-західному районі хвостосховища, ексхалція радону-222 збільшується до 1,3-2,6 Бк/м²·с [18].

Концентрація радіонуклідів в атмосферних аерозолях у повітрі над хвостосховищем на порядок нижче допустимих меж і відповідає регіональним фоновим значенням.

Дослідження ґрунтових вод хвостосховища виявили їх значне забруднення радіонуклідами та токсичними хімічними речовинами у зоні впливу хвостосховища. Серед радіонуклідів найбільше забруднення спричиняє уран, який має найвищу рухливість в ґрунтових водах в порівнянні з іншими радіонуклідами. Об'ємна активність урану в техногенному водоносному горизонті в основному знаходяться в діапазоні 5-40 Бк/л з максимальною активністю 325 Бк/л. Об'ємна активність урану в алювіальному водоносному горизонті досягає 20 Бк/л. Зона забруднених відкладень товщиною 2-3 м сформувалась нижче хвостосховища в алювіальному водоносному горизонті внаслідок міграції радіонуклідів [2, 3, 18].

Крім радіоактивного забруднення, в зоні впливу хвостосховища спостерігається забруднення ґрунтових вод хімічними речовинами. Ґрунтові води в техногенному та алювіальному водоносних горизонтах забруднені нітратами, хлором, сульфатами, фосфатами, залізом, натрієм і амонієм, які значно перевищують допустимі концентрації в питній воді. Загалом, хвостосховище характеризується дуже складною геохімією ґрунтових вод у зв'язку з історичною мінливістю хімічного складу потоків похованих відходів, а також через вплив прилеглих ділянок промислових відходів [2, 18].

Аналіз транспортування ґрунтових вод хвостосховища до алювіального водоносного горизонту і р. Дніпро був проведений в 2009 р [2]. За результатами моделювання, уран є найбільш мобільним радіонуклідом у ґрунтових водах. Тим не менш, транспортування урану ґрунтовими водами до Дніпра з хвостосховища не представляє значного ризику забруднення поверхневих вод за рахунок: низької швидкості міграції радіонуклідів в ґрунтових водах (максимальний потік фільтрації урану оцінюється приблизно через 2000-4000 років) і (2) значного розбавлення потоків фільтраційних вод з хвостосховища поверхневими водами р. Дніпро. Приріст максимальної довгострокової концентрації урану у Дніпрі, через міграцію ґрунтових вод з хвостосховища «Дніпровське», за оцінками складає тільки $2 \cdot 10^{-4}$ Бк/л.

Моделювання процесу міграції ґрунтових вод були також проведені для ряду сценаріїв рекультивації хвостосховища, таких як покриття території хвостосховища інженерним ґрунтовим покривом і вилучення та повторне поховання хвостів матеріалів хвостосховища в іншому місці. Ефект міграції урану з хвостосховища у р. Дніпро для змодельованих сценаріїв показаний на рис. 2.7. Заходи з рекультивації призведуть до приблизно двократного зменшення надходження урану у Дніпро в порівнянні з базовим варіантом. Причому протягом перших 2000 років розглянуті заходи з рекультивації практично не впливають на міграцію урану в р. Дніпро. Тому земляні роботи та повторна утилізація хвостів не є ефективними заходами, щоб обмежити міграцію радіонуклідів з хвостосховища в річку Дніпро, Це пояснюється тим, що основним джерелом міграції радіонуклідів протягом на-

ступних 2000 років буде зона забруднених відкладень у водоносному горизонті нижче хвостосховища. Це джерело було сформовано ще в період експлуатації через великі обсяги стічних вод які надходили в хвостосховище [2].

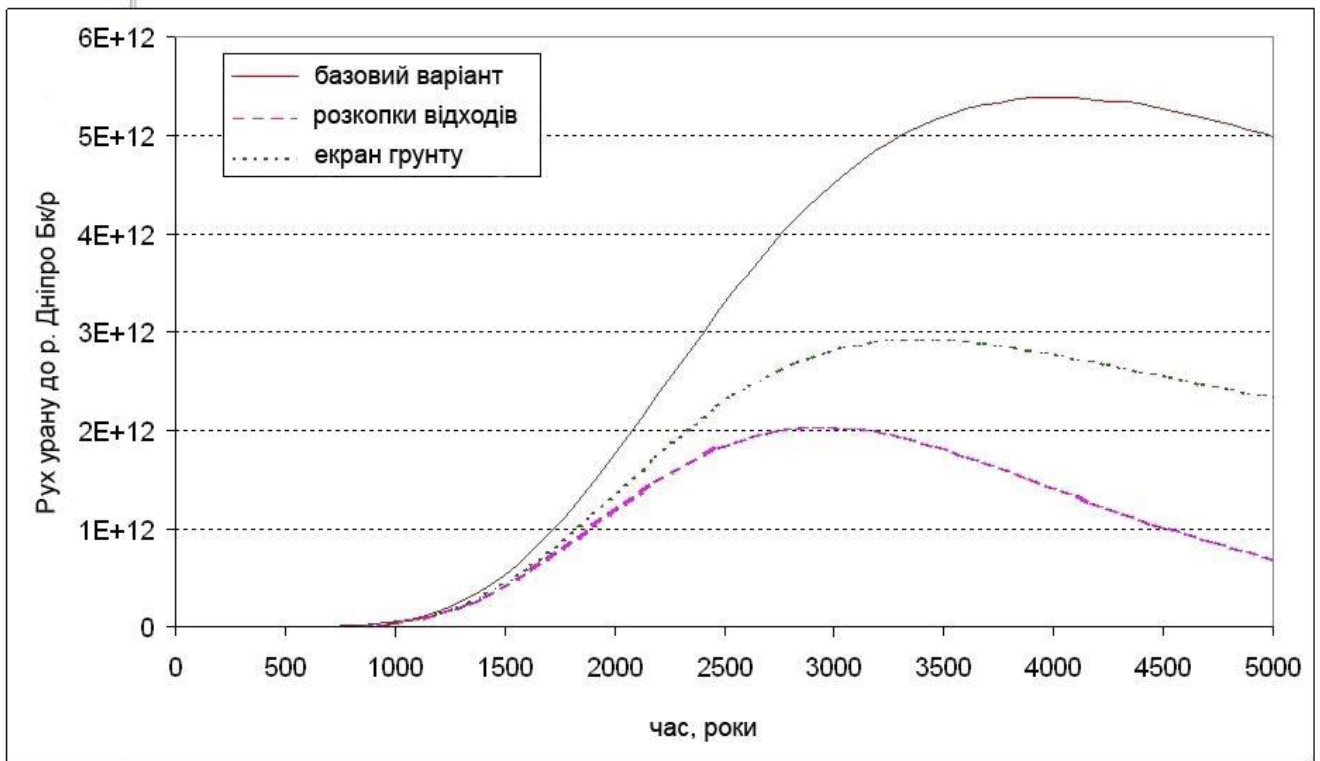


Рис. 2.7. Транспортування урану з хвостосховища «Дніпровське» до р. Дніпро для різних змодельованих сценаріїв рекультивациі [2].

Хвостосховище «Сухачівське».

Потужність еквівалентної дози γ -випромінювання над поверхнею відходів секції 1 змінюється в низовій частині від 0,3 до 4,1 мкЗв/год., у верхів'ї 0,6 - 4,4 мкЗв/год., і становить у середньому по секції $1,9 \pm 0,6$ мкЗв/год [20, 21].

Площа наміву секції 1 хвостосховища становить 906,8 тис. м². Ексхаляція радону-222 з поверхні хвостів становить від 0,03 до 3,2 Бк/м²·с. Річне надходження радону з поверхні хвостосховища становить $1,86 \cdot 10^{13}$ Бк. ЕРОА над поверхнею зволужених хвостів змінюється в діапазоні від 40 до 80 Бк/м³.

Відносно низькі значення рівні ЕРОА в повітрі на даній території можна пояснити значним зволоженням хвостів. За межами хвостосховища (на відстані 100-

200 м) ЕРОА спостерігалися на рівні 20-60 Бк·м⁻³. На осушених бортах хвостосховища (наприклад, в районі південно-східного кута) на відстані 450-500 м від авто-траси ЕРОА в повітрі визначалися в діапазоні 150-365 Бк·м⁻³, а максимальні значення спостерігалися на осушених ділянках пляжів хвостосховища, які доходили до 850 Бк·м⁻³ [20, 21].

Потужність еквівалентної дози γ -випромінювання над поверхнею відходів секції 2, сформованих з нерадіоактивного матеріалу становить 0,12-0,26 мкЗв/год., а на поверхні пляжів в місцях виходу радіоактивних відходів на поверхню сховища підвищується до 10 мкЗв/год. [21, 22]. На поверхні сухих пляжів секції 2 хвостосховища на південно-східному березі водойми виявлено осередок потужного радіаційного забруднення. Візуально осередок виглядає як смітник виробничих відходів, що складається з іржавих металевих ємностей, наповнених відпрацьованою фільтротканиною і окремих куп фільтротканини. На купі фільтротканини висотою 0,5м значення потужності еквівалентної дози складає 37,9 мкЗв/год., при цьому найдена точка зі значенням потужності еквівалентної дози 171 мкЗв/год. [21, 22].

Площа наміву секції 2 хвостосховища становить 698,8 тис. м². Ексхаляція радону-222 з поверхні хвостів секції 2 становить від 0,002 до 0,007 Бк/м²·с. Річне надходження радону з поверхні секції 2 хвостосховища становить $2,8 \cdot 10^{11}$ Бк. ЕРОА на межі цієї секції хвостосховища складають від 9 до 20 Бк/м³, причому основний внесок у ці значення вносить виділення радону з поверхні секції 1 [21, 22].

Площа сухих пляжів наміву, що є джерелами вітрового виносу пилу, становить 723,2 тис. м² для секції 1 і 393,2 тис. м² для секції 2.

Згідно [2, 4] прогнозний річний валовий викид пилу з поверхні відходів хвостосховища може скласти 61,8 т/рік. Поверхневий шар відходів, схильних до вітрової розносу, характеризується наступним хімічним складом (за основними компонентами):

- 1 секція: CaSO₄ - до 57,0 %; SiO₂ - до 53,5 %; Al₂O₃ - до 12,7 %;
- 2 секція: CaSO₄ - до 70,0 %; SiO₂ - до 3,46 %.

Валовий викид за основним компонентами, що входять до складу заскладованих відходів, оцінюється [2, 4]:

- 1 секція: пил неорганічний SiO_2 (70-20 %) - 29,6 т/рік; сульфат кальцію - 16,9 т/рік; оксид алюмінію - 3,8 т/рік;

- 2 секція: пил неорганічний SiO_2 (<20 %) - 32,2 т/рік; сульфат кальцію - 22,5 т/рік.

Максимальна об'ємна активність радіонуклідів (урану-238 та радію-226) в аерозолях у повітрі в районі розташування хвостосховища спостерігалась біля осушених ділянок пляжів, де їх активність суттєво перевищувала фонові показники і допустимі значення для населення (до 200 раз) та персоналу (в 3 рази) [2, 4].

Розрахунки вітрового перенесення пилу при несприятливих умовах від пляжів хвостосховища «Сухачівське» та його впливу на населені пункти Таромське та Горького, показали, що при вітрі 12 м/с максимальні інтегральні інгаляційні дози в цих населених пунктах складають до 85-100 мкЗв за 5 діб [2].

В межах території хвостосховища питома об'ємна активність урану і радіонуклідів уранового ряду в ґрунтових водах лесового та неогенового горизонту не перевищує допустимі концентрації, встановлені для питної води для жителів категорії Б [23]. Проте навколо хвостосховища на відстані від 50 до 700 м утворилася зона хімічного забруднення. У межах цієї зони вміст деяких макро- і мікрокомпонентів перевищує ГДК і їх фонові показники більше ніж в 10 разів [21].

Сховище «База С»

Нині «База С» є джерелом радіоактивного забруднення навколишнього середовища через наявність залишків сировини урану, вітрового розносу пилу руди і міграції радіоактивних і хімічних речовин. Це обумовлює негативний вплив на навколишнє середовище і людей, що живуть в прилеглих районах.

Наявність радіоактивних елементів у ґрунтах території обумовлено характером використання в якості проміжного сховища уранової сировини та умовами її транспортування й зберігання. За даними радіоекологічного моніторингу активність радіонуклідів у верхньому шарі ґрунту «Бази С» складала: U-238 від 1200 до 5500 Бк/кг; Ra-226 від 1500 до 6500 Бк/кг; Pb-210 від 1800 до 6500 Бк/кг [2, 20].

За результатами дозиметричної гамма-зйомки значення потужності експозиційної дози γ -випромінювання над поверхнею сховища змінюються від 0,14 до 17,1 мкЗв/год. На окремих незначних за площею ділянках були виявлені максимальні рівні гамма-випромінювання до 24,2 мкЗв/год. [2, 20].

Радіоактивне забруднення атмосферного повітря в районі сховища обумовлено ексхалляцією радону-222 та неорганізованими газопиловими викидами радіоактивних речовин з поверхні об'єкта. Ексхалляція радону-222 з поверхні сховища знаходиться в межах від 0,05 до 29,5 Бк/м²·с, при середньому значенні 2,9 Бк/м²·с. ЕРОА над поверхнею сховища змінюється в діапазоні від 80 до 386 Бк/м³, при середньому значенні 171,5 Бк/м³ [2, 20].

Розрахунки вітрового перенесення пилу при несприятливих умовах з поверхні сховища «База С» та його впливу на населені пункти Таромське, Сухачівка та Горького, показали, що при вітрі 12 м/с максимальні інтегральні інгаляційні дози в цих населених пунктах складають до 50-70 мкЗв за 5 діб [2].

Радіохімічний склад ґрунтових вод формується за рахунок інфільтрації атмосферних опадів у лесових супісках і суглинках. Потік ґрунтових вод спрямований на захід і південний захід у бік балки Рассоловата. Нині питома активність радіонуклідів в ґрунтових водах в районі сховища і сел. Горького не перевищує нормативів [23] по допустимому їх значенні у воді для населення.

2.3. Оцінка соціально-економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ»

Питанням щодо оцінки соціально-економічних наслідків захоронення відходів, теоретико-методологічні, методичні та прикладні еколого-економічні, соціально-економічні та інвестиційні аспекти проблем, пов'язаних із їх накопиченням, зберіганням та захороненням присвячені наукові праці багатьох відомих учених таких як: Piontek В. [25], Александрова И.А. [26], Данилишина Б.М.[27], Губанової Е.Р.[28, 29], Прокопенка О. В. [30] та ін.

Відзначаючи істотні науково-практичні напрацювання в досліджуваній галузі, необхідно зауважити, що до цього часу в Україні недостатньо дослідженні і опрацьовані питання, пов'язані з оцінкою соціально-економічних наслідків захоронення відходів на урбанізованих територіях. В першу чергу це відноситься до економічної оцінки наслідків, пов'язаних з накопиченням радіаційно-небезпечних відходів, яка б враховувала як екологічну так і соціальну та економічну складові та сприяла вибору та реалізації економічно обґрунтованих рішень щодо подальшого поводження з наявними сховищами цих небезпечних відходів.

Виконаний нами аналіз впливу радіаційно-небезпечних речовин на населення та довкілля, а також наявної радіаційної ситуації на хвостосховищах та прилеглих до них урбанізованих територіях, показує, що захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях спричинило появу різноманітних соціальних наслідків [31, 32]. При їх аналізі доцільно виділити соціально-психологічні, медико-біологічні та соціально-екологічні компоненти (рис. 2.7).

Соціально-психологічні компоненти в першу чергу пов'язані з виникненням у населення, яке проживає в районах прилеглих до сховищ радіаційно-небезпечних відходів чи в місцях, які можуть потрапити до зони радіаційного забруднення внаслідок можливих аварій на сховищах, почуття тривоги за своє майбутнє та майбутнє своїх дітей. Це спричиняє порушення комфортності проживання, призводить до зниження цінності земель, житла та інших господарських об'єктів на таких територіях. Мешканці таких територій часто намагаються слідувати прикладам інших в тому числі в питаннях зміни місця проживання на більш комфортне, чи виведення різних об'єктів господарювання з територій прилеглих до сховищ РАВ.

Світовий досвід вирішення проблем, пов'язаних з захороненням відходів РАВ, показує, що спілкування з різними учасниками програм охорони довкілля є досить складним [33]. Обговорення цих питань, особливо загроз, які обумовлені впливом радіації породжує певні побоювання. Ці загрози здаються неясними і не піддаються кількісному визначенню. Люди відчують, що не можуть контролювати ситуацією, їм стає складно сприймати та аналізувати інформацію.

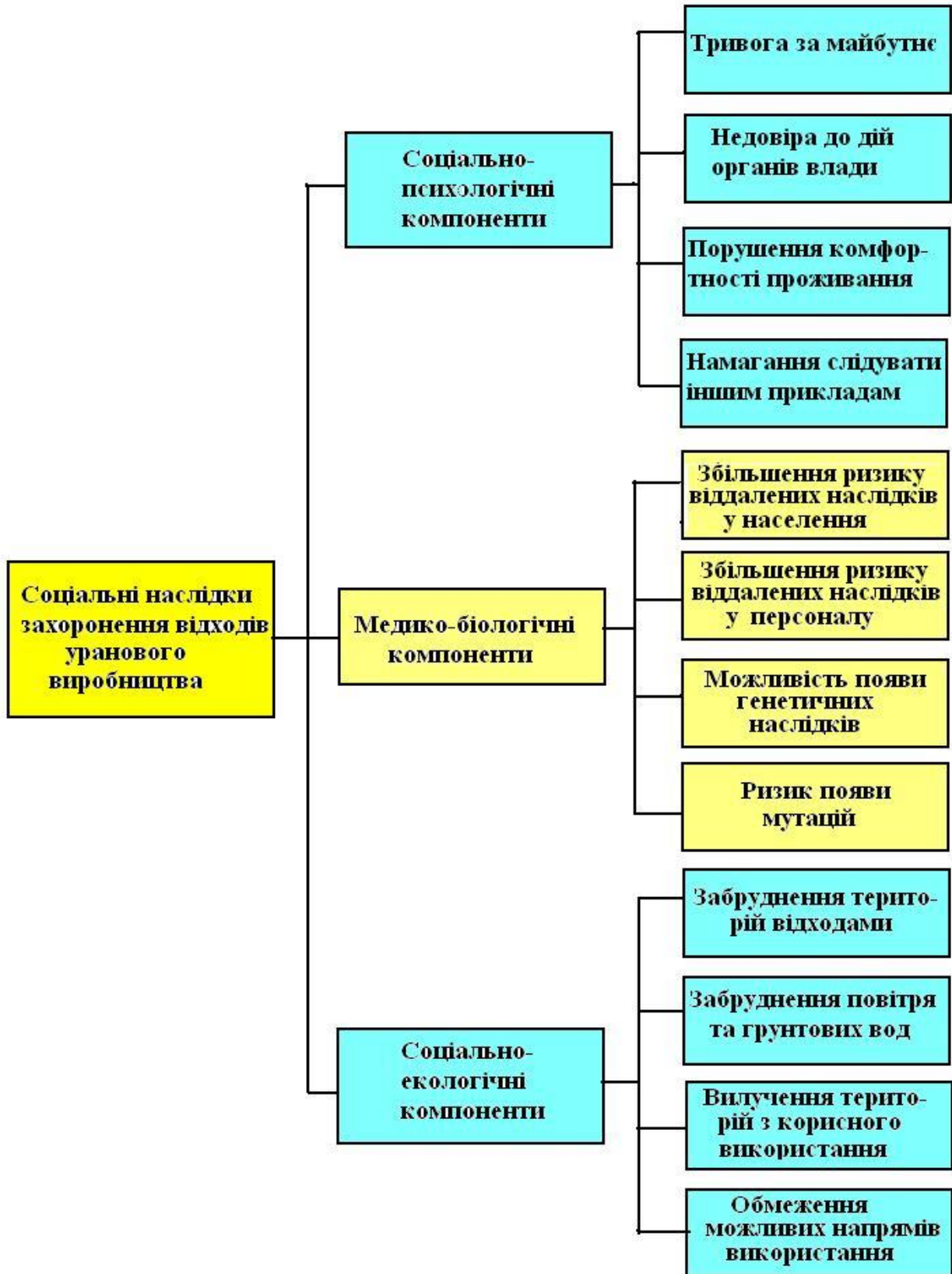


Рис. 2.7. Соціальні наслідки захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях (розробка автора)

Така ситуація часто призводить до того, що соціальна складова у прийнятті рішень часто домінує над радіологічною доцільністю і уряди країн, які постраждали від радіаційних аварій або спадщини уранового виробництва, приймали рішення незалежно від реально визначених показників радіаційного забруднення, виходячи з міркувань соціального захисту або просто здорового глузду комфортності проживання на забруднених територіях [33].

Слід відзначити, що в Україні (особливо після Чорнобильської катастрофи) виник дефіцит довіри громадськості до заходів, які пропонують органи влади чи спеціалісти з питань безпечного поводження з радіоактивно забрудненими відходами. Досить поширеною є думка про те, що вирішення проблем відходів в інтересах держави не принесе користі мешканцям територій прилеглих до сховищ РАВ. Окрім того, багато людей, які проживають на проблемних територіях, надає перевагу отриманню певних грошових або соціальних компенсацій на противагу реалізації коштовних реабілітаційних заходів, оскільки вони не вірять в те, що виділені кошти будуть ефективно використані, а якість життя покращиться.

З метою кількісної оцінки розглянутих соціальних наслідків нами були проведенні вибіркові опитування мешканців м. Кам'янське, що проживають в житлових районах на заході та півдні від ВО «ПХЗ», стосовно їх відношення до наявних сховищ РАВ та вивчена ситуація з на вторинному ринку житла та зі спорудженням нових об'єктів [31]. Опитування показало, що кожен 2-й мешканець(а серед осіб віком до 30 років практично 75%) мають бажання при можливості змінити місце проживання, серед мешканців лише 20-25% задоволені місцем проживання;. Тих осіб, що впевнені у відсутності негативного впливу сховищ РАВ на населення та довкілля, виявилось лише 10-15%, а решта впевнена в зворотному. Позитивно оцінюють дії органів влади по попередженню шкідливого впливу відходів уранового виробництва біля 20% опитаних, а оцінка решти – негативна. Вартість житла на вторинному ринку за подібних умов як правило на 20 – 35 відсотків нижче ніж в інших контрольних місцях. При цьому і обсяги нового будівництва в цих районах практично на 50% менші в порівнянні з іншими районами проживання.

Слід відмітити, що на зазначені показники впливає не тільки наявність сховищ РАВ, а і негативний вплив на довкілля інших великих промислових підприємств, які розміщені в цій промисловій зоні.

Медико-біологічні компоненти соціальних наслідків пов'язані з шкідливим впливом радіоактивних відходів на персонал, який здійснює охорону та контроль стану сховищ РАВ, а також на населення, що проживає в зоні підвищеної (відносно фонових значень для даної місцевості) потужності еквівалентної дози γ -випромінювання, місцях радіоактивного забруднення атмосферного повітря внаслідок ексхаляції радону-222 та неорганізованих газопилових викидів радіоактивних речовин з поверхні сховищ, і використовує ґрунтові води для пиття та зрошення городів з підвищеним вмістом радіоактивних ізотопів. Певною мірою цей вплив пов'язаний також з недостатньо вивченим і оціненим впливом сховищ РАВ на компоненти рослинного і тваринного світу, що ростуть чи мешкають на радіаційно-забруднених територіях.

Цей вплив в першу чергу проявляються у збільшенні ризику виникнення ракових захворювань та інших віддалених негативних подій внаслідок опромінювання указанного персоналу та населення додатковими (до фонових) дозами іонізуючого випромінювання, можливістю появи генетичних наслідків у наступних поколіннях персоналу та населення, а також не виключеним ризиком появи різноманітних мутацій серед людей тварин та рослин під дією цих випромінювань.

Нині дати кількісну оцінку цієї складової наслідків практично неможливо, оскільки на ризик виникнення віддалених наслідків у персоналу та населення, яке проживає в зоні впливу сховищ РАВ (критична група), суттєво більший вплив має хімічне забруднення довкілля обумовлене викидами шкідливих речовин працюючими в промисловій зоні великими промисловими підприємствами (два металургійні заводи, коксохімічний завод, завод «Дніпроазот»), а також чисельними меншими підприємствами. В такому випадку оцінки ризиків мають бути комплексними і враховувати весь комплекс негативних ефектів на здоров'я людей.

Керуючись рекомендаціями Міжнародної комісії з радіологічного захисту [34], згідно яких при оцінці канцерогенного ризику іонізуючих випромінювань в

біляпороговому діапазоні слід використовувати лінійно-безпорогову залежність (рис. 1.4), можна лише досить умовно оцінити можливу вірогідність підвищення ризику виникнення віддалених наслідків у критичної групи населення внаслідок додаткового опромінення від сховищ РАВ. Так, виходячи з лінійної безпорогової залежності, при значенні фонові річної дози 3 мЗв/рік додаткове опромінення дозою 1 мЗв/рік, призведе до збільшення вірогідності виникнення віддалених наслідків у критичної групи населення на 25%. У випадку виникнення серед 20 тисяч мешканців м. Кам'янське, що проживають в житлових районах на заході та півдні від ВО «ПХЗ», трьох випадків ракових захворювань на рік, обумовлених впливом фонові дози іонізуючих випромінювань, додаткове опромінення зазначеною дозою призведе до появи одного додаткового випадку захворювання на рік.

Нині у таких промислово насичених регіонах як м. Кам'янське однозначно ідентифікувати причину виникнення ракових захворювань у населення неможливо, а враховуючи незначні додаткові дози опромінення, та те, що застосування лінійно-безпорогової залежності для оцінки канцерогенного ризику призводить до сильно завищених результатів в порівнянні з фактичними, можна вважати, що збільшення ризику виникнення ракових захворювань та інших віддалених негативних подій внаслідок опромінювання персоналу та населення додатковими дозами за безаварійних умов експлуатації сховищ РАВ є несуттєвим. Тому в подальшому при аналізі цю складову наслідків впливу відходів уранового виробництва за безаварійних умов можна не враховувати. Проте ситуація може змінитися при виникненні аварійних викидів чи витоків радіаційно-небезпечних речовин зі сховищ, тому для таких умов це питання потребує окремого дослідження.

Соціально-екологічні компоненти наслідків пов'язані з забрудненням значних територій радіоактивними відходами уранового виробництва, забрудненням повітря та ґрунтових вод радіоактивними речовинами, а також вилученням значних площ земної поверхні з господарського використання чи обмеженням можливих напрямів їх використання.

Площа зайнята радіоактивними відходами ВО «ПХЗ» становить 270 га, а з врахуванням площ, які використовуються під дамби, як захисні зони, для прокла-

дення маршрутів з метою організації охорони сховищ площа земної поверхні нині виведена з господарського використання становить більше 500 га [3].

Сховища «Західне», «Центральний яр» та «Південно-східне» розміщені безпосередньо на території ВО «ПХЗ». Загальна площа сховищ становить біля 10 га. Це чисто промислова зона яка насичена транспортними та енергетичними комунікаціями і могла б знайти використання для розміщення об'єктів, будівель та споруд промислового призначення. Проте, зважаючи на можливість значного накопичення радону-222 в приміщеннях збудованих на території сховищ, обумовлений його ексхаляцією з радіоактивних відходів, розміщення будівель на цих територіях недопустиме. Так, гаражі та складські приміщення, які були побудовані в південно-західній частині хвостосховища «Західне» після припинення його експлуатації, були демонтовані із-за значного накопичення радону-222 в приміщеннях [2]. Намагання використати територію сховища «Центральний яр» як рекреаційну зону, призвело до порушенням верхнього шару ґрунту корінням дерев, що супроводжується підвищенням ексхаляції радону-222. Нині коріння дерев досягають тіла хвостосховища, що може призвести до акумуляції в рослинній біомасі радіонуклідів, які зберігаються в сховищі [15]. Тому таке використання території сховищ також є недопустимим і нині назріла необхідність видалення рослинності і відновлення ґрунтового покриття на території сховища, та вирішення питань стосовно можливих напрямів використання території зазначених сховищ.

Сховище «Сухачівське» (з площею 150 га зайнятою відходами) знаходиться серед цінних земель сільськогосподарського призначення. Замість корисного використання за призначенням, ці площі нині є джерелом подальшого забруднення довкілля радіоактивними речовинами шляхом перенесення аерозолів, а також джерелом забруднення ґрунтових вод радіоактивними речовинами.

При оцінці економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях доцільно виділити чотири однорідні групи витрат і втрат до яких призвели, чи здатні в подальшому призвести наявні сховища радіоактивних відходів, які представлені на рис. 2.8 [32].

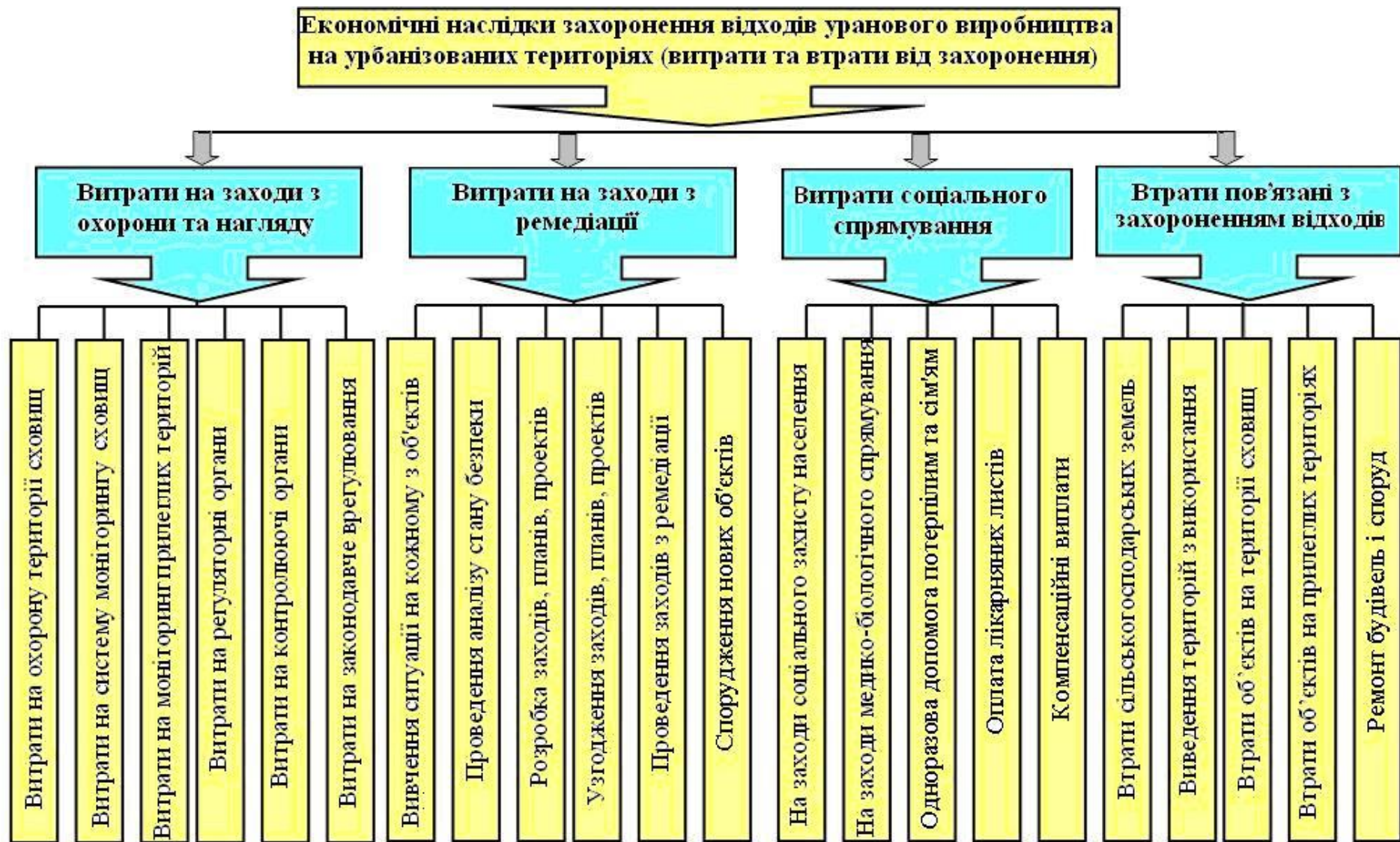


Рис. 2.8. Економічні наслідки захоронення відходів уранового виробництва (розробка автора)

До зазначених груп витрат і втрат відносяться: витрати на заходи з охорони та нагляду за станом сховищ РАВ; витрати на заходи, спрямовані на приведення сховищ до безпечного стану та зменшення їх шкідливого впливу на довкілля; витрати соціального спрямування; втрати, пов'язані з захороненням відходів РАВ.

При аналізі зазначених груп витрат і збитків у вартісній формі доцільно виділити та оцінити:

- фактичні витрати та збитки, які на нинішній період часу виникли внаслідок забруднення навколишнього природного середовища відходами РАВ;

- прогнознi витрати та збитки (витрати майбутніх періодів), які можуть бути в майбутньому через забруднення навколишнього середовища відходами РАВ.

Крім того, для оцінки ефективності заходів, спрямованих на захист довкілля від негативного впливу сховищ з відходами РАВ, доцільно проаналізувати такі складові витрат як:

- ліквідовані витрати та збитки - це та величина витрат, на яку було зменшено фактичні витрати та збитки завдяки здійсненню реабілітаційних заходів;

- відвернені витрати та збитки, які розглядаються як результат зниження прогнозних витрат і збитків внаслідок проведення заходів із захисту довкілля.

Необхідність здійснення охорони та нагляду за станом сховищ РАВ обумовлює наступні витрати: на охорону території сховищ, на систему моніторингу території сховищ та прилеглих до них територій, на регуляторні та контролюючі органи та на законодавче врегулювання питань, пов'язаних необхідністю охорони та нагляду за станом сховищ. Серед зазначених витрат до прямих витрат, які можна обрахувати в грошовому вигляді за результатами бухгалтерської звітності [35, 36], відносяться витрати на охорону території сховищ, а також на систему моніторингу сховищ та прилеглих до них територій.

Для охорони сховищ наказом Міністра палива і енергетики України від 09.04.2004 р. №188 було створене ДП «38 ВІТЧ». В повному обсязі охорона усіх сховищ здійснюється починаючи з 2009 року. Чисельність працівників ДП «38 ВІТЧ» з роками змінювалась, максимальна чисельність працівників була у 2011 році і становила 350 осіб, у тому числі 210 осіб, які безпосередньо здійснювали

патрулювання по периметру сховищ [3]. Постійний відомчий контроль стану сховищ ВО "ПХЗ" та радіаційний контроль здійснюється персоналом створеного Міністерством палива та енергетики у 2001 році Державного підприємства «Бар'єр» (ДП «Бар'єр»). Це підприємство відповідає за моніторинг радіаційної обстановки, рекультивацію уранових хвостосховищ та інших радіоактивно забруднених об'єктів колишнього ВО «ПХЗ». До 2001 року радіаційний контроль на промайданчику ВО «ПХЗ» здійснювала лабораторія «D».

Охорона сховищ та контроль їх стану здійснюються за рахунок коштів державного бюджету України через Міністерство енергетики та вугільної промисловості України. З часу прийняття усіх сховищ під охорону (2009 рік) до 2016 року витрати, передбачені державним бюджетом України [37-45] на захист об'єктів змінювались від 22634 тис. грн у 2010 році до 56467,5 тис. грн у 2011 році. Всього за період з 2009 по 2016 роки зазначені витрати склали біля 226,1 млн. грн. З врахуванням офіційних даних Мінфіну України відносно індексу інфляції за цей період часу [46] сума зазначених витрат, приведених до цін на кінець 2016 року, складає 453 млн. грн.

Витрати на регуляторні, контролюючі органи та законодавче врегулювання питань пов'язаних з захороненням відходів уранового виробництва є непрямими і їх складно підрахувати у грошовому виразі. Нині регуляторні та контролюючі функції по відношенню до об'єктів де зберігаються відходи уранового виробництва здійснюють Міністерство енергетики та вугільної промисловості України та регіональні підрозділи Міністерства екології та природних ресурсів України, Державної служби України з надзвичайних ситуацій, Державної екологічної інспекції, Державної служби України з питань праці, Державної інспекції ядерного регулювання та ін. Багато уваги цим питанням приділяють також органи місцевого самоврядування, місцеві державні адміністрації та чисельні громадські неурядові організації. Виділити з загальних обсягів фінансування зазначених органів управління та громадських організацій ту частину витрат, що обумовлена наявністю сховищ відходів уранового виробництва практично неможливо, але без сумніву вирішення зазначених питань відволікає увагу і значні обсяги ресурсів, які

могли б бути задіяні для вирішення інших важливих питань регіонального розвитку.

Те ж саме відноситься і до законодавчого врегулювання питань пов'язаних з захороненням відходів уранового виробництва. Розробка і прийняття законів та відповідних нормативно-правових актів, а також внесення змін та доповнень до них, є досить кошовною процедурою. Це стосується як вже прийнятих законів та нормативно-правових актів, розглянутих нами в попередньому розділі, так і тих, розробка та прийняття яких передбачені в майбутньому.

Нині в Україні, ряд законодавчих та нормативних документів, що стосуються колишніх уранових об'єктів, до сих пір знаходяться в стадії розробки. В останні роки було розроблено кілька нормативних документів, які до сих пір не були офіційно схвалені. Так розроблений Проект програми приведення в безпечний екологічний стан уранових об'єктів виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» на період з 2014 по 2020 рр. так і не був прийнятий. Крім того існує низка задач пов'язаних з поєднанням старих (радянського періоду) і нових нормативно-правових актів, які ще не узгоджені між собою.

Основна частина витрат на приведення сховищ уранового виробництва в екологічно безпечний стан відноситься до прямих, які можна обрахувати в грошовому вигляді. Для позначення сукупності заходів, спрямованих на ці цілі, в науковому середовищі нині все частіше знаходить використання поняття «ремедіація» [47]. Відповідно до глосарія з безпеки МАГАТЕ під терміном «ремедіація» стосовно навколишнього природного середовища необхідно розуміти будь-які заходи, спрямовані на зменшення радіоактивного опромінення у зонах радіоактивного забруднення шляхом заходів, спрямованих на ліквідацію (мінімізацію впливу) джерела забруднення або на шляхи формування опромінення людей [48]. Одним із найефективніших заходів є ліквідація або екранування джерела забруднення матеріалом, що не випромінює радіацію [47].

Витрати на заходи з ремедіації пов'язані з вивченням ситуації на кожному з радіаційно-небезпечних об'єктів, проведенням аналізу стану безпеки, розробкою

заходів, планів, проектів робіт з ремедіації, узгодженням розроблених заходів, планів, проектів та практичною реалізацією розроблених заходів з ремедіації.

Основним джерелом фінансування заходів з ремедіації є державний бюджет України. Крім того частина зазначених заходів була профінансована різними урядовими і неурядовими організаціями в рамках міжнародних проектів, наприклад, проектів з надання технічної допомоги, що фінансувалися урядом Швеції (проекти ЕНШУРЕ-I і проекти ЕНШУРЕ-II) та проектів технічного співробітництва МАГАТЕ.

У 2003 році за наказом Міністерства енергетики, затвердженим постановою Кабінету Міністрів № 1846 від 26.11.2003 р., була розроблена Державна програма приведення небезпечних об'єктів ВО «ПХЗ» в екологічно безпечний стан і забезпечення захисту населення від шкідливого впливу іонізуючого випромінювання на період 2005-2014 рр. з обсягом фінансування з державного бюджету 25,26 млн. грн [49]. В процесі її виконання стало очевидно, що передбачений цією програмою обсяг фінансування, був явно занижений. В результаті лише деякі із запланованих заходів щодо виправлення становища були реалізовані. Тому у 2008 році Кабінет Міністрів України затвердив план першочергових дій на період до 2009 року з поліпшення екологічного стану міста Дніпродзержинська (постанова №1425-Р від 12.11.2008 р.). Цей план включав заходи щодо приведення об'єктів в екологічно безпечний стан і підвищення захисту населення від шкідливого впливу іонізуючого випромінювання з обсягом фінансування 34,0 млн. грн., а в 2009 р. постановою КМ України № 1029 від 30.09.2009 р. була прийнята Державна цільова екологічна програма приведення в безпечний екологічний стан уранових об'єктів ВО «ПХЗ» на період з 2010 по 2014 рр. [50].

Характерним є те, що значна частина коштів на проведення заходів з ремедіації, передбачених цільовими програмами витрачалась на проведення аналізу стану безпеки та розробкою заходів, планів, проектів робіт з ремедіації, а на практичну реалізацію розроблених заходів з ремедіації їх, як правило, вже не вистачало. Так, за період з 2003 по 2016 рр. проектними організаціями України було розроб-

лено 20 комплектів проектно-кошторисної документації по реалізації різних заходів з реабілітації на ВО «ПХЗ». Однак, тільки 6 проектів були реалізовані.

Всього за період з 2009 по 2016 роки витрати на заходи з ремедіації, передбачені державним бюджетом України [37-45] склали біля 109,1 млн. грн. З врахуванням офіційних даних Мінфіну України відносно індексу інфляції за цей період часу [46] сума зазначених витрат, приведених до цін на кінець 2016 року, складає 166,1 млн. грн.

Подальша технічна допомога у зв'язку з реанімацією території ВО «ПХЗ» була надана Україні через низку проектів МАГАТЕ. Зокрема, місія експертів МАГАТЕ відвідала ВО «ПХЗ» у квітні 2012 (МАГАТЕ ТС проект RER / 9/010) для того, щоб оцінити радіаційну обстановку, переглянути програму моніторингу та планування реабілітаційних заходів. Місія оцінила ситуацію і дала рекомендації уряду щодо вдосконалення національної нормативної бази для колишніх уранових об'єктів і покращення управління плануванням відновлювальних робіт на ВО «ПХЗ».

Навчання українських фахівців з питань регулювання, методології оцінки безпеки та моніторингової діяльності для колишніх уранових об'єктів також здійснювалось в 2010-2014 рр. через регіональні проекти МАГАТЕ, такі як проект RER/3/010 «Підтримка підготовки до реабілітації колишніх уранових виробництв (країни-учасниці - країни Центральної Азії СНД, Росія, Україна)».

Витрати соціального спрямування, які пов'язані з захороненням відходів уранового виробництва, в загальному випадку включають витрати на заходи соціального захисту населення та на заходи медико-біологічного спрямування, одноразову допомогу потерпілим і сім'ям, оплату лікарняних листів, різноманітні компенсаційні виплати тощо. Офіційні статистичні дані відносно показників, які б дали змогу визначити ці витрати, відсутні. Єдиним елементом витрат соціального спрямування, який можна оцінити, є компенсаційні виплати, пов'язані з роботою персоналу, що здійснює охорону та контроль за станом сховищ РАВ в шкідливих умовах за фактором додаткового опромінення [51]. Оскільки ці елементи витрат вже враховані нами при оцінці витрат на охорону території сховищ і на систему

моніторингу, то подальший їх аналіз недоцільний. Зважаючи на нинішній характер розповсюдження радіоактивних забруднень на прилеглих до сховищ територіях та фактичне розташування житлових масивів та промислових підприємств, за безаварійних умов експлуатації сховищ РАВ не прогноуються суттєві витрати соціального спрямування і в найближчому майбутньому.

До збитків, пов'язаних з захороненням відходів РАВ в першу чергу слід віднести збитки обумовлені втратою сільськогосподарських земель та вилученням значних територій підприємства для розміщення сховищ відходів, збитки обумовлені втратою ряду будівель та об'єктів, споруджених на території сховищ і на прилеглих до них територіях, а також втрати, пов'язані з необхідністю проведення ремонту зазначених будівель та об'єктів.

Призначення, а відповідно і вартість земель, використаних для розміщення конкретного сховища РАВ, суттєво відрізняється. Так, територія, де розміщені сховища «Сухачівське-1», «Сухачівське-2» та «База-С», відноситься до земель сільськогосподарського призначення, територія під сховищем «Дніпровське» відноситься до земель які можуть використовуватися в рекреаційних цілях, сховища «Західне», «Центральний Яр» та «Південно-Східне» - знаходяться на землях промислового призначення (безпосередньо на території підприємства).

Приблизну оцінку втрат за період з 2009 по 2016 рр., обумовлених виведенням з господарського використання територій сховищ (загальною площею 500 га), можна отримати за умови їх оренди з типовим для України значенням річної орендної плати в 75 дол. США за 1 гектар. У цьому випадку вони становлять 8,1 млн. грн.

Збитки обумовлені втратою ряду будівель та об'єктів, споруджених на території сховищ і на прилеглих до них територіях, а також втрати, пов'язані з необхідністю проведення ремонту зазначених будівель та об'єктів можна було б оцінити за умови нормальної виробничої діяльності ВО «ПХЗ».

Нинішній стан будівель та споруд бувшого обумовлений не стільки наявністю на території сховищ РАВ, скільки є результатом радіоактивного забруднення частини будівель на південному промайданчику (особливо тих де здійснювалась

екстракція урану) та проведеної в 90-і роки реструктуризації. Нині підприємствами, що створені на базі ВО «ПХЗ» (ДП «Смоли», ЗАТ «ДЗМД», ВАТ «Поліфарб», ГМЗ ДП «СхідГЗК» та ін.) із 95 будівель колишнього «ПХЗ» частково використовуються лише 50%. Решта будівель знаходяться в занедбаному, часто напіврозваленому стані. В неприглядному стані знаходиться і частина будівель, що частково використовуються зазначеними підприємствами.

Близько 25 об'єктів на ВО «ПХЗ» (будівель, естакад трубопроводів, радіохімічних об'єктів) які були залучені в цикл з переробки урану (транспорт руди, тимчасове зберігання, вологе та сухе подрібнення, трубопроводи для перекачки подрібнених матеріалів між будівлями, радіохімічна екстракція, сорбція радію і торію, вилучення урану тощо), є радіоактивно забрудненими і потребують проведення їх дезактивації чи демонтажу. При цьому наявність сховищ РАВ на території ВО «ПХЗ» на їх стан не впливає. Зважаючи на це, збитки, обумовлені втратою ряду будівель та об'єктів, не слід зв'язувати з наявністю на території ВО «ПХЗ» сховищ РАВ.

Узагальнені дані стосовно витрат та збитків, обумовлених захороненням відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ», за період з 2009 по 2016 рр. наведено в табл. 2.2. Тут також приведені дані стосовно можливих потенційних збитків (в цінах на кінець 2016 року) за умов збереження витрат на обслуговування сховищ на рівні 2017 року.

Як видно, серед розглянутих груп витрат домінуючими є витрати на заходи з охорони та нагляду за станом сховищ РАВ. У випадку, якщо в майбутньому сховища не будуть виведені з регулюючого контролю [52], навіть при збереженні досить урізаних в останні роки обсягів витрат на охорону та моніторинг сховищ РАВ [44, 45], ці витрати за сто років будуть становити більше 2,5 млрд. грн.

Витрати на заходи, спрямовані на приведення сховищ до безпечного стану та зменшення їх шкідливого впливу на довкілля, практично у три рази менші за першу групу витрат. Характерним є те, що значна частина коштів виділених на ці заходи витрачалась на проведення аналізу стану безпеки та розробку заходів, пла-

нів, проектів робіт з ремедіації, і лише частково на практичну реалізацію розроблених заходів.

Таблиця 2.2.

Економічна оцінка витрат та збитків обумовлених захороненням відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ» (розраховано автором)

Назва груп витрат і втрат	Фактичні значення з 2009 по 2016 рік, млн. грн.	Потенційні збитки (через 100 років), млн. грн.
Витрати на заходи з охорони та нагляду	453,0	2501
Витрати на заходи з ремедіації	166,1	В залежності від заходів в майбутньому (за проектом до 2020 р. - 114 млн. грн)
Витрати соціального спрямування	Не визначені	Не визначені
Втрати пов'язані з захороненням відходів	8,1	102,1

Зважаючи на викладене, основною метою здійснення заходів з ремедіації на територіях забруднених відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ» повинно стати виведення їх з регулюючого контролю і повернення територій сховищ РАВ до вільного, необмеженого або принаймні корисного використання місцевими громадами або новими власниками.

2.4. Прогнозування економічних наслідків аварійних витоків радіаційно-небезпечних речовин зі сховищ

Всякий техногенний об'єкт представляє певну небезпеку для людини і навколишнього природного середовища [53]. Питання полягає в рівні небезпеки. У випадку якщо суспільство по тих або інших причинах незгодне миритися з небезпекою, яка породжується техногенним об'єктом, виникає необхідність вибору дій, направлених на зниження рівня небезпеки, що може бути досягнуте різними шляхами. Так, прийнятний рівень небезпеки при наявності сховищ РАВ може бути досягнутий шляхом відселення людей з потенційно небезпечної зони, видален-

ня радіаційно-небезпечних відходів зі сховища, екранування джерел випромінювання тощо. Ці способи істотно розрізняються і в першу чергу за їх ефективністю та витратами на їх реалізацію. В зв'язку з цим виникає необхідність в аналіз існуючого рівня безпеки, що породжується техногенним об'єктом, та при необхідності - аналізі варіантів зниження рівня безпеки і вибору варіантів, що відповідають можливостям, які є у суспільства.

Необхідною умовою при аналізі безпеки і виборі можливих шляхів її зниження є кількісне визначення рівня потенційної безпеки, загальноприйнятою кількісною оцінкою якого виступає величина ризику.

У загальновизнаних фундаментальних роботах, опублікованих в 90-і роки минулого сторіччя, наприклад [54, 55], ризик розглядається як вірогідність виникнення певної небезпечної події. Він має розмірність зворотну часу (якщо для його оцінки використовується частота подій), або є безрозмірною величиною (у межах від 0 до 1), якщо для його оцінки використовується вірогідність виникнення однієї події при настанні іншої події.

Для оцінки ефективності витрат на запобігання аваріям і підвищення протиаварійної стійкості техногенних об'єктів використовують поняття «Прогнозований збиток від аварії» [56, 57]. При його визначенні враховується як можливий збиток при виникненні певного виду аварій $Y(A_i)$, так і імовірнісна природа їх виникнення, тобто ризик аварії. Прогнозований збиток від аварії Π_i на об'єктах i -го типу в даному випадку визначається як добуток ризику аварії на можливий збиток від неї

$$\Pi_i = p_i Y(A_i). \quad (2.1)$$

На відміну від ризику, прогнозований збиток від аварій є розмірним величиною, яка дозволяє здійснювати оцінку ефективності капіталовкладень, направлених на запобігання аваріям, підвищення протиаварійної стійкості техногенних об'єктів.

Аварії на сховищах РАВ здатні пошкодити матеріальні цінності, призвести до загибелі, травмування та захворювання людей, спричинити тривалі порушення виробничого процесу на підприємствах, які знаходяться в зоні впливу аварії. В

такому випадку очікувані економічні збитки $Z(A_i)$ складаються з прямих збитків, витрат на ремонт і відновлення об'єктів, витрат, пов'язаних з порушенням виробничо-господарської діяльності підприємств, матеріального збитку від травматизму та захворювань за весь період виплат відповідно до чинного законодавства.

Отримання достовірних прогнозних даних є найбільш складним етапом розрахунків наслідків аварій. Складність прогнозування економічних збитків полягає в тому, що кожна аварія є унікальною. Збитки, обумовлені аварією, залежать від її виду, причин аварії та її масштабів, наявності матеріальних цінностей в зоні впливу аварії, способами ліквідації аварій, місцем та часом виникнення аварії, підготовленістю персоналу аварійно-рятувальних підрозділів тощо [57].

Часто прогнозування економічних збитків від аварій здійснюють шляхом вивчення наявних статистичних даних про економічні наслідки різного виду аварій та приведення цих даних до конкретних умов [56, 59, 60]. Проте, навіть за наявності достатнього обсягу статистичних даних, стосовно матеріальних збитків, обумовлених конкретними аваріями, не забезпечує достатню точність розрахунків.

Визначення імовірності виникнення аварій часто здійснюється шляхом екстраполяції на майбутній період часу наявних статистичних даних про аварії різного роду, або шляхом побудови логіко-ймовірнісних моделей виникнення і розвитку аварій та подальшим поелементним розрахунком з врахуванням імовірності виникнення окремих подій [61, 62].

В першому випадку не враховуються умови на конкретному об'єкті, а крім того за такого підходу не враховується вплив на імовірність події впровадження конкретних протиаварійних заходів. Крім того, для прогнозування необхідні великі масиви даних по подібним об'єктам та по видам аварій. Враховуючи, що окремі види аварій є досить рідкими подіями на сховищах РАВ, отримані результати такого прогнозування мають незначну надійність.

При моделюванні імовірність виникнення аварії p_i виступає як функція ряду факторів, що характеризують потенційно-небезпечний об'єкт [61]

$$p_i = f(x_1; x_2; \dots; x_n). \quad (2.2)$$

Оцінка ризику аварії на потенційно небезпечному об'єкті включає при цьому наступні основні етапи:

- характеристика потенційно небезпечного об'єкту;
- виявлення можливих аварійних ситуацій і побудова сценарію розвитку аварії;
- кількісна оцінка ризику аварії.

За весь час експлуатації сховищ відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ» виникла одна значна аварія на хвостосховищі «Західне» та спостерігались численні порушення ґрунтового захисного покриття внаслідок розмиву стічними водами та несанкціонованого розкопування ґрунту з метою пошуку металу. Порушення ґрунтового захисного покриття ліквідовувалися шляхом їх засипки, а для попередження розмиву сховища були обладнані поверхневими водовідводами.

Аварія на хвостосховищі «Західне» трапилася в 1953 році коли внаслідок перевищення критичної кількості накопичених відходів у хвостосховищі, які подавалися туди у вигляді пульпи по трубопроводу, була прорвана дамба і радіоактивні відходи залили залізницю з вантажним поїздом та територію промислової зони, розташованої безпосередньо нижче хвостосховища. Після цієї аварії і очищення території було прийнято рішення закрити хвостосховище «Західне» та побудувати нове велике хвостосховище «Дніпровське» в заплаві річки Дніпро. Нині за оцінкою спеціалістів [2, 14, 15, 21] теоретично можливе лише виникнення аварій типу «зсув» на хвостосховищах «Західне», «Дніпровське» та «Сухачівське-1». На інших хвостосховища умови для виникнення аварій подібного типу відсутні.

Розглянемо послідовність визначення величини p_i з використанням відомих методів математичного моделювання та фізичних моделей виникнення і розвитку аварії. Сховище РАВ з точки зору моделювання аварійних процесів є не досить складною системою, яку при математичному описі можна звести до простих послідовних, паралельних або деревовидних структур [61]. На рис. 2.9 наведена можлива схема виникнення і розвитку на сховищі РАВ аварії типу «зсув».

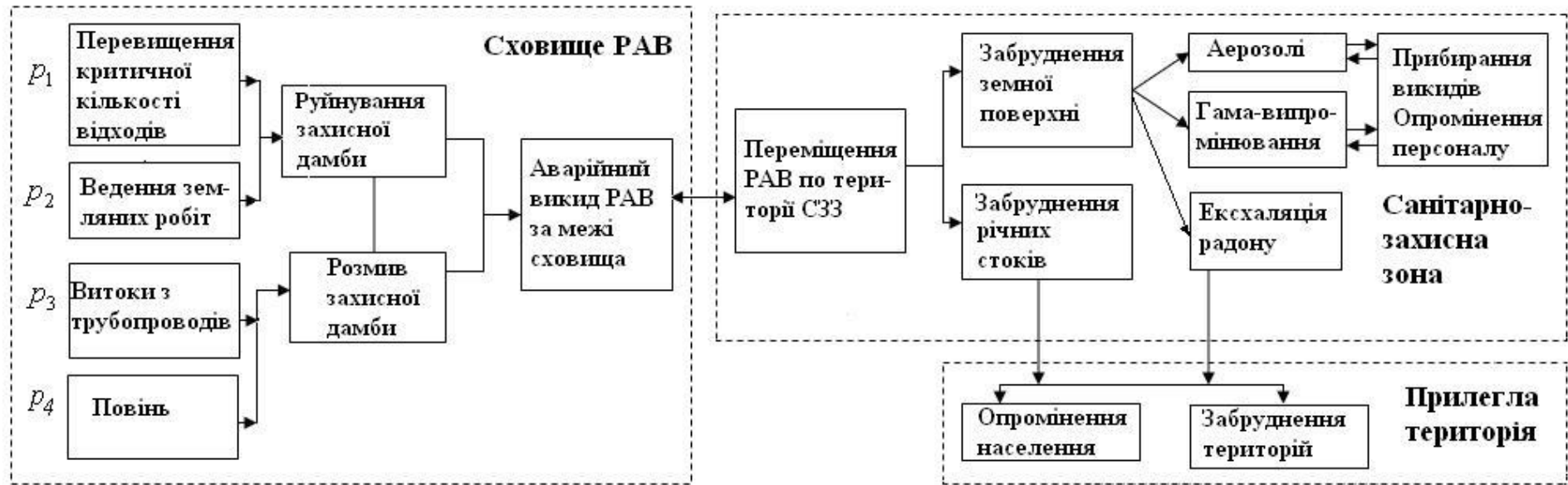


Рис. 2.9. Схема виникнення і розвитку на сховищі радіоактивних відходів аварії типу «зсув» (розробка автора)

Відповідно до цієї схеми в аварійній ситуації виділено три фази:

Фаза 1 - період виникнення аварійної ситуації в межах сховища РАВ;

Фаза 2 - розвиток аварії в межах санітарно-захисної зони і загроза подальшого розвитку аварії з виходом за межі санітарно-захисної зони об'єкту; ця фаза представляє небезпеку в основному для працівників, що здійснюють охорону та контроль за станом сховища РАВ, а також персоналу, який залучається до процесу ліквідації наслідків аварії;

Фаза 3 - подальший розвиток аварії з виходом на прилеглі території та можливим негативним впливом на людей та довкілля.

Під аварійною ситуацією розуміється поєднання умов або обставин, поява яких може привести до виникнення чинників ризику. Чинник ризику - це причина, рушійна сила якого-небудь небезпечного процесу або явища, викликана джерелом небезпеки. Чинники ризику можуть розвиватися за багаторівневим сценарієм. Кожна ситуація може привести як до одного чинника ризику, так і до декількох відразу, які у свою чергу можуть приводити до виникнення одного або декількох видів ризику. До однієї і тієї ж аварійної ситуації можуть привести різні чинники, а один і той же чинник може привести до різних наслідків.

Безпосередньою причиною зсуву можуть бути: повінь, спричинена інтенсивними атмосферними опадами, витоки води з трубопроводів систем водопостачання, порушення цілісності огорожувальної захисної дамби внаслідок несанкціонованого ведення земляних робіт, перевищення критичної кількості накопичених відходів.

Зважаючи на незалежність появи перерахованих подій, ймовірність аварійного викиду РАВ за межі сховища визначається як [61]

$$P_{ав} = 1 - (1 - p_1)(1 - p_2)(1 - p_3)(1 - p_4), \quad (2.3)$$

де P_1, P_2, P_3, P_4 - ймовірність виникнення зсуву, відповідно, внаслідок перевищення критичної кількості накопичених відходів, несанкціонованого ведення земляних робіт, витоку води з трубопроводів та інтенсивних атмосферних опадів.

Зважаючи на те, що сховища «Західне», «Дніпровське» та «Сухачівське-1» нині виведені з експлуатації і нині складування відходів там не відбувається ймовірність перевищення критичної кількості накопичених відходів може бути прийнята $p_1=10^{-6}$, тобто на рекомендованому рівні знехтуваного значення ймовірності події [61].

Випадки несанкціонованого ведення земляних робіт з метою пошуку металолітому спостерігалися лише на сховищах розміщених на території ВО «ПХЗ». Сховища «Дніпровське» та «Сухачівське-1» не містять ніяких металевих елементів, випадків несанкціонованого ведення земляних робіт навіть до взяття їх під охорону там не спостерігалися, тому по аналогії з p_1 ймовірність цієї події для сховищ «Дніпровське» та «Сухачівське-1» можна прийняти на рівні $p_2=10^{-6}$, тобто знехтуваного значення ймовірності події [61].

Сховище «Західне» містить деяку кількість заліза у вигляді невеликих окислених металевих включень, що пов'язано з похованням доменних шлаків від плавлення залізної руди з високим вмістом заліза, крім того при проведенні відновлювальних робіт з ліквідації наслідків згаданої раніше аварії в середній частині східної ділянки хвостосховища (нижче заново створеного ґрунтового покриття) були поховані кілька десятків 200 - літрових металевих контейнерів з радіоактивними відходами (невідомого складу) [2]. Аварійний зсув внаслідок земляних робіт і пошкодження захисної дамби можливий лише з північної сторони сховища. Ця частина хвостосховища після зазначеної аварії була покрита багат шаровим покриттям, що складається з суглинку, доменних шлаків і шару ґрунту товщиною до 2,5 м. Схили захисної дамби з цієї сторони сховища покриті шарами суглинку та ґрунту сумарною товщиною до 1,0 м. Враховуючи незначний вміст металевих включень та значну товщину покриття над доменними шлаками нині цей об'єкт не привертає уваги шукачів металу. Зважаючи на гіпотетичну можливість порушення дамби внаслідок несанкціонованого ведення земляних робіт на цьому сховищі, при визначенні ймовірності цієї події доцільно прийняти її на рівні $p_2=10^{-4}$, тобто значення, типового для мало ймовірних подій [61].

Трубопроводи, які використовуються для цілей водопостачання біля всіх зазначених сховищ нині відсутні і будівництво їх в майбутньому не передбачається. Трубопроводи, які раніше використовувалися для подачі на хвостосховища пульпи з радіоактивними відходами, нині всі демонтовані. Зважаючи на це, ризик порушення захисних дамб внаслідок витоків води з трубопроводів можна прийняти на рівні $p_2=10^{-6}$, тобто знехтуваного значення ймовірності події [61].

Оцінимо можливість виникнення аварій на хвостосховища внаслідок небезпечних природних подій. До таких подій можна віднести повені, викликані проривом дамб на водосховищах чи інтенсивними атмосферними опадами.

Затоплення прибережних територій з розташованими на них населеними пунктами, господарськими об'єктами може наступити в результаті руйнування гребель, розташованих вище за течією річки, або системи іригаційних споруд в зрошуваних районах.

Прорив гідротехнічних споруд може статися із-за дії сил природи (землетрусу, урагану, обвалу, зсуву тощо), конструктивних дефектів, порушення правил експлуатації, впливу паводків, руйнування основи греблі і т. п., а у воєнний час – як результат впливу на них засобів ураження [63-66].

Нині в світі в експлуатації знаходяться біля 100 тис. великих гідротехнічних споруд з бетонними греблями, подібними до гребель ГЕС, побудованих на Дніпрі. В різних країнах світу за останні сімдесят п'ять років експлуатації гребель трапилося 300 аварій, 35 % яких пов'язані з перевищенням максимально допустимого рівня води та переливом її через гребінь греблі [66]. Виходячи з наведених статистичних даних ймовірність руйнування греблі протягом року становить

$$p_4 = \frac{300}{100000 \cdot 75} = 4 \cdot 10^{-5}.$$

Основні вражаючі фактори гідродинамічних аварій, пов'язаних з руйнуванням гідротехнічних споруд, це хвиля прориву і затоплення місцевості.

На затоплюваній території виділяють чотири зони катастрофічного затоплення [64]:

- перша зона безпосередньо примикає до гідроспоруд і простягається на 6-12 км від них. Висота хвилі у цій зоні може досягати кількох метрів. Характерний бурхливий потік води зі швидкістю течії 30 км/год і більше. Час проходження хвилі 30 хв.;

- друга зона - зона швидкого плину (15-20 км/ч). Протяжність цієї зони може бути 15-25 км. Час проходження хвилі 50-60 хв.;

- третя зона - зона середньої течії (10-15 км/год) протяжність до 30-50 км. Час проходження хвилі 2-3 год.;

- четверта зона - зона слабкої течії (розливу). Швидкість течії тут може досягати 6-10 км/год. Протяжність зони в залежності від рельєфу місцевості може складати 35-70 км.

В безпосередній близькості до хвостосховищ розміщена гребля Середньодніпровської ГЕС (м. Кам'янське). Максимальне підняття рівня Дніпра в створах греблі Середньодніпровської ГЕС становить 12,6 м. Гребля ГЕС експлуатується більше 50 років.

Практично усі хвостосховища ВО «ПХЗ», крім «Дніпровського», знаходяться суттєво вище рівня можливого затоплення. Хвостосховище «Дніпровське», що знаходиться в заплаві Дніпра при прориві греблі Середньодніпровської ГЕС потрапляє до зони можливого затоплення. Відстань (по прямій) від греблі до сховища становить 12 км. Зі сторони Дніпра та греблі ГЕС підняття поверхні територій над рівнем р. Дніпро становить 7-10 м. Тому безпосередній вплив хвилі прориву на захисну дамбу сховища неможливий. Затоплення прилеглих до сховища територій можливе з південної сторони по руслу річки Коноплянки, рівень якої біля сховища лише на 2 метри перевищує рівень Дніпра. Ця річка проходить уздовж південної сторони хвостосховища і приєднується до Дніпра на північному сході від хвостосховища через два кілометри по руслу.

Захисна дамба хвостосховища складається з різнорідних матеріалів: відходів коксохімічного виробництва, будівельних відходів, а також місцевих дрібнозернистих пісків, лесових і супіщаних ґрунтів. Гребля і нижня частина хвостосховища не оснащені гідроізоляцією. Гідравлічна провідність матеріалу дамби не пе-

ревищує 1,8 м/день. Висота греблі над заплавою змінюється від 6 до 12 м, ширина греблі уздовж гребеня змінюється від 5 до 35 м, а ширина греблі по низу - 80 м. Нижній рівень сховища РАВ знаходяться на висоті більше 10 м по відношенню до рівня Дніпра [3]. За таких умов короткочасне підняття води по руслу річки Коноплянка не призведе до руйнування захисної дамби та просочування води до відходів РАВ у сховищі.

Аварії внаслідок повені, викликані інтенсивними атмосферними опадами на хвостосховища РАВ на спостерігались. Проте у 2002-2004 рр. на схилах захисних дамб, оточуючих хвостосховище «Західне», після затяжних злив виникли ерозійні ділянки, які при подальшому їх розмиванні могли б привести до порушення цілісності дамб. У 2005 році ерозійні ділянки були засипані глинистим ґрунтом і проведено зміцнення схилів за допомогою полімерної сітки. Укріпленні поверхні потім були покриті шаром органічного ґрунту і засаджені травою. Крім того для попередження змиву з північного боку сховища був обладнаний поверхневий водовідвід. З того часу подібні порушення захисних дамб більше не спостерігались. Тому при прогнозуванні економічних наслідків аварій слід враховувати те, що ерозійні порушення схилів дамб здатні привести до порушення їх цілісності лише у випадку їх тривалого розвитку та неприйняття заходів з їх усунення.

Зважаючи на гіпотетичну можливість порушення дамб хвостосховищ РАВ внаслідок повені, викликані інтенсивними атмосферними опадами, при визначенні ймовірності цієї події доцільно прийняти її на рівні $p_2=10^{-4}$, тобто значення, типового для малоїмовірних подій [61].

Зважаючи на те, що при невеликій кількості подій та незначній величині ймовірності їх виникнення, операції логічного сумування можна замінити звичайним арифметичним сумуванням [61], вираз (2.3) можна записати як

$$P_{\text{дд}} = P_1 + P_2 + P_3 + \delta_4. \quad (2.4)$$

Прорив захисної дамби однозначно призводить до переміщення РАВ на прилеглі до сховищ території і потребує виконання комплексу робіт по перезахороненню тієї частини РАВ, яка потрапила на прилеглі до сховища території та відновлення цілісності захисної дамби. На сховищах відходів уранового виробни-

цтва ВО «ПХЗ» єдиною крупною аварією, пов'язаною з проривом захисної дамби була аварія на хвостосховищі «Західне», яка трапилася в 1953 році [2]. За приблизною оцінкою витрати на очищення території від відходів РАВ, відновлення дамби та проведення ремонтних робіт в цінах 2017 року від цієї аварії склали біля 17 млн. грн. Зважаючи на відсутність інших даних стосовно можливих збитків від аварій на сховищах РАВ, приймемо зазначене значення збитку за базове і з коефіцієнтом запасу рівним 2,5 [55] будемо вважати що максимальне можливе значення збитку внаслідок прориву дамби на хвостосховищах не буде перевищувати 42,5 млн. грн.

Оцінена ймовірність порушення цілісності захисних дамб та розрахований прогнозований збиток від аварії на сховищах уранового виробництва ВО «ПХЗ» наведено в табл. 2.3.

Таблиця 2.3.

Ймовірність порушення цілісності захисних дамб та прогнозований збиток від аварії на сховищах уранового виробництва ВО «ПХЗ» (розраховано автором)

Назва сховища РАВ	Ймовірність причин порушення цілісності захисних дамб				Ймовірність аварійного викиду РАВ	Прогнозований збиток від аварії, тис. грн.
	Перевищення критичної кількості РАВ	Ведення земляних робіт	Витоки з трубопроводів	Повінь		
Західне	10^{-6}	10^{-4}	10^{-6}	10^{-4}	$2 \cdot 10^{-4}$	8,5
Дніпровське	10^{-6}	10^{-6}	10^{-6}	10^{-4}	10^{-4}	4,25
Сухачовське -1	10^{-6}	10^{-6}	10^{-6}	10^{-4}	10^{-4}	4,25

З наведених в табл. 2.3. даних видно, що зважаючи на мале значення ймовірності аварійного викиду, прогнозований збиток від цих подій є суттєво меншим від поточних витрат, пов'язаних з експлуатацією сховищ РАВ. Проте слід відмітити, що подібна ситуація є типовою лише за умови наявності налагодженої системи охорони та нагляду за станом сховищ. При відсутності контролю за станом сховищ вірогідність аварійного викиду РАВ за межі сховищ може на кілька порядків зрости, а відповідно може суттєво зрости і прогнозований збиток від цих подій.

Висновки до розділу 2

1. В результаті промислової переробки уранових руд та іншої урановміщуючої сировини з метою отримання уранового концентрату на ВО «ПХЗ» на території м. Кам'янське та прилеглих територіях Дніпропетровського району було створено 9 хвостосховищ продуктів переробки уранових руд в яких нині знаходиться біля 42 млн. тон радіоактивних відходів загальною активністю більше $31,8 \cdot 10^{14}$ Бк. Частина цих хвостосховищ знаходиться безпосередньо на території ВО «ПХЗ» («Західне», «Центральний Яр» та «Південно-Східне») або на територіях, що безпосередньо прилягають до меж цього підприємства («Дніпровське»), а частина («Сухачівське-1», «Сухачівське-2», «База С» та ін.) - в Дніпропетровському районі в 14 км на південний схід від ВО «ПХЗ».

2. Відповідно до чинного законодавства та нормативно-правових актів з питань поводження з РАВ після закриття сховища мають бути проводитися заходи з попередження несанкціонованого доступу до сховища. Для запобігання несанкціонованому заселенню територій, проведенню робіт, що можуть призвести до руйнування захисних бар'єрів інформація та обмеження вказуються на картах, які зберігаються у відповідних органах виконавчої влади та органі управління у сфері поводження з РАВ.

3. Сховища продуктів переробки уранових руд ВО «ПХЗ» у повному обсязі не відповідають вимогам чинного законодавства до сховищ РАВ, що пройшли стадію «закриття». Тому всі виведені з експлуатації і законсервовані сховища РАВ ВО «ПХЗ» знаходяться у зоні суворого режиму контролю за їх станом. Постійний відомчий контроль стану сховищ ВО «ПХЗ» та радіаційний контроль здійснюється персоналом державного підприємства «Бар'єр» (ДП «Бар'єр»), а охорона сховищ покладена на персонал Державного підприємства «38 відділ інженерно-технічних частин» (ДП «38 ВІТЧ»).

4. Дані радіаційного контролю територій сховищ показують, що при виконанні вимог до параметрів екрануючого покриття та при відсутності його пошко-

дженів значення потужності дози гамма-випромінювання на території сховищ в основному відповідає фоновому рівню радіації. Однак, в багатьох місцях сховищ з порушеним екрануючим покриттям є ділянки, де потужність дози гамма-випромінювання не порядок і більше перевищує фоновий рівень. Крім того в таких місцях території хвостосховищ, рівні емісії радону часто перевищують безпечну межу. Найбільш важливими потенційними довгостроковими шляхами розповсюдження радіоактивних речовин на прилеглі до сховищ території є винесення радіоактивних аерозолів з хвостосховищ за відсутності чи при пошкодженні екрануючого покриття та міграція радіонуклідів в ґрунтових водах. В останньому випадку основним радіоактивним забруднювачем є ізотопи урану, які характеризуються високою рухливістю в ґрунтових водах.

5. Захоронення відходів уранового виробництва на території м. Кам'янське та прилеглих територіях Дніпропетровського району спричинило появу різноманітних соціально-економічних наслідків, які обумовлені шкідливим впливом радіаційно-небезпечних речовин на населення та довкілля, та наявною радіаційною ситуацією на хвостосховищах та прилеглих до них урбанізованих територіях.

6. Аналіз впливу радіаційно-небезпечних речовин на населення та довкілля, а також наявної радіаційної ситуації на хвостосховищах та прилеглих до них територіях, показав, що захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях спричинило появу різноманітних соціальних наслідків, при оцінці яких слід виділити соціально-психологічні, медико-біологічні та соціально-екологічні компоненти

7. Соціально-психологічні компоненти в першу чергу пов'язані з виникненням у населення, яке проживає в районах прилеглих до сховищ РАВ чи в місцях, які можуть потрапити до зони радіаційного забруднення внаслідок можливих аварій на сховищах, почуття тривоги за своє майбутнє та майбутнє своїх дітей, що спричиняє порушення комфортності проживання, призводить до зниження цінності земель, житла та інших господарських об'єктів на таких територіях.

8. Медико-біологічні компоненти соціальних наслідків пов'язані з шкідливим впливом радіоактивних відходів на персонал, який здійснює охорону та контроль

стану сховищ РАВ, а також на населення, що проживає в місцях радіоактивного забруднення атмосферного повітря внаслідок ексхаляції радону-222 та неорганізованих газопилових викидів радіоактивних речовин з поверхні сховищ, і використовує ґрунтові води для пиття та зрошення городів з підвищеним вмістом радіоактивних ізотопів.

9. Соціально-екологічні компоненти наслідків пов'язані з забрудненням значних територій радіоактивними відходами уранового виробництва, забрудненням повітря та ґрунтових вод радіоактивними речовинами, а також вилученням значних площ земної поверхні з господарського використання чи обмеженням можливих напрямів їх використання.

10. Оцінка економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях показала, що серед різних груп витрат та втрат домінуючими є витрати на заходи з охорони та нагляду за станом сховищ РАВ. У випадку, якщо в майбутньому сховища не будуть виведені з регулюючого контролю, навіть при збереженні досить урізаних в останні роки обсягів витрат на охорону та моніторинг сховищ РАВ, ці витрати за сто років будуть становити більше 2,5 млрд. грн.

11. Витрати на заходи, спрямовані на приведення сховищ до безпечного стану та зменшення їх шкідливого впливу на довкілля, практично у три рази менші за зазначену раніше групу витрат. Характерним є те, що значна частина коштів виділених на ці заходи витрачалась на проведення аналізу стану безпеки та розробку заходів, планів, проектів робіт з ремедіації, і лише частково на практичну реалізацію розроблених заходів.

12. Зважаючи на мале значення ймовірності аварійного викиду, прогнозований збиток від можливих аварій на хвостосховищах є суттєво меншим від поточних витрат, пов'язаних з експлуатацією сховищ РАВ. Проте подібна ситуація є типовою лише за умови наявності налагодженої системи охорони та нагляду за станом сховищ. При відсутності контролю за станом сховищ вірогідність аварійного викиду РАВ за межі сховищ може на кілька порядків зрости, а відповідно може суттєво зрости і прогнозований збиток від цих подій.

13. Виходячи з задачі мінімізації витрат та втрат, основною метою здійснення заходів з ремедіації на територіях забруднених відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ» повинно стати виведення їх з регулюючого контролю і повернення територій сховищ РАВ до вільного, необмеженого або принаймні корисного використання місцевими громадами або новими власниками.

Результати дослідження щодо питань розділу 2 відображено в роботах за участю автора [31, 32, 59, 60].

Література до розділу 2.

1. Національна доповідь. Відповідно до Об'єднаної Конвенції про безпеку поводження з відпрацьованим паливом та про безпеку поводження з радіоактивними відходами. – К.: 2003. – 95 с.

2. Розробка методів (стратегія, технологія) рекультивації території колишнього уранового об'єкту виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» Звіт по завданню2. ЕА UA 134871-CDD 2015.03.23. – 306 с.

3. Капля А.И. Повышение безопасности жизнедеятельности на радиационно-загрязненных территориях: дис. канд. техн. наук: 05.26.01. – Днепропетровск, 2012. – 239 с.

4. Андреева А. В. Снижение радиационной опасности на территории промышленной площадки «Сухачевское»: дис. канд. техн. наук: 05.26.01. – Днепропетровск, 2017. – 313 с.

5. Закон України «Про поводження з радіоактивними відходами». Відомості Верховної Ради України, 1995, № 27, ст. 198 (Редакція від 01.01.2017). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/255/95-вр>.

6. НД 306.604.95 «Поводження з радіоактивними відходами. Захоронення радіоактивних відходів у приповерхневих сховищах. Загальні вимоги радіаційної безпеки». Затверджені наказом Мінекобезпеки України 01.08.1995 № 89.

7. ОСПУ, НП 306.3.02./3.038-2000 «Вимоги щодо структури та змісту звіту про аналіз безпеки приповерхневих сховищ радіоактивних відходів». Затверджені

наказом Міністерством екології та природних ресурсів України 02.10.2000 №154 та зареєстровані у Мін'юсті 30.10.2000 за №758/4979.

8. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України. Затверджені наказом МОЗ України 02.02.2005 №54. – К: Офіційний вісник України, 2005 – № 23. – 105 с.

9. ДСП 6.074.120-01 Основні санітарні правила противорадіаційного захисту України. К: МОЗ, 2001 – 135 с.

10. ДСП 6.177-2005-09-02. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України, затверджені наказом МОЗ від 02.02.2005 № 54 та зареєстровані у Мін'юсті 20.05.2005 за № 552/10832.

11. Гігієнічні нормативи «Рівні звільнення радіоактивних матеріалів від регулюючого контролю», затверджені постановою Головного санітарного лікаря від 30.06.2010 № 22.

12. Порядок звільнення радіоактивних матеріалів від регулюючого контролю у рамках практичної діяльності (НП 306.4.159-2010), затверджений наказом Держатомрегулювання від 01.07.2010 № 84 і зареєстрований у Мін'юсті 20.08.2010 за № 718/18013.

13. Пилипенко О.В., Капля О.І., Беліков А.С. Аналіз стану радіаційного забруднення хвостосховищ режимної території колишнього уранового виробництва ВО «ПХЗ». – Вісник Придніпровської державної академії будівництва і архітектури. – № 8. – 2010. – С. 36-41.

14. Беліков А.С., Капля О.І., Капленко Г.Г. та ін. Дослідження джерел можливого радіаційного забруднення на хвостосховищах колишнього уранового виробництва, розташованих за межами виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод». Вісник Східноукраїнського національного університету імені Володимира Даля – № 14 (168). – Ч. 1. – 2011. – С. 23-27.

15. Беліков А.С., Пилипенко О.В., Андреева А.В. и др. Исследование радиационной опасности на хвостохранилищах «Центральный яр» и «Западное». – Строительство, материаловедение, машиностроение. – Вып. 92. – 2016. – С. 23-29.

16. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Затверджено Постановою Головного санітарного лікаря України 01.12.1997 № 62. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page_doc=51187.

17. Беликов А.С., Пилипенко О.В., Степанова А.В. и др. Оценка радиационной опасности согласно рекомендациям международной комиссии по радиационной защите. – Строительство, материаловедение, машиностроение. – Вып. 80. – 2015. – С. 55-60.

18. Капля О.І. Дослідження стану радіаційної небезпеки на хвостосховищі «Дніпровське». – Строительство, материаловедение, машиностроение. – Вып. 58. – 2011. – С. 313-318.

19. Капля О.І., Беликов А.С., Шликов М.Ю. та ін. Стан радіаційної безпеки на хвостосховищі по вулиці Лазо в м. Дніпродзержинськ – Вісник Придніпровської державної академії будівництва і архітектури. – № 6-7. – 2011. – С. 37-41.

20. Беликов А.С., Пилипенко О.В., Степанова А.В. Оценка радиационного контроля территорий Сухачевской промышленной площадки. – Строительство, материаловедение, машиностроение. – Вып. 76. – 2014. – С. 79-84.

21. Пилипенко О.В., Маладыка И.Г., Степанова А.В. и др. Выполнение нормативных и эксплуатационных требований на хвостохранилищах Сухачевской промышленной площадки. – Строительство, материаловедение, машиностроение. – Вып. 83. – 2015. – С. 188-193.

22. Беликов А.С., Пилипенко О.В., Степанова А.В. и др. Исследования уменьшения проектного «зеркала» пруда-отстойника на хвостохранилищах «Сухочевское» 1 и 2 секции на радиационную безопасность. – Строительство, материаловедение, машиностроение. – Вып. 84. – 2015. – С. 34-38.

23. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Затверджено Постановою Головного санітарного лікаря України 01.12.1997 № 62. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page_doc=51187.

24. Беликов А.С., Капля А.И., Пилипенко О.В. и др. Формирование среднегодовой суммарной аффертивной дозы облучения населения и персонала – Строительство, материаловедение, машиностроение. – Вып. 62. – 2011. – С. 79-84.

25. Piontek B. Ekonomiczna wycena środowisko przyrodniczego – wybrane problemy/ B. Piontek // *Ekonomia i Środowisko*. - 2012 – № 1(41) - p. 47-70.

26. Александров И.А., Костыря Э.А. Оценка ущерба при загрязнении атмосферы промышленными предприятиями / *Наукові праці Донецького національного технічного університету*. – Донецьк, ДонНТУ, 2004. – Вип. 84. – С. 183–189.

27. Данилишин Б.М. Екологічна складова політики сталого розвитку: [монографія]. – Донецьк: ТОВ «Юго-Восток, Лтд», 2008. – 256 с.

28. Губанова Е. Р. Шунтова С.Г. Элементы антикризисного управления ресурсным потенциалом техногенных отходов. – Одесса: ИПРЭЭИ НАН Украины, 2010. – 130 с.

29. Губанова Е.Р. Механизм экономико-экологического стимулирования использования вторичных ресурсов : монография – Одесса : Одесский государственный экологический университет, 2009. – 280 с.

30. Прокопенко О. В. Соціально-економічна мотивація екологізації інноваційної діяльності: монографія. – Суми: Вид-во СумДУ, 2010. – 395 с.

31. Вагонова О. Г., Аржевічев Д.В. Соціально-економічні наслідки захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях. – *Економічний вісник НГУ*. – 2017. - №3. – С. 95-101.

32. Вагонова О. Г., Аржевічев Д.В. Соціально-економічні наслідки захоронення відходів уранового виробництва. – *Суспільство, релігія, культура, наука, техніка, освіта, економіка в умовах новітніх глобальних викликів для України і Польщі: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції*. – Запорізька державна інженерна академія. – 2017. – С. 212-214.

33. Sandman, P. (1987). Risk Communication: Facing Public Outrage. *EPA Journal* (U.S. Environmental Protection Agency), November 1987, 21—22.

34. Радиационная безопасность. Рекомендации МКРЗ 1990 года. Публикация 60, ч. 2 МКРЗ. Пер. с англ. Под ред. И.Б. Кеprim-Маркуса. – М.: "Прогресс" и "Пангея", 1993. – 187 с.

35. Вагонова О.Г., Касьяненко Л.В. Економічні аспекти управління охороною праці на вугледобувних підприємствах. – Д.: Державний ВНЗ «НГУ», 2013. – 187 с.
36. Охрана труда и бизнес / Международная организация труда. – М., Субрегиональное бюро МОТ для стран Восточной Европы и Центральной Азии, - 2007. – 258 с.
37. Закон України «Про державний бюджет України на 2009 рік» // Відомості Верховної Ради України. - 2009. - № 20-22. - Ст. 269.
38. Закон України «Про державний бюджет України на 2010 рік» // Відомості Верховної Ради України. - 2010. - № 22-25. - Ст. 263.
39. Закон України «Про державний бюджет України на 2011 рік» // Відомості Верховної Ради України. - 2011. - № 7-8. - Ст. 52.
40. Закон України «Про державний бюджет України на 2012 рік» // Відомості Верховної Ради України, - 2012. - № 34-35. - Ст. 414.
41. Закон України «Про державний бюджет України на 2013 рік» // Відомості Верховної Ради України, - 2013. - № 5-6. - Ст. 60.
42. Закон України «Про державний бюджет України на 2014 рік» // Відомості Верховної Ради України, - 2014. - № 9. - Ст. 93.
43. Закон України «Про державний бюджет України на 2015 рік» // Відомості Верховної Ради України, - 2015. - № 5. - Ст. 37.
44. Закон України «Про державний бюджет України на 2016 рік» // Відомості Верховної Ради України, - 2016. - № 5. - Ст. 54.
45. Закон України «Про державний бюджет України на 2017 рік» // Відомості Верховної Ради України, - 2017. - № 3. - Ст. 31.
46. Фінансовий портал Міністерства фінансів України. Індекс інфляції. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://index.minfin.com.ua/index/infl/>.
47. Кролєв В. А. Очистка грунтов от загрязнений. – М.: Интерпериодика, 2001. – 365 с.
48. International Atomic Energy Agency. IAEA Safety Glossary. Terminology Used in Nuclear Safety and Radiation Protection. 2007 Edition.

49. Державна програма приведення небезпечних об'єктів виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» в екологічно безпечний стан і забезпечення захисту населення від шкідливого впливу іонізуючого випромінювання на період 2005-2014 рр. Постанова КМ України № 1846 від 26.11.2003 р. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1846-2003-%D0%BF>

50. Державна цільова екологічна програма приведення в безпечний екологічний стан уранових об'єктів виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» на період з 2010 по 2014 рр. Постанова КМ України № 1029 від 30.09.2009 р. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1029-2009-%D0%BF>

51. Бєліков А.С. Пилипенко О.В., Степанова А.В. та ін. Рекомендації для проведення атестації робочих місць за умовами праці на радіаційно-забруднених територіях. – Строительство, материаловедение, машиностроение. – Вып. 81. – 2015. – С. 57-64.

52. Порядок звільнення радіоактивних матеріалів від регулюючого контролю у рамках практичної діяльності. Затверджено наказом Держатомрегулювання №84 від 01.07.2010. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/z0718-10>

53. Рева Г.В., Врублевський В.К., Ксьонзенко В.П. та ін. Український соціум: загрози екстремальних ситуацій. – К.: Наукова думка, 2003 - 432 с.

54. Маршалл В. Основные опасности химических производств. - М.: Мир. 1989. - 670 с.

55. Хенли Э., Кумамото Х. Надежность технических систем и оценка риска. - М.: Машиностроение, 1984. – 528 с.

56. Вагонова А.Г. К вопросу прогнозирования экономических последствий аварийности и травматизма. – Зб. наук. пр. НГУ. – 2007. – №27. – С. 216-233.

57. Вагонова О.Г., Касьяненко Л.В. Оцінка величини відверненого збитку внаслідок впровадження протиаварійних заходів. – Економічний вісник НГУ. – 2013. - №2. – С. 100-107.

59. Вагонова О. Г., Аржевічев Д.В. Прогнозування економічних наслідків аварій на сховищах відходів уранового виробництва – Економічний вісник НГУ. – 2017. - №3. – С. 135-141.

60. Vagonova O., Arzhevichev V., Cherkashchenko O. Economic consequences of disposing radioactive wastes of fuel-and-power cycle enterprises. – Advanced Engineering Forum. Energy Saving and Efficiency: Technological, Economical and Social Challenges. – 2017, Volume 25.– Trans Tech Publications Ltd, Zurich. – S. 64-70.

61. Стоєцький В.Ф., Дранишников Л.В., Єсипенко А.Д. та ін. Управління техногенною безпекою об'єктів підвищеної небезпеки. – Тернопіль: Видавництво Астон, 2005. – 408 с.

62. Ткачук С.П. Колосюк В.П. Ихно С.А. Взрывопожаробезопасность горного оборудования. - К.: Основа, 2000. – 695 с.

63. Суходоля О.М., Сидоренко А.А, Бегун С.В. та ін. Сучасний стан, проблеми та перспективи розвитку гідроенергетики України. Аналітична доповідь. НІСД, 2014. – 54 с.

64. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2012 році. Розділ 3.4. Стан гідродинамічної безпеки – К.: 2013, ДСУНС. – С. 134-142.

65. Мельник П.С. Техногенна та екологічна безпека України. - Український інститут стратегічних досліджень МОЗ України. - 41 с. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.uiph.kiev.ua/download/konf_Viobezpeka.

66. Плотины и развитие: новая методическая основа для принятия решений. Отчет Всемирной комиссии по плотинам.– М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF), 2009 г. – 200 с.

Розділ 3.

ОБГРУНТУВАННЯ ЗАХОДІВ, СПРЯМОВАНИХ НА ЗМЕНШЕННЯ РІВНЯ НЕБЕЗПЕКИ ТА ЗБИКІВ ВІД ПОДАЛЬШОГО ЗБЕРІГАННЯ ВІДХОДІВ УРАНОВОГО ВИРОБНИЦТВА ВО «ПХЗ»

3.1. Вибір стратегії подальшого поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ»

Ситуація, що нині склалася на сховищах РАВ, в значній мірі обумовлена відсутністю чіткої, науково обґрунтованої стратегії щодо подальшого поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ». Світовий досвід та наявні приклади найбільш вдалого вирішення подібних питань [1,2,3] показують, що успіх приходить лише тоді, коли при виборі такої стратегії враховуються всі групи об'єктивних і суб'єктивних факторів, які впливають на прийняття кінцевого рішення, у тому числі: соціальні, медико-біологічні, екологічні та економічні (рис. 3.1).



Рис. 3.1. Схема впливу різних факторів на вибір стратегії подальшого поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ» (розробка автора)

Головним принципом при виборі стратегії подальшого поводження з відходами уранового виробництва та прийнятті рішень стосовно тих чи інших заходів з ремедіації є очікування більшої користі від їх впровадження, ніж шкоди. Відповідно до принципу оптимізації серед усіх можливих варіантів ремедіації треба вибрати найбільш оптимальний [4].

Раніше в ряді європейських країн при виборі стратегії радіаційного захисту намагалися використати підходи, що спиралися на порівнянні вартості заходів з ремедіації із грошовим еквівалентом ризику, який полягав у визначенні збитків від опромінювання населення за умовної кількості смертельних наслідків від опромінювання у випадку якщо не здійснювати ніяких заходів [5]. Виходячи з цього визначали доцільний рівень вартості заходів для зменшення одиниці відвернутої дози опромінення. При цьому ризик виникнення віддалених наслідків (ракових захворювань) приймали на рівні 0,05 вип./Зв, а середньостатистичну тривалістю життя з раком - 15 років. [5].

Проте у більшості випадків такий підхід не спрацьовував і обґрунтувати необхідність проведення досить вартісних заходів з ремедіації лише за радіологічними показниками було неможливо. У більшості випадків при виборі заходів визначальною була соціальна і політична складова, а не радіологічна доцільність. Рішення при цьому приймалися незалежно наявних показників радіаційного забруднення, а виходячи з міркувань соціального захисту чи з позиції створення комфортних умов при проживанні на забруднених територіях [5]. Таким чином, при виборі заходів з ремедіації враховуються не тільки об'єктивні, а і суб'єктивні фактори: соціальні фактори, вимоги законодавства, досвід здійснення подібних заходів в інших країнах.

Для врахування різних аргументів при прийнятті рішення і виборі тієї чи іншої стратегії була запропонована методологія багатофакторного аналізу (БФА), яка на англійській мові визначається як **multi-attributive analyses** (МФА) [6]. Ця методологія дозволяє врахувати як об'єктивні так і суб'єктивні компоненти: фактори здоров'я, економічні і соціальні фактори та ін. Проте при використанні цієї

методології кінцевий результат часто є неоднозначним, а залежить від того, хто проводить аналіз і в якій мірі він зацікавлений в тих чи інших результатах аналізу.

Кожне сховище РАВ є унікальним об'єктом. Сховища відрізняються одне від одного своїми розмірами, кількістю накопичених відходів, видом та рівнем виконаних заходів з ремедіації, радіаційними характеристиками, наявністю та видом об'єктів на прилеглих територіях, рельєфом тощо. Зважаючи на це універсальних рішень стосовно поводження з відходами уранового виробництва на конкретному сховищі та загальних рішень з вибору заходів з ремедіації бути не може. Проте, незважаючи на відмінності сховищ є загальна задача сьогодення яка полягає в мінімізації витрат та втрат, пов'язаних з наявністю усіх сховищ, як нинішніх так і в майбутні періоди часу, при збереженні прийняттого рівня безпеки для населення та персоналу. В формульному вигляді ця задача зводиться до мінімізації функціонала, що являє собою суму поточних та майбутніх витрат і втрат при обмеженнях, обумовлених необхідністю виконання вимог безпеки

$$\Phi = \sum B_n + \sum B_m^{np} + \sum Z_n + \sum Z_m^{np} \rightarrow \min, \quad (3.1)$$

де $\sum B_n, \sum B_m^{np}$ - відповідно, сума поточних та майбутніх витрат, приведених до нинішнього часу;

$\sum Z_n, \sum Z_m^{np}$ - відповідно, сума поточних та майбутніх втрат, приведених до нинішнього часу;

Обмеження, обумовлені необхідністю виконання вимог безпеки можуть бути представлені як

$$D_{\text{д.річ}}^{\text{нас}} \leq 1\text{мЗв} \quad \text{та} \quad D_{\text{д.річ}}^{\text{пер}} \leq 20\text{мЗв},$$

де $D_{\text{д.річ}}^{\text{нас}}$ та $D_{\text{д.річ}}^{\text{пер}}$ - відповідно, додаткова до природного річна еквівалентна доза опромінення населення та персоналу, внаслідок впливу сховищ РАВ.

Виконаний в попередньому розділі аналіз економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ» показав, що серед різних груп витрат та втрат, обумовлених цим захороненням, донині найбільш значущими є витрати на заходи з охорони та нагляду за станом сховищ РАВ та на заходи, спрямовані на

приведення сховищ до безпечного стану та зменшення їх шкідливого впливу на довкілля. Зважаючи на це вираз (3.1) можна представити у наступному вигляді

$$\Phi = B_n^{OH} + B_m^{OH} + B_n^{3P} + B_m^{3P} \rightarrow \min, \quad (3.2)$$

де B_n^{OH}, B_m^{OH} - відповідно, поточні та приведені до нинішнього часу майбутні витрати на заходи з охорони та нагляду за станом сховищ РАВ;

B_n^{3P}, B_m^{3P} - відповідно, поточні та приведені до нинішнього часу майбутні витрати на заходи з ремедіації, тобто заходи спрямовані на приведення сховищ до безпечного стану та зменшення їх шкідливого впливу на довкілля.

Досвід проведення заходів з ремедіації в багатьох країнах показує, що при вірно вибраній стратегії їх проведення удалось звести практично до нуля витрати майбутніх періодів на заходи з обслуговування та контролю за станом сховищ та знизити до мінімуму витрати майбутніх періодів на заходи з ремедіації. Наявні сучасні технології з проведення інженерних і геотехнічних заходів на радіаційно забруднених територіях дозволяють створити там безпечні умови на дуже тривалий час у безпосередній близькості до територій з необмеженим природокористуванням. Саме виходячи з вимоги сталого і довготривалого стану сховищ законодавством і нормативними актами ряду країн світу, встановлено вимоги щодо захисних бар'єрів (грунтового покриття сховищ, наявності протифільтраційних екранів, захисних дамб, характеристик гідротехнічних споруд тощо). Вони мають забезпечити надійний захист сховищ не менше 200 років [7].

Зважаючи на викладене стратегія подальшого поведіння з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ» повинна зводитися до здійснення комплексу заходів з ремедіації на забруднених територіях які дозволяють вивести їх з обслуговування й регулюючого контролю та повернення цих територій до вільного, необмеженого або принаймні корисного використання місцевими громадами або новими власниками.

При зберіганні радіоактивних відходів або хвостів уранового виробництва у деяких випадках після завершення заходів з ремедіації певні ризики з необмеженого використання таких територій можуть залишатися. За таких умов можуть

вводиться обмеження з використання і поводження на таких територіях. Наприклад, хвостосховища мають бути огорожені з відповідними знаками безпеки. На поверхні хвостосховищ можуть розміщуватися лише ті об'єкти або проводитися ті види робіт, що дозволені проектом і є безпечними з точки зору утримання покриття та захисних дамб сховищ у визначеному стані.

Як правило, на території сховищ протягом тривалого часу (сотні років) заборонено проведення земляних робіт, які можуть привести до порушення цілісності ґрунтового покриття, не допускається будівництво житлових будинків, облаштування свердловин питного та сільськогосподарського призначення. Вводяться вимоги до рослинного покриву, наявності дренажних систем. На деякі території може бути заборонений несанкціонований доступ людей. У більшості випадків відповідальність за дотримання вимог безпеки при використанні таких територій несуть або органи місцевого самоврядування, або власники, які за певних умов можуть використовувати такі території і водночас несуть відповідальність за безпеку природокористування [24].

Організаційно-економічний механізм реалізації стратегії подальшого поводження зі сховищами відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ» наведений на рис. 3.2. Він включає наступні 5 етапів:

- перший етап – підготовчий;
- другий етап – вибірковий;
- третій етап – проектний;
- четвертий етап – технологічний;
- п'ятий етап – моніторинговий.

На першому етапі здійснюється оцінка радіаційної ситуації на сховищах РАВ (інтенсивність гама-випромінювання, ЕРОА, ексхаляція радону, стан покриття, стан захисних дамб тощо), визначаються з джерелами та можливими обсягами фінансування реанімаційних робіт, виконується аналіз чинного законодавства та нормативно-правових актів з питань можливого використання території сховищ після проведення заходів з ремедіації.

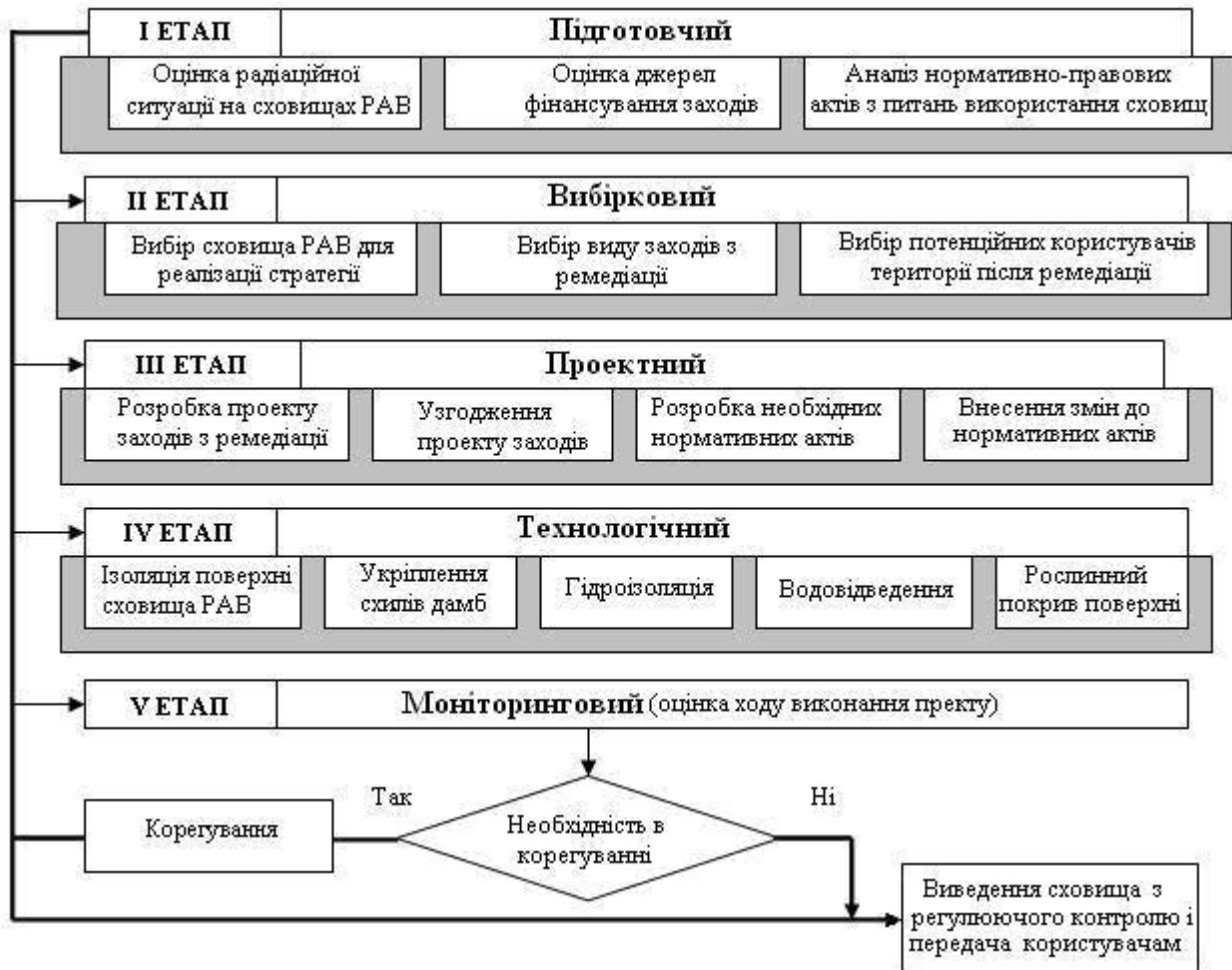


Рис. 3.2. Організаційно-економічний механізм реалізації стратегії подальшого поводження зі сховищами РАВ ВО «ПХЗ» (розробка автора)

На другому етапі, виходячи з даних аналізу стану сховищ та можливих обсягів фінансування заходів з ремедіації, здійснюють вибір конкретного сховища (сховищ) для реалізації вибраної стратегії та визначають напрями проведення ремедіації робіт. Дуже важливим аспектом для вибору реабілітаційних заходів є прийняття рішення щодо визначення можливих потенційних користувачів територій сховищ після проведення заходів з ремедіації та узгодження рішення щодо подальшого використання територій та об'єктів. Найбільш ефективним є корисне використання таких об'єктів або територій після приведення їх в екологічно безпечний стан. Позиція зацікавлених сторін при реалізації стратегії на цьому етапі є вирішальною.

На третьому, проектному етапі, здійснюється розробка та узгодження проекту проведення робіт з ремедіації, а також, в разі необхідності здійснюють розробку проектів та узгодження нормативно-правових актів чи проектів змін до чинних нормативно-правових актів, які стосуються питань, пов'язаних з виведенням територій з під регулюючого контролю та передачі їх новим користувачам. В разі необхідності узгоджуються питання щодо надання постійних чи тимчасово діючих пільг новим користувачам територій для підвищення рівня їх зацікавленості у використанні територій сховищ.

На четвертому етапі згідно розробленого проекту виконуються роботи з ремедіації на території сховищ, необхідні для виведення сховища з регулюючого контролю та передачі новим користувачам, які в загальному випадку можуть включати роботи з планування поверхні сховища, поліпшення ґрунтового покриву, укріплення схилів дамб, гідроізоляції, водовідведення, заміни чи покращення існуючого рослинного покриву тощо.

Обов'язковим етапом при реалізації вибраної стратегії є здійснення адміністративного та громадського контролю за станом виконання проекту (п'ятий, моніторинговий етап) та своєчасне його корегування відповідно до обставин і умов, що можуть скластися під час реалізації проекту.

3.2. Вибір і економічна оцінка пріоритетних напрямків можливого використання території сховищ РАВ

Вибір пріоритетних напрямків можливого використання території сховищ РАВ та виконання програми з ремедіації потребує певної послідовності дій. Цей процес регламентується настановою МАГАТЕ № WS-G-3.1 [9]. Вибір заходів з ремедіації потрібно здійснювати з врахуванням мети її проведення, визначеної згідно прийнятої стратегії подальшого поводження з сховищами РАВ, всіх об'єктивних і суб'єктивних факторів, що здатні впливати на прийняття остаточного рішення та можливих технічних рішень і технологій, які можуть застосовуватися в рамках програми реабілітаційних заходів.

Концептуальні підходи до вибору напрямків ремедіації територій хвостосховищ уранового виробництва ВО «ПХЗ» наведено на рис. 3.3.

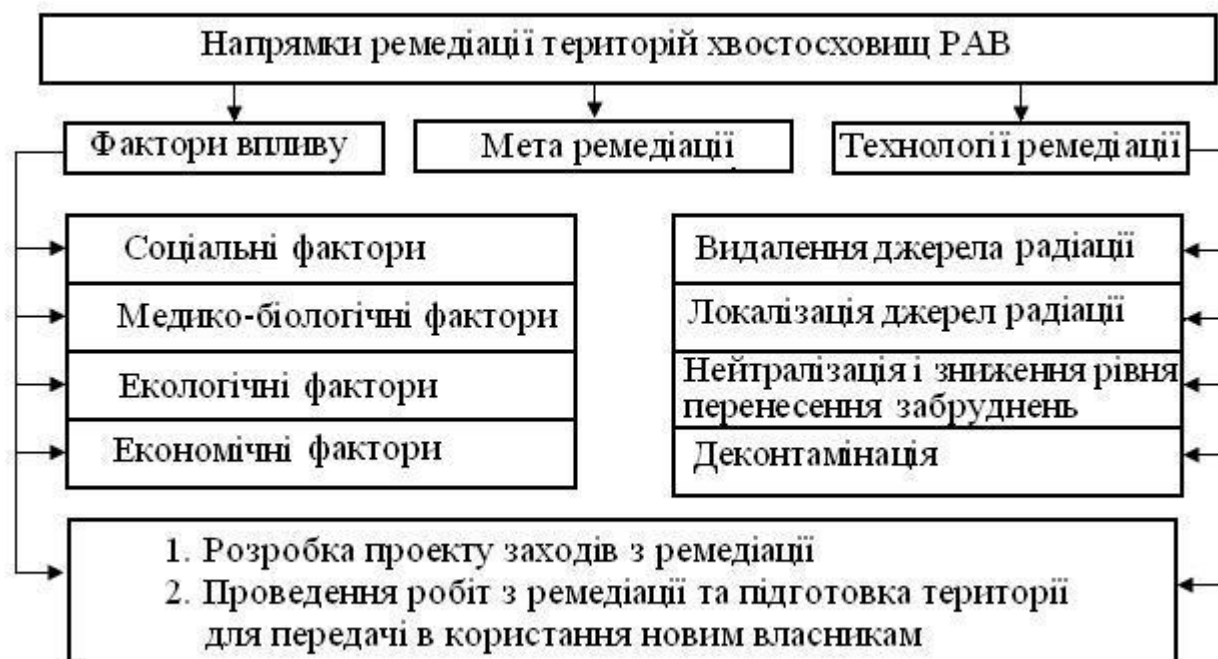


Рис. 3.3. Концептуальні підходи до вибору напрямків ремедіації територій хвостосховищ уранового виробництва ВО «ПХЗ».

Всі наявні технології ремедіації спрямовані на зниження впливу радіації та ризику для людей, які живуть поряд з забрудненими територіями, чи людей та персоналу, при їх знаходженні на об'єктах, розміщених на цих територіях. Ці технології прийнято поділяти на чотири основні категорії:

Видалення джерела випромінювання (ліквідація сховища). Як правило такі технології використовують до локальних місць скупчення РАВ чи визначених на місцевості скупчень забрудненого ґрунту. В окремих випадках повне видалення може стосуватися і локалізованих хвостосховищ уранового виробництва. При цьому здійснюється їх перенесення в інші безпечні спеціалізовані сховища. Іноді можливе їх очищення, повторне використання або ж переробка. Технологія видалення може застосовуватися і для локально зосереджених ареалів забруднених підземних вод, які можна викачати і спрямувати на очищення.

Ліквідація джерела забруднення, що випромінює радіацію, є одним із найефективніших заходів. Проте у багатьох випадках повне видалення забруднення не виправдане і недоцільне як з економічної, так і з радіологічної точки зору. По-перше, сам процес переміщення великих обсягів РАВ, накопичених в сховищах, є досить затратним заходом. По-друге, технічні засоби, які при цьому використовуються, як правило самі стають джерелами іонізуючого випромінювання і непридатними для подальшого використання. По-третє, процес відкриття сховища, навантаження, транспортування, розвантаження та складування РАВ супроводжується значним виносом радіоактивних речовин в довкілля у вигляді аерозолів, а персонал, що задіяний до переміщення РАВ, отримує сумарну дозу опромінення, що інколи на порядки перевищує дози опромінення населення, яке проживає в зонах впливу сховищ РАВ та персоналу, який задіяний для охорони та нагляду за цими сховищами.

Локалізація джерел забруднення, екранування. Ця технологія найчастіше використовується в тих випадках, коли довготривале і безпечне зберігання можна забезпечити на місці розташування забруднень. Суть технології полягає в облаштуванні інженерних або геохімічних бар'єрів між забрудненим і чистим середовищем. Частіш за все це ґрунтове покриття поверхні хвостосховищ та облаштування глиняних чи інших геотехнічних протифільтраційних бар'єрів.

В час, коли споруджувалися об'єкти утримання РАВ ВО «ПХЗ», технології спорудження захисних бар'єрів і вимоги до них були недостатньо розвинутими. Тому нині виникають проблеми пов'язані з їх реконструкцією. Сучасні технології дозволяють ефективно вирішувати проблеми ексхалатції радону, розносу забруднених часток пилу вітром і навіть довготривалої надійності гідротехнічних споруд та ерозії ґрунтового покриття. Проте, через відсутність надійних протифільтраційних бар'єрів, попередити міграцію радіоактивних речовин водоносним горизонтами у багатьох випадках практично неможливо. В таких випадках екранування поверхні сховищ ґрунтовим покриттям доповнюють заходами по відводі атмосферних опадів, облаштуванням систем дренажу фільтраційних вод, а також зниженням рівнів підземних вод. Доцільність застосування різних технологій визна-

чають шляхом урахування витрат на проведення заходів та зацікавленості в їх проведенні потенційних користувачів сховищ.

Нейтралізація і зниження рівня перенесення забруднюючих речовин. Ці заходи в основному спрямовані на зменшення інтенсивності перенесення радіонуклідів на частках пилу та у воді. Розроблені нині способи зниження здатності радіоактивних речовин до перенесення в основному використовуються на етапі підготовки радіоактивних відходів до довготривалого зберігання. До відходів додають цементний розчин або хімічні речовини, здатні зв'язувати забруднювальну речовину та зменшувати її мобільність. На діючих сховищах деякі речовини можна додавати у ґрунти для зменшення потрапляння радіонуклідів у рослини, а також зменшення переходу у водні та водно-ґрунтові розчини. Тобто додаванням різних речовин намагаються змінити фізико-хімічний стан відходів із більш рухомого у фіксований (сорбований). Такі заходи є досить специфічними і доцільність їх проведення розглядається фахівцями окремо у кожному конкретному випадку з врахуванням очікуваної ефективності та вартості заходів. Для відходів колишніх підприємств переробки уранових руд, в тому числі і ВО «ПХЗ», де для екстракції урану з рудних матеріалів використовували кислотні розчини, нейтралізацію середовища рекомендують здійснювати додаванням лугів, що дозволяє знизити кислотність середовища і схильність забруднюючих речовин до міграції.

Деконтамінація. Деконтамінація розглядається як процес проведення заходів з метою усунення забруднень різної природи з ділянок ґрунту, поверхні тіла людини, продуктів, приготовлених для споживання, предметів тощо, які можуть становити ризик для здоров'я населення. У випадку радіоактивно забруднених територій деконтамінація виступає як метод механічного або хімічного очищення поверхонь і матеріалів. Вона може застосовуватися для видалення забруднень з ділянок поверхні ґрунту, підземних і поверхневих вод, будівельних конструкцій та обладнання. Є безліч технічних рішень щодо проведення деконтамінації в умовах сховищ РАВ, проте всі вони досить коштовні і тому випадків їх практичного застосування небагато. В кожному конкретному випадку такі рішення потребують ретельного економічного обґрунтування, а крім того вирішення питань щодо по-

водження з радіоактивними відходами, які будуть накопичуватися внаслідок деконтамінації.

Серед зазначених на рис. 3.3 груп факторів в першу чергу зупинимось на тих, що являються визначальними при виборі напрямків реанімації. Одним із важливих чинників, який впливає на вибір напрямку майбутнього використання території сховища після проведення заходів з ремедіації є територіальне розміщення сховищ по відношенню до наявних промислових об'єктів та житлових районів міста Кам'янське. Так, сховища «Західне», «Центральний яр», «Південно-Східне» та «Дніпровське» розміщені безпосередньо в промисловій зоні і місцеві громади мало зацікавлені у використанні цих територій. Прикладом цього є невдала спроба використання території сховища «Західне» для розміщення гаражів приватних осіб та сховищ. Після припинення експлуатації цього сховища в 1954 році, частина хвостосховища була покрита шаром асфальту а в південно-західній частині хвостосховища були побудовані гаражі та складські приміщення. З часом складські приміщення були демонтовані, а гаражі покинуті власниками і зруйновані. Причини цього полягають як в неврахуванні можливості значного накопичення радону в закритих приміщеннях (внаслідок його ексхаляції з поверхні сховища) так і незручність користування гаражами із-за значної відстані від місць проживання їх господарів та відсутності можливості скористатись громадським транспортом для подолання цієї відстані.

Серед медико-біологічних чинників важливими є ті, що визначають рівень радіаційної безпеки для різних випадків опромінення. Так при використанні територій сховищ, річна доза додаткового опромінювання (поверх фонові дози для даної місцевості) для населення повинна не перевищувати 1 мЗв/рік, а для персоналу, який буде задіяний для виконання робіт на території сховищ не більше 20 мЗв/рік. При виборі напрямків можливого використання території сховищ необхідно зважати на можливість накопичення радону в будинках та спорудах внаслідок його ексхаляції з поверхні сховищ, що обмежує можливі напрями використання сховищ. При цьому зведення будівель, необхідних для майбутніх користувачів

сховищ, повинно здійснюватись на прилеглих до сховищ територіях з низьким рівнем ексхаляції радону.

Екологічні фактори, які впливають на вибір напрямків можливого використання території сховищ, в першу чергу пов'язані з попередженням можливого негативного впливу сховищ на довкілля. За нормальних умов можливі напрямки використання території сховищ не повинні призводити до підвищення інтенсивності міграції радіонуклідів в підземних водах та виносу радіоактивних речовин у вигляді аерозолів.

Серед можливих аварійних ситуацій на території сховищ найбільш ймовірними є пожежі. Тому на їх території повинні бути передбачені обмеження щодо наявності високих дерев, коренева система яких може досягати похоронених радіоактивних відходів, оскільки розчинні форми радіонуклідів накопичуються в деревині і при пожежі, у вигляді аерозолів, здатні призвести до додаткового радіоактивного забруднення довкілля [10].

Розглянуті соціальні, медико-біологічні та екологічні чинники є факторами які в основному обмежують можливі напрями використання території сховищ РАВ. Головним же фактором, щодо прийняття рішення стосовно вибору тих чи інших заходів у рамках процесу ремедіації, є економічний. Відповідно до вибраної нами стратегії подальшого поводження зі сховищами РАВ основним принципом вибору заходів з ремедіації є отримання як можна більшої користі від їх впровадження, тобто витрати на проведення таких заходів після передачі сховища новому користувачу повинні по можливості в коротший термін окупатися.

Нині найпоширенішим показником, який використовують для оцінки ефективності інвестицій, є чиста приведена вартість (Net Present Value – NPV)

$$NPV = -INV + \sum_1^T \frac{CF_k}{(1+r)^k}, \quad (3.3)$$

де INV – загальний обсяг інвестицій за проектом, в даному випадку це витрати на проведення заходів з ремедіації, які дозволяють вивести територію сховища з регулюючого контролю і передати її новому користувачу;

CF_k – річний грошовий потік;

r – зважена середня вартість капіталу;

$k = 1 \dots T$ – номер поточного року дії проекту.

У випадку коли $NPV > 0$ інвестиційний проект вважається прибутковим, якщо $NPV=0$, то це свідчить про безбитковість проекту для інвестора.

При оцінці ефективності інвестиційних проектів річний грошовий потік визначається різницею між всіма доходами і витратами за проектом за рік

$$CF_k = B_k - C_k, \quad (3.4)$$

де B_k – доходи за проектом за k -й рік;

C_k – експлуатаційні витрати, пов'язані з проектом за k -й рік.

У випадку оцінки ефективності інвестицій в заходи з реанімації території сховищ при визначенні річного грошового потоку доходи за проектом за k -й рік замінює відвернений збиток суспільства в цілому в розрахунку на рік внаслідок впровадження заходів, це кошти, зекономлені в результаті виведення сховища з нагляду і контролю, кошти, які витрачаються державою для проведення поточних заходів, спрямованих на підтримання територій сховищ в екологічно-безпечному стані, податки на прибуток нових користувачів території сховищ, податки на землю, які сплачуються новим користувачем, тощо.

Експлуатаційні витрати, пов'язані з проектом за k -й рік, в загальному випадку можуть включати витрати держави на зовнішній екологічний контроль. У випадку передачі функцій контролю за станом сховища новому користувачу, при оцінці ефективності проекту ці витрати можна не враховувати.

В такому випадку вираз (3.4) при проведенні заходу на i -му сховищі буде визначатись як

$$CF_{ki} = B_i^{OH} + B_i^{3P} + \Pi_i + \Pi_{zi}, \quad (3.5)$$

де B_i^{OH}, B_i^{3P} - відповідно, витрати на заходи з охорони та нагляду за станом i -го сховища та витрати держави на проведення поточних заходів, спрямованих на підтримання територій i -го сховища в екологічно-безпечному стані;

Π_i, Π_{zi} - відповідно, податки на прибуток нових користувачів території i -го сховища та податки на землю, які сплачуються новим користувачем.

У цьому випадку річний грошовий потік, що визначається в розрахунку на кожен рік дії проекту є постійною величиною, а вираз (3.3) можна представити у вигляді

$$NPV = -INV + \sum_1^T \frac{B_i^{on} + B_i^{zp} + \Pi_i + \Pi_{zi}}{(1+r)^k}. \quad (3.6)$$

В світовій практиці проведення заходів з ремедіації на сховищах відходів для зацікавлення потенціальних користувачів територій сховищ часто на законодавчому рівні передбачають повне чи часткове (на термін до 10 років) їх звільнення від податків на прибуток та на землю [11]. В таких випадках інколи удається суттєво зменшити витрати на проведення заходів з ремедіації, які дозволяють вивести територію сховища з регулюючого контролю, оскільки зацікавлений користувач частину необхідних робіт в цьому випадку може здійснювати за свій рахунок. Для зниження витрат на утримання сховищ уранового виробництва та їх негативного впливу на довкілля в районі їх розташування розробляються проекти їх застосування, що спрямовані на використання поверхні сховищ для розміщення на ній об'єктів соціальної інфраструктури та різних видів виробничо-господарської діяльності, а саме:

- створення паркових зон;
- будівництва спортивних площадок;
- розбивки зон культурного відпочинку;
- будівництво відкритих складів;
- створення стоянок технічного устаткування;
- розташування енергетичних установок;
- розміщення інших промислових об'єктів.

Після проведення заходів з ремедіації та передачі території сховищ для розміщення на ній об'єктів соціальної інфраструктури чи об'єктів виробничо-господарської діяльності, як правило, протягом тривалого періоду часу (сотні ро-

ків) заборонено проведення земляних робіт, які здатні призвести до порушення цілісності захисного покриття, будівництво житлових будинків та облаштування свердловин для питного водопостачання. Окрім того на таких територіях необхідно контролювати стан рослинного покриву та дренажних систем. Часто на ці території забороняють несанкціонований доступ людей. У випадку розміщення об'єктів соціальної інфраструктури відповідальність за дотримання безпеки використання територій несуть органи місцевого самоврядування, а при розміщенні об'єктів виробничо-господарської діяльності та передачі таких ділянок у використання недержавних власників, відповідають за безпеку природокористування несуть нові власники.

У ряді країн протягом тривалого часу після передачі територій сховищ новим власникам існують програми підтримки. Вони включають підтримку заходів з безпечного використання територій і контроль за дотримання узгоджених режимів їх використання — так званий інституціональний контроль [8].

3.3. Планування та організація робіт з передачі територій сховищ новим користувачам

Зважаючи на унікальність кожного сховища РАВ універсальних рішень стосовно поводження з відходами уранового виробництва на конкретному сховищі та загальних рішень з вибору заходів з ремедіації бути не може. Проте, незважаючи на відмінності сховищ є загальна задача сьогодення яка полягає в мінімізації витрат та втрат, пов'язаних з наявністю усіх сховищ, як нинішніх так і майбутніх, при збереженні прийняттого рівня безпеки для населення та персоналу.

Першим кроком планування заходів має бути проведення аналізу стану сховищ з урахуванням їх минулого використання і сучасного стану сховищ. Важливим є з'ясування технологій, які застосовувалися, як було організовано транспортування відходів до сховищ і які заходи з ремедіації вже проводилися (рис. 3.4).

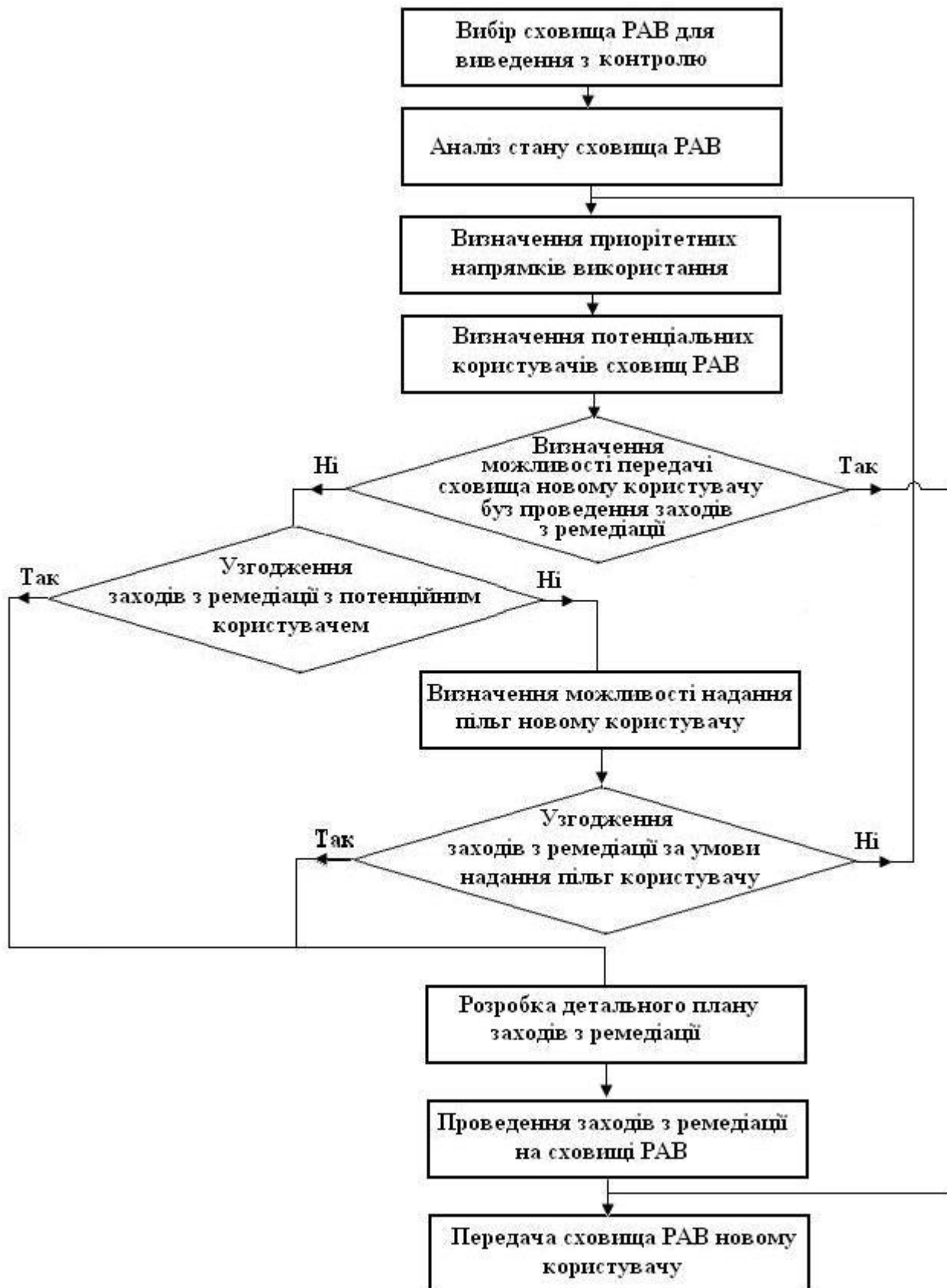


Рис. 3.4. Процес планування та проведення заходів з ремедіації (розроблено автором)

На цьому етапі підготовчих заходів має бути детально вивчена ситуація на кожному з об'єктів і проведений аналіз стану сховищ на відповідність чинним нормам радіаційної безпеки [12, 13, 14]. Оцінка безпеки — це процес, що стосується не лише сучасного стану об'єктів, де існують джерела забруднення та опромінення персоналу підприємств, а й населення, що проживає на прилеглих територіях. Аналіз виконується з врахуванням природних умов і технічного стану об'єктів, а також для різних потенційно можливих факторів, які можуть діяти під час використання території сховищ.

Наступним кроком є аналіз можливих напрямків використання території сховищ та визначення серед них найбільш доцільних (пріоритетних). Це необхідно здійснювати з врахуванням прийнятої стратегії подальшого поводження з сховищами РАВ, всіх об'єктивних і суб'єктивних факторів, що здатні впливати на прийняття остаточного рішення та можливих технічних рішень і технологій, які можуть застосовуватися в рамках програми реабілітаційних заходів.

Дуже важливим є й наступний крок — визначення потенціальних користувачів території сховищ. Процес визначення повинен здійснюватися з врахуванням можливих напрямків використання території сховищ, територіального розміщення потенціальних користувачів, досвіду їх роботи у вибраних напрямках тощо.

Процес прийняття рішення має бути відкритим для всіх учасників. Потенціальні користувачі повинні бути добре проінформовані про нинішній стан територій, можливі напрямки їх використання, умови передачі до користування, вимоги до користувачів щодо підтримання територій в безпечному стані, заходи з ремедіації які можуть бути проведені до моменту передачі територій новим користувачам, тощо.

Потрібно розуміти, що потенціальні користувачі можуть вимагати проведення різних заходів з ремедіації, що відрізняються як за обсягом робіт так і за вартістю. Тому мають використовуватися всі доступні методи аргументації для зацікавлення користувачів і вибору того чи іншого рішення. Як показує практика європейських країн [15], у багатьох випадках під час вибору заходів перевагу надають

не радіологічним факторам, а соціально і політично вмотивованим рішенням, які потім отримують техніко-економічне обґрунтування.

Зважаючи на сучасний стан економіки України та дефіцит ресурсів і коштів, які може виділити держава, як нинішній власник сховищ, на проведення заходів з ре медіації території сховищ РАВ, серед всіх можливих потенціальних користувачів сховищ в першу чергу повинні вибиратися ті, які погоджуються взяти в користування запропоновану територію сховищ без попереднього проведення заходів з ремедіації, а роботи необхідні для підготовки території сховищ до подальшого їх використання погоджуються провести за власний рахунок. При передачі територій сховищ новим користувачам без попереднього проведення заходів з ремедіації потрібно встановити обмеження на використання відповідної території або об'єкта у майбутньому, а також вимоги до проектних рішень щодо спорудження захисних бар'єрів і заходів безпеки. Мають бути також визначені вимоги і критерії щодо дотримання заходів безпеки, систем контролю, моніторингу і регуляторного нагляду на всіх етапах проведення робіт для подальшого цільового використання територій сховищ. Всі ці критерії мають бути погоджені з регуляторними органами та обговорюватися із зацікавленими сторонами, оскільки саме вони визначають можливість проведення та масштабність здійснення заходів на території сховищ.

При відсутності пропозицій від потенціальних користувачів, щодо можливості взяття в користування територію сховищ без попереднього проведення на них підготовчих робіт, наступним кроком є узгодження з можливими користувачами заходів з ремедіації, необхідних для передачі їм території сховищ та визначення серед них найбільш прийнятних як з точки зору безпеки та оцінки впливів на стан природного середовища заходів, що пропонуються, так і оцінки вартості кожного із можливих варіантів заходів з ремедіації. Це дозволить здійснити обґрунтований вибір варіанту майбутнього використання території сховищ як з точки зору витрат так і ефективності результату, який може бути досягнутий.

У випадку досягнення згоди з майбутнім потенціальним користувачем території сховища, наступним етапом є розробка детального плану ремедіації. Він має містити такі складові.

- аналіз небезпек і можливих шляхів вирішення проблем, що розглядалися на попередніх етапах процесу виведення території з регулюючого контролю;
- план поетапного проведення інженерних та організаційних заходів відповідно до узгодженого з можливими користувачами переліку заходів з ремедіації;
- перелік заходів щодо безпеки проведення інженерних та організаційних заходів на весь період їх виконання;
- план поводження з можливими відходами (зокрема радіоактивними і нерадіоактивними), що будуть виникати в результаті проведення інженерних заходів;
- плани моніторингу та нагляду за проведенням робіт;
- план і структура звіту про завершення заходів, а також програма контролю за використанням території після завершення заходів.

План ремедіації повинен розглядатися незалежними експертами, державними та регіональними органами управління і всіма учасниками процесу планування і контролю за здійсненням ремедіації.

Після проведення заходів згідно розробленого плану, необхідно знову проаналізувати стан об'єктів і територій та підготувати звіт про завершення робіт. Для аналізу відповідності результатів робіт з ремедіації критеріям, що були узгоджені перед початком заходів, спільно з представниками всіх зацікавлених сторін треба створити комісію. Якщо необхідно, провести незалежні експертні оцінки. Після такого комплексного аналізу має прийматися рішення щодо звільнення території з регулюючого контролю та передачі її новому користувачу для подальшого використання.

У випадку якщо не було досягнуто згоди з потенціальним користувачем щодо проведення заходів з ремедіації територій сховищ або коли потенціальні користувачі таких територій відсутні, здійснюється поук рішень, щодо підвищення зацікавленості таких користувачів у територіях, перш за все шляхом надання пільг з оподаткування, передачі на пільгових умовах певних земельних ділянок, прилег-

лих до території сховища для спорудження в майбутньому будівель і споруд необхідних для експлуатації території сховищ тощо.

Якщо і за умови надання можливих пільг не було досягнуто згоди з потенціальним користувачем щодо проведення заходів з ремедіації території сховищ, весь зазначений процес вибору напрямків використання та узгодження заходів з потенціальними користувачами слід повторити.

Керуючись наведеним порядком процесу планування та проведення заходів з ремедіації, відповідно до принципу оптимізації, нами серед усіх можливих варіантів використання територій деяких сховищ після ремедіації вибрані наступні [16,17].

Сховище «Західне». Розміщення сховища безпосередньо на території ВО «ПХЗ» в безпосередній близькості до промислових підприємств які створені на базі ВО «ПХЗ», наявність асфальтового покриття значної частини сховища, огорожі та дренажної системи для відведення атмосферних опадів обумовлює те, що з усіх раніше розглянутих нами варіантів можливого використання поверхні сховищ найбільш прийнятним є передача території сховища в користування одному або кільком згаданим промисловим підприємствам для облаштування відкритих складів чи створення стоянок технічного устаткування. Зважаючи на наявність на території сховища ділянок з високим рівнем радіаційного фону, заходи з ремедіації, які необхідно провести для передачі території сховища новому користувачу, зводяться до часткового поновлення екрануючого іонізуючі випромінювання покриття в місця з високим рівнем радіаційного фону шляхом підсипки ґрунту та поновлення асфальтового покриття. Умовами передачі сховища в користування новому власнику повинне бути передбачено підтримання цілісності огорожі, обмеження доступу на територію сховища сторонніх осіб, заборона на порушення цілісності екрануючого покриття, заборона будівництва на поверхні сховища будівель та споруд з закритими приміщеннями, Будівлі, які використовуються для розміщення персоналу, що здійснює охорону складів та стоянок, повинні розміщуватись на територіях безпосередньо прилягаючих до території сховища де відсутня додаткова до природного ексхаляція радону.

Сховище «Центральний яр». Територія сховища має достатньо родючий ґрунтовий покрив, на території є високі дерева, трава, кущі. Сховище має огорожу, на прилеглих територіях є можливість спорудження службових приміщень, (контора, охорона). З розглянутих нами раніше варіантів можливого використання поверхні цього сховища найбільш прийнятним і найменш затратними є використання поверхні сховища як зони реабілітації: для створення паркових зон, будівництва спортивних площадок, розбивки зон культурного відпочинку. Проте намагання використати територію сховища як зону реабілітації в минулому не мало успіху. Причина цього полягає в малій зацікавленості населення до використання території в таких цілях, що обумовлено значною відстанню від житлових масивів, наявністю промислової зони тощо. Тому як можливий напрямок використання слід розглянути такий нетрадиційний напрямок, що набуває все більшої популярності, як використання цієї території для створення садового центру, розплідника декоративних рослин та плодкових дерев і кущів тощо. Наявність родючого ґрунтового покриття, дороги з асфальтовим покриттям та технологічної естакади (колишнього трубопроводу, що перетинають посередині територію сховища, огорожі, а також незначний перепад висот, створюють умови для оригінального ландшафтного планування території і використання її в зазначеному напрямку.

Заходи з ремедіації, які необхідно провести для передачі території сховища новому користувачу, зводяться до видалення з території сховища високих дерев, коренева система яких з часом може досягати за складованих радіоактивних відходів, підсіпка ґрунту в місцях де інтенсивність іонізуючого випромінювання перевищує фонове для даної місцевості, відновлення мережі технічного водопостачання та мережі електричного живлення. Для підвищення зацікавленості потенційних користувачів території сховища їм може бути передані приміщення ідальні чи клініки бувшого ВО «ПХЗ» які знаходяться в безпосередній близькості від території сховища і нині не використовуються.

Умовами передачі сховища в користування новому власнику повинне бути передбачено підтримання цілісності огорожі, обмеження безконтрольного доступу на територію сховища сторонніх осіб, заборона на порушення цілісності екра-

нуючого покриття, заборона будівництва на поверхні сховища будівель та споруд з закритими приміщеннями.

Сховище «Південно-Східне». Територія сховища має родючий ґрунтовий покрив, на поверхні ґрунтового покриття посаджена трава. Уздовж північно-східної частини території сховища побудований дренажний кювет для збору поверхневого стоку. Потужність дози гамма-випромінювання по всій площі становить 0,2-0,3 мЗв/год, тобто близька до природного фону випромінювання для даної місцевості.

Можливим напрямком використання, як і сховища «Центральний яр», може бути використання цієї території для створення садового центру, розплідника декоративних рослин та плодкових дерев і кущів тощо. Цьому сприяє наявність огорожі, під'їзних доріг з асфальтовим покриттям та розміщених поруч зі сховищем будівель бывшего ВО «ПХЗ», які не використовуються. Заходи з ремедіації, які необхідно провести для передачі території сховища новому користувачу, зводяться до проведення контролю інтенсивності гамма-випромінювання по площі, можливої підсіпка ґрунту в місцях де ця інтенсивність перевищує фонову, відновлення мережі технічного водопостачання та мережі електричного живлення.

Можливі і інші альтернативні варіанти використання території цього сховища, наприклад для розміщення вітроенергетичних установок. Цьому сприяє те, що сховище знаходиться фактично на поверхні високого виступу, який частково перегороджує долину де протікає ріка Коноплянка. Ця долина є природною аеродинамічною спорудою в якій дмуть інтенсивні вітри домінуючих для території Дніпропетровської області напрямків. Таке розміщення сховища обумовлює значно більшу швидкість вітру над його поверхнею, в порівнянні з іншими територіями. Крім того на незначній глибині від поверхні сховища знаходиться гранітне підґрунття, що дає можливість використати його як природну опору при розміщенні масивних вітроенергетичних установок. Відсутність біля сховища житлових масивів, наявність транспортних та енергетичних комунікацій та будівель, що нині не використовуються, є також факторами, які сприяють підвищенню зацікавленості потенційних користувачів у використанні цієї території для розміщення вітроенергетичних установок.

Хвостосховище «Дніпровське». Заплава річки Дніпро де розміщене це сховище є унікальним природним місцем для використання цих територій як зони реабілітації: для створення паркових зон, будівництва спортивних площадок, розбивки зон культурного відпочинку. Проте розміщення навколо території сховища великих промислових підприємств таких як Дніпровський металургійний комбінат та коксохімічний завод, робота яких супроводжується значним викидом забруднюючих докілья шкідливих речовин, наявність безпосередньо біля хвостосховища відстійників та сховищ відходів цих підприємств, а також накопичені на поверхні хвостосховищ відвали вуглистих шлаків та несплановані відходи від виробництва фосфорних добрив виключають можливість використання території цього сховища як зони реабілітації.

Нині найбільш прийнятним рішенням є виведення цього сховища з регулюючого контролю та передача його території в користування розміщеним поряд промисловим підприємствам, наприклад коксохімічному заводу, для подальшого складування на території сховища вуглистих шлаків. Умовами передачі сховища в користування цьому власнику повинно бути передбачено підтримання цілісності захисних дамб, обмеження доступу на територію сховища сторонніх осіб та заборона на порушення цілісності фосфогіпсового екрануючого покриття в південній його частині.

Хвостосховище «Сухачівське-1». Хвостосховище знаходиться на значній відстані від промислових підприємств серед земель сільськогосподарського призначення. На півночі сховища наявні транспортні та енергетичні комунікації. Поверхня сховища рівна, практично горизонтальна зі ставком нестабільної площі в середній частині сховища. У весняний період площа ставка збільшується, а потім у міру випаровування і дренажу води з чаші хвостосховища він зменшується і оголюються пляжі, які є джерелом радіоактивних аерозолів. Запропоновані рішення [18], спрямовані на підтримку стабільної площі ставка шляхом подачі води з р. Дніпра, сприяють збільшенню дренажу води з радіоактивним ізотопами в підземні водоносні горизонти є досить затратними і не вирішують основне питан-

ня – виведення території сховища з регулюючого контролю і передачі її новому користувачу.

З нашої точки зору найбільш оптимальним варіантом є планування поверхні сховища з повним осушенням всієї площі сховища шляхом відведення води спочатку в понижуючий колектор, розташований у стінок сховища за межами відходів, а потім скиданням зайвої води з колектора по дренажній системі у сховище «Сухачівське-2». Наявність ставка з запасом води дозволяє здійснити облаштуванням понижуючого рівень води колектора та планування поверхні найбільш економічним способом – намивання ґрунту земснарядом з одночасним утворенням понижуючого колектора з лівої та правої сторін хвостосховища за межами захоронених відходів.

Досвід видобування корисних копалин з використанням земснаряду [19,20] показує, що така технологія дозволяє (у порівнянні з використанням екскаваторів та самоскидів) в два рази зменшити витрати на переміщення ґрунту, Крім того при цьому одночасно формується котлован, який служить понижуючим колектором і забезпечуються оптимальні умови для ізоляції пляжів і вирівнювання території поверхні сховища [21]. Спорудження понижуючого колектору у стінок сховища з використанням даної технології не потребує відведення додаткових площ, оскільки робоча територія хвостосховища обгороджена двома рядами колючого дроту на відстані 150-300 м від місця розміщення відходів.

Після намивання ґрунту та вирівнювання поверхні сховища його територія засівається травами. Щодо подальшого використання території то з усіх раніше розглянутих нами варіантів, використання території сховища як зони реабілітації із-за її віддаленості від житлових масивів недоцільне, використання території як землі сільськогосподарського призначення проблематично із-за малої родючості супісків, які знаходяться на поверхні сховищ та наявності достатньо незручних для переміщення сільськогосподарської техніки схилів балки. З нашої точки зору найбільш прийнятним є використання території сховища для цілей сонячної енергетики. Ця перспективна галузь енергетики є досить перспективною і швидко розвивається. В регіоні відсутні вільні території для спорудження сонячних електро-

станцій а поверхня сховища є територією розташованою достатньо далеко від місць викиду забруднень промисловими підприємствами, знаходиться близько від споживачів електричної енергії, в наявності розвинена енергетична та транспортна інфраструктури, а можливе тимчасове звільнення чи надання пільг з оподаткування генеруючи компаній при використанні території сховища, роблять таке рішення для них досить привабливим. В свою чергу сонячні панелі відбиваючи та поглинаючи значну частину сонячного випромінювання сприяють збереженню трав'яного покриву, захищаючи його від пересушування, чим виключається порушення намівного захисного покриття. Територія сховища при такому рішенні виводиться з регулюючого контролю і передається під нагляд експлуатуючої електростанції організації.

Хвостосховище «Сухачівське-2». Оскільки з проектної місткості чаші секції 2, яка становить 22,5 млн. м³, нині заповнено лише 35% і вільний об'єм складає близько 14,8 млн. м³. то по даному сховищу може розглядатися кілька альтернативних проектів.

Перший варіант, це продовження експлуатації сховища і використання вільного його об'єму для складування нерадіоактивних твердих промислових відходів металургійних підприємств. Уже нині поверхневий шар товщі твердих шлаків складають нерадіоактивні відходи хімічних виробництв. Нерадіоактивні відходи перекривають відходи уранового виробництва нерівномірно - шаром до 4-5 м. Проте є ділянки шламові води контактують з відходами уранового виробництва, а при сезонному зменшенні поверхні водоймища виникають сухі пляжі, які є джерелами радіоактивних аерозолів. При цьому скидання зайвої води з понижуючого колектора сховища «Сухачівське-1» до сховища «Сухачівське-2» дозволить усунути висихання водоймища і винесення радіоактивних аерозолів, а покриття поверхні сховища відходами металургійного виробництва, забезпечить повне екранування наявних радіоактивних відходів. За такого рішення сховище може бути виведене з регулюючого контролю і передане під контроль експлуатуючої організації.

У випадку відсутності підприємств зацікавлених у використанні сховища для складування своїх відходів, доцільно проведення на ньому робіт аналогічних роботам на першій секції сховища і передача території під нагляд експлуатуючої електростанції організації.

3.4. Оцінка можливості використання в Україні альтернативних технологій зберігання відходів уранового виробництва

Як правило, урановміщуюча руда, видобута у кар'єрах або у підземних шахтах, спочатку подрібнюється та вилуговується на гірничо-металургійному заводі. Для скорочення транспортних операцій такі підприємства звичайно розташовують неподалік від шахт. Уран виділяють за допомогою гідрометалургійного процесу. Відходи від переробки руди отримують у формі суспензії яку звичайно скидають у відстійники. Зважаючи на те, що виділений урановміщуючий продукт становить лише невелику частку загальної маси руди, кількість твердої фази у відходах практично така ж, як і кількість видобутої руди.

Навіть найдосконаліші сучасні технології не забезпечують виділення з руди всього урану, тому частина його залишається у шламi. За винятком відділеної частини урану, у шламах знаходяться всі інші компоненти руди. Зважаючи на те, що такі продукти розпаду урану як торій-230 та радій-226, при переробці руди не видаляються, то шлами містять до 85% початкової активності руди. Шлами також містять важкі метали та інші шкідливі речовини (наприклад, арсен), а також хімічні реагенти, які використовували у процесі переробки руди [23].

Оскільки нині до розробки залучаються родовища з вмістом урану в руді до 0,1%, а інколи і менше, то об'єми хвостосховищ і маса накопичених відходів часто досягають гігантських значень, Так хвостосховище біля шахти Россінг у Намібії вміщує більше 350 млн. тон відходів, в Актау (Казахстан) 100 мільйонів тон. Є приклади великих хвостосховищ в Європі (хвостосховище у Німеччині вміщує 86 мільйонів) та в США і Канаді (до 30 мільйонів тон сухих матеріалів). Зважаючи на значні періоди напіврозпаду багатьох присутніх у відходах радіоактивних ізо-

топів, хвостосховищ необхідно підтримувати у безпечному стані протягом дуже тривалого часу [24].

У перші роки видобутку урану відходи інколи просто безконтрольно скидали у довкілля. В подальшому, по мірі усвідомлення загрози, яку становлять для людини та довкілля такі відходи, в усіх уранодобуваючих країнах були розроблені та впроваджені нормативні вимоги до розміщення та утримання сховищ РАВ, а в багатьох із них почали проводити роботи спрямовані на пошук більш безпечних для людини та довкілля технологій зберігання відходів уранового виробництва, альтернативних їх зберіганню в поверхневих хвостосховища [25].

Слід відмітити, що різних країнах, як обсяги виконаних заходів з приведення сховищ відходів уранового виробництва в безпечний стан, так і інтенсивність проведення робіт з пошуку більш безпечних технологій зберігання відходів, в значній мірі залежить від жорсткості встановлених нормативів.

Так, найбільш деталізовані нормативи для видалення хвостів, які були оприлюднені Агентством охорони навколишнього середовища (EPA) та Комісією з ядерного регулювання (NRC) у 1980-х роках, введено в США. Ці нормативи встановлюють максимально допустимі концентрації забруднень в ґрунтах, водах підземних горизонтів, викиди радіоактивних аерозолів та радону, а також терміни часу, протягом якого проведені заходи з ремедіації повинні забезпечувати ефективний захист від шкідливого впливу відходів без активного обслуговування сховищ, який знаходиться в діапазоні від 200 до 1000 років. Керуючись такими нормативами була проведена на 15 раніше покинутих хвостосховищах, які полягали в ліквідації крутих схилів захисних дамб, нанесенню на поверхню сховищ декількох шарів ґрунтового та кам'яного покриття, а інколи, щоб уникнути ризику підтоплення або забруднення ґрунтових вод, здійснювалось і перенесення РАВ у більш безпечні місця [24].

В ряді інших країн, наприклад у Канаді, вимоги до заходів реабілітації уранових хвостосховищ є набагато м'якшими. Прикладом цього є велике хвостосховище в провінції Онтаріо біля озера Елліот, де заходи безпеки полягають у наявності

водяного покриття поверхні сховища, яке відіграє роль захисного екрану від випромінювання.

Від жорсткості встановлених нормативів залежать і витрати на заходи з ремедіації хвостосховищ, які коливаються у дуже широкому діапазоні. Найбільші витрати з державних бюджетів на заходи з ремедіації були здійснені на приведення в безпечний стан покинутих хвостосховищ у США та Німеччині. Якщо ці витрати віднести до кількості отриманого урану на об'єктах переробки урановміщуючої сировини, відходи яких були розміщені в цих хвостосховища, то в обох випадках вони складають приблизно 35 дол. США на кілограм виробленого урану. Це навіть більше, ніж ціна урану, за якою здійснювалась його реалізація. Найнижчі витрати на заходи з ремедіації зафіксовані у Канаді, де вони становлять - 0,3 дол. США на кілограм виробленого урану, та в Казахстані, де 100 мільйонів тон хвостів не мають навіть тимчасового покриття, внаслідок чого велику кількість радіоактивного пилу вітер розносить на сусідні території [26].

Щоб не перекладати витрати на приведення хвостосховищ у безпечний стан на платників податків, та запобігти появі нових покинутих сховищ підприємств з видобутку урану, законодавством ряду країн передбачається, що урановидобувні підприємства повинні вкладати гроші у фонди виведення хвостосховищ з експлуатації з початку і протягом усього періоду своєї діяльності, чи використовувати такі технології зберігання відходів уранового виробництва, які не призводять до їх накопичення на земній поверхні і не вимагають проведення заходів з підтримки сховищ в безпечному стані після припинення роботи підприємства.

Пошук альтернативних технологій зберігання відходів уранового виробництва та обговорення питань безпечного поводження з радіоактивними відходами здійснювались з самого початку утворення цих відходів при видобутку урану для військових цілей та розвитком ядерної енергетики. Різноманітні варіанти поводження з відходами уранового виробництва обговорюються починаючи з середини минулого століття і до нинішнього часу. Окрім поверхневого захоронення в хвостосховищах, яким користуються і донині, розглядали також і інші технології, навіть такі досить екзотичні варіанти, такі як видалення відходів у відкритий кос-

мос, захоронення в антарктичній кризі, затоплення відходів у морі, захоронення під дном моря тощо [27].

З часом зазначені вище та багато інших не менш екзотичних варіантів захоронення відходів перестали серйозно обговорюватися і нині, як альтернатива поверхневому захороненню відходів уранового виробництва розглядаються лише такі варіанти як:

- захоронення відходів близько від поверхні землі;
- повернення відходів у місця, звідки видобували руду;
- захоронення відходів у глибоких геологічних формаціях континентальної кори.

Для захоронення відходів близько від поверхні землі можуть використовуватися приповерхневі печери, пустоти, виробки у відпрацьованих покладах корисних копалин, наприклад соляних шахт. Таке захоронення радіоактивних відходів можливе лише при наявності вказаних пустот в місцях наближених до підприємств уранового виробництва. Крім того, захоронення відходів на невеликій глибині, практично немає ніяких переваг перед захороненням на поверхні, оскільки і в цьому випадку відходи розміщуються безпосередньо у біосфері і досить ризиковано розглядати таке сховище як надійну систему з пасивними бар'єрами, яку можна залишити напризволяще. Тому у цьому випадку не виключена необхідність облаштування штучних технічних бар'єрів, а також здійснення заходів моніторингу та проведення ремонту у разі необхідності.

Аналогічно поверхневому захороненню, при захороненні відходів близько від поверхні землі вони доступні по стороннім особам та уразливі до несанкціонованих дій, що обумовлює необхідність захисту цих об'єктів від стороннього впливу. Тобто сховища на невеликій глибині, як і на поверхні потребують організованого нагляду протягом сотень і тисяч років щоб забезпечити захист людини та довкілля. Якщо розглянути цю проблему більш прискіпливо, то захоронення на невеликій глибині як і на поверхні є економічно привабливим рішенням для поводження з відходами нині, але такі захоронення обумовлюють наявність екологічного ризику та можливі додаткові витрати в майбутньому.

Технології захоронення відходів шляхом їх повернення у місця, звідки видобували руду на перший погляд здається досить перспективною. Проте співставлення усіх переваг і недоліків такого варіанту захоронення показує, що вона в більшості випадків не є прийнятним рішенням. Незважаючи на те, що з видобутої сировини вилучили більшу частину урану, вона не стає більш безпечною, а навпаки, крім радіоактивних та інших шкідливих речовин, які в ній залишаються (до 85% загальної радіоактивності та всі хімічні забруднювачі) до продуктів переробки руди добавляються хімічні речовини, дії яких вона піддавалася в процесі вилучення урану. Наявність таких хімічних речовин, створює умови для збільшення мобільності забруднювачів та для їх міграції у навколишнє середовище. На відміну від поверхневого захоронення, де є можливість суттєво знизити швидкість міграції шкідливих речовин шляхом створення штучних водонепроникних бар'єрів, при закачуванні хвостів у підземні шахти ці речовини починають безпосередньо контактувати з ґрунтовими водами після завершення закачування. Навіть якщо гідрогеологічні умови і дозволяють здійснити таке захоронення то здійснити це на діючих шахтах практично неможливо, оскільки впровадження такого способу захоронення потребує докорінної зміни технології видобування. Крім того наявність в шахті подрібненої гірничої маси створює умови для інтенсивного виділення радону в атмосферу гірничих виробок і в результаті цього погіршуються умови праці гірників. Для видалення радону з атмосфери гірничих виробок в таких випадках потрібно суттєво збільшувати витрати повітря на провітрювання, що практично неможливо здійснити на діючих шахтах.

Аналогічна ситуація виникає і при скиданні хвостів у відпрацьовані кар'єри. Тут також створюються умови для безпосереднього контакту відходів з ґрунтовими водами. Крім того, при нинішніх технологіях ведення видобутку корисних копалин відкритим способом закачування хвостів в діючий кар'єр неможливе. Зберігати ж тривалий час відходи у поверхневих сховищах, а після відпрацювання родовища переміщувати їх в кар'єр досить затратне рішення і в той же час само переміщення є процесом здатним створити більше проблем ніж зберігання відходів у поверхневих сховищах.

У 1960-х роках загальноновизнаним став варіант захоронення відходів уранового виробництва у глибоких геологічних формаціях континентальної кори. Вибір конкретних геологічних формацій у різних країнах залежить від геологічних факторів та відповідної політичної та соціальної ситуації. Вирішальними аргументами на користь цього варіанту остаточного захоронення є міркування безпеки та економічні чинники [28].

Нині у декількох країнах вже експлуатують сховища для короткоживучих низькоактивних відходів та відходів середньої активності або ж планують спорудити такі сховища. Так, у Німеччині планується захоронення радіоактивних відходів у глибоких геологічних формаціях. Таке захоронення не передбачає доступу до відходів. Окрім загальних вимог безпеки до такого захоронення, конкретною метою захоронення у глибоких геологічних формаціях є ізоляція відходів від людини та довкілля на дуже тривалий, "геологічний" період часу. Це особливо важливо для високоактивних довгоживучих радіоактивних відходів, для цілей захоронення яких передбачають спорудження спеціально сконструйованих шахт.

З іншого боку, у більшості країн низькоактивні відходи та відходи середньої активності уранового виробництва продовжують розміщувати у сховищах на меншій глибині або на поверхні. І лише у Німеччині планують розміщувати всі радіоактивні відходи у глибоких геологічних формаціях. Головною підставою для цього є висока щільність населення у Німеччині та інтенсивне використання земель і води. Цей альтернативний спосіб остаточного захоронення вже практикували у Німеччині - так зване тест-захоронення у покинутій соляній шахті та експлуатація сховища для низькоактивних відходів та відходів середньої активності у Морслебені [1].

Можна стверджувати, що захоронення у глибоких геологічних формаціях після належного відбору ділянки має вирішальні переваги порівняно із всіма іншими методами розміщення на поверхні. Перш за все до цих переваг належать:

- велика відстань між відходами та біосферою;
- висока та довготермінова здатність геологічних бар'єрів утримувати радіонукліди (та інші небезпечні сполуки);

- повільні темпи геологічних процесів, включаючи обмін та перенесення речовин у геосфері та відповідну надійність прогнозів щодо функціонування систем розміщення відходів;

- пасивне функціонування головних бар'єрів системи розміщення відходів (геологічні бар'єри) без необхідності заходів моніторингу та технічного обслуговування.

Окрім того, людина не може вплинути (або ж може лише несуттєво вплинути) на властивості геосфери, які пов'язані з цими перевагами. Таким чином, довготермінова безпека замкненого сховища не залежить від технічного або економічного потенціалу майбутніх поколінь. У будь-якому випадку, ці фактори можна лише прогнозувати з більшою невизначеністю, ніж поведінку геологічних бар'єрів системи розміщення відходів. Окрім того, проникнення до замкненого сховища у глибоких геологічних формаціях дуже мало ймовірно у випадку війни або терористичних дій.

Зрозуміло, що ці переваги стосуються всіх видів радіоактивних відходів, але в усіх країнах та вони не вважаються необхідними для малоактивних та середньоактивних відходів уранового виробництва, і, відповідно, таке захоронення не використовують. Проте, зважаючи на суттєво більші витрати на захоронення у глибоких геологічних формаціях. слід відзначити, що зазначені переваги існують лише у випадку наявності умов, необхідних для розміщення сховища, з доведеним рівнем безпеки, та якщо можливість довготермінової безпеки збереження надійно доведена.

Серед розглянутих нами альтернатив поверхневому захороненню відходів уранового виробництва для умов України можливе в майбутньому використання лише захоронення їх близько від поверхні землі. Таке захоронення низько- і середньоактивних відходів вважається сьогодні найсучаснішим в науці і технології. Багато країн знаходяться або в стадії розробки таких сховищ для захоронення, або вже мають діючі сховища (наприклад: Європа, Сполучені Штати, Японія, Південна Африка). У цьому випадку ізоляція матеріалів відходів для відносно коротких, періодів часу (як правило, менше 300 років) забезпечується вибором підходящого

підповерхневого горизонту з геологічним бар'єром і створенням технічних і геотехнічних бар'єрів. На додаток, за такими об'єктами ведеться моніторинг. Після досліджень, які проводять для одержання дозволу на захоронення, такі тимчасові сховища планується перевести в статус постійних.

Нині альтернатив поверхневому захороненню відходів уранового виробництва для умов України немає. Тому, щоб попередити майбутні витрати і втрати суспільства, обумовлені нині діючими підприємствами уранового виробництва, основна увага повинна бути звернена на створення нормативно-правової бази, яка б забезпечувала приведення територій сховищ в безпечний стан ще під час роботи і за рахунок цих підприємств. Це дозволить після закриття підприємства уранового виробництва передати ці території в користування новим власникам і уникнути в майбутньому суттєвих витрат і втрат суспільства, обумовлених наявністю поверхневих сховищ відходів уранового виробництва.

Висновки до розділу 3

1. Ситуація, що нині склалася на сховищах уранового виробництва ВО «ПХЗ», в значній мірі обумовлена відсутністю в Україні чіткої, науково обґрунтованої стратегії щодо подальшого поводження з радіоактивними відходами уранового виробництва. При виборі такої стратегії необхідно враховуються всі об'єктивні та суб'єктивні фактори, які впливають на прийняття кінцевого рішення, у тому числі: соціальні, медико-біологічні, екологічні та економічні.

2. Виходячи з вимоги довготривалого збереження відповідності стану сховищ радіоактивних відходів чинним нормативно-правовим актам та мінімізації витрат на їх обслуговування розроблена стратегія подальшого поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ», яка зводиться до здійснення комплексу заходів з ремедіації на забруднених територіях, що дозволяють вивести їх з обслуговування й регулюючого контролю та повернення цих територій до вільного, необмеженого або принаймні корисного використання місцевими громадами або новими власниками.

3. Запропонований організаційно-економічний механізм реалізації стратегії подальшого поводження зі сховищами відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ», який включає наступні етапи: підготовчий, вибірковий, проектний, технологічний та моніторинговий.

4. Виходячи з вимоги довготривалого збереження відповідності стану сховищ РАВ чинним нормативно-правовим актам, запропоновані підходи до економічного обґрунтування напрямків можливого використання території сховищ з відходами уранового виробництва, які спрямовані на мінімізацію витрат на обслуговування сховищ. Подальше поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ», повинне зводитися до здійснення комплексу заходів з ремедіації на забруднених територіях, які дозволяють вивести їх з обслуговування й регулюючого контролю.

5. Незважаючи на відмінності сховищ відходів уранового виробництва, загальна задача сьогодення полягає в мінімізації витрат та втрат, пов'язаних з наявністю усіх сховищ, як нинішніх так і в майбутні періоди часу, при збереженні прийняттого рівня безпеки для населення та персоналу, яка в формульному вигляді зводиться до мінімізації функціонала, що являє собою суму поточних та майбутніх витрат і втрат при обмеженнях, обумовлених необхідністю виконання вимог безпеки.

6. Запропоновано алгоритм процесу виведення територій сховищ із регулюючого контролю та передачі територій сховищ новим користувачам який полягає у проведенні певної послідовності дій та розробці детального плану ремедіації, який містить такі складові:

- аналіз небезпек і можливих шляхів вирішення проблем, що розглядалися на попередніх етапах процесу виведення території з регулюючого контролю;
- план поетапного проведення інженерних та організаційних заходів відповідно до узгодженого з можливими користувачами переліку заходів з ремедіації;
- перелік заходів щодо безпеки проведення інженерних та організаційних заходів на весь період їх виконання;

- план поводження з можливими відходами (зокрема радіоактивними і нерадіоактивними), що будуть виникати в результаті проведення інженерних заходів;
- плани моніторингу та нагляду за проведенням робіт;
- план і структура звіту про завершення заходів, а також програма контролю за використанням території після завершення заходів.

7. Керуючись наведеним порядком процесу планування та проведення заходів з ремедіації, відповідно до принципу оптимізації, серед усіх можливих варіантів використання територій деяких сховищ після ремедіації вибрані наступні:

Сховище «Західне» - передача території сховища в користування одному або кільком промисловим підприємствам, розміщеним в безпосередній близькості до території сховища, для облаштування відкритих складів чи створення стоянок технічного устаткування;

Сховище «Центральний яр» - створення садового центру, розплідника декоративних рослин та плодкових дерев і кущів тощо;

Сховище «Південно-Східне» - створення садового центру чи використання території для розміщення вітроенергетичних установок;

Сховище «Дніпровське» - передача території сховища в користування розміщеним поряд промисловим підприємствам, наприклад коксохімічному заводу, для подальшого складування на території сховища вуглистих шлаків;

Сховище «Сухачівське-1» - облаштуванням понижуючого рівень води колектора та планування поверхні з подальшим використання території сховища для цілей сонячної енергетики;

Сховище «Сухачівське-2» - продовження експлуатації сховища і використання вільного його об'єму для складування нерадіоактивних твердих промислових відходів металургійних підприємств.

8. Нині альтернатив поверхневому захороненню відходів уранового виробництва для умов України немає. Тому, щоб попередити майбутні витрати і втрати суспільства, обумовлені нині діючими підприємствами уранового виробництва, основна увага повинна бути звернена на створення нормативно-правової бази, яка б забезпечувала приведення територій сховищ в безпечний стан ще під час роботи

і за рахунок підприємств уранового виробництва, що дозволить після закриття цих підприємств передати ці території в користування новим власникам і уникнути в майбутньому суттєвих витрат і втрат суспільства, обумовлених наявністю поверхневих сховищ радіоактивних відходів.

Результати дослідження щодо питань розділу 3 відображено в роботах за участю автора [3, 4, 16, 17, 29].

Література до розділу 3.

1. Рекомендації щодо залучення населення до програм реабілітаційних заходів природного середовища в районах спадщини уранового виробництва. Адаптований та авторизований реферат робочих матеріалів МАГАТЕ і світового досвіду / За редакцією О.В. Войцеховича та І.І. Махоні. – Київ: «Інтерпрес ЛТД», 2014. – 52 с.

2. Australian Government. Department of Industry Tourisms and Resources. Leading Practices Sustainable Development Program for the Mining Industry. Stewardship. Commonwealth of Australia. 55 p.

3. Вагонова О. Г., Аржевічев Д.В. Обґрунтування та організаційно-економічний механізм реалізації стратегії поводження з накопиченими відходами уранового виробництва – Економічний простір. – 2017. - №127. – С. 214-223.

4. Vagonova O.G., Arzhevichev D.V., Cherkashchenko O.M. Economic rationale for a strategy of further uranium production waste management – Науковий вісник НГУ. – 2018. - №1. – С. 191-197.

5. European Commission. Radiation Protection 115. (1999). Investigation of a possible basis for a common approach with regard to the restoration of areas affected by lasting radiation exposure as a result of past or old practice or work activity. CARE.

6. Oughton, D., Forsberg, E.M., Bay, I., Kaiser, M., and Howard, B. (2004). An ethical dimension to sustainable restoration and long-term management of contaminated areas. Journal of Environmental Radioactivity. 74. S. 171-183.

7. International Atomic Energy Agency. Management of Long Term Radiological Liabilities: Stewardship Challenges. Technical Report Series. № 450 (2006).

8. O'Connor, M. (2002). Building Relationships with the Wastes. In Workshop Proceeding Public Confidence in the Management of Radioactive Waste: The Canadian Context. Nuclear Energy. 177- 190.

9. International Atomic Energy Agency. Remediation Process for Areas Affected by Past Activities and Accidents. Safety Guide No. WS-G-3.1. (2007).

10. Vandecasteele, CM., Hardeman, F., Pauwels, O., Barnaerts, M., Carle, B. and Sombre, L. (2005). Attitude of a group of Belgian Stakeholders towards proposed agricultural countermeasures after a radioactive contamination: synthesis of the discussion within the Belgian EC-FARMING group. Journal of Environmental Radioactivity. 83. – 319-332.

11. Howard, B.J., Beresford, N.A., Nisbet, A., Cox, G., Oughton, D.H., Hunt, J., Alvarey, B., Andersson, K.G., Liland, A., and Voigt, G. (2005). The STRATEGY project: decision tools to aid sustainable restoration and long-term management of contaminated agricultural ecosystems. Journal of Environmental Radioactivity. 83. – 275-295.

12. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Затверджено Постановою Головного санітарного лікаря України 01.12.1997 № 62. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page_doc=51187.

13. НРБУ-97/Д-200. Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення. Затверджено Постановою Головного санітарного лікаря України 12.07.2000 № 116. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://docs.dtki.ua/download/pdf/1039.8664.1>

14. ОСПЗРБУ-2005. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України. Затверджено наказом МОЗ України 02.02.2005 № 54. - К: Офіційний вісник України, 2005 – № 23. 105 с

15. Bard, D. (2002). Radiological Risk Assessment: Scientists' Concepts and Laypeople's Concerns. In Workshop Proceeding Public Confidence in the Management of Radioactive Waste: The Canadian Context. Nuclear Energy Agency 153 -159.

16. Вагонова О. Г., Аржевічев Д.В. Економічна оцінка пріоритетних напрямків можливого використання території сховищ відходів уранового виробництва – Економічний вісник НГУ. – 2018. - №1. – С. 167-173.

17. Вагонова О. Г., Аржевічев Д.В. Обґрунтування та організаційно-економічний механізм реалізації стратегії поводження з накопиченими відходами уранового виробництва – Економічний простір. – 2017. - №127. – С. 214-223.

18. Андреева А. В. Снижение радиационной опасности на территории промышленной площадки «Сухачевское»: дис. канд. техн. наук: 05.26.01. – Днепропетровск, 2017. – 313 с.

19. Гайдін А.М., Собко Б.Ю., Лазніков О.М. Розробка обводнених родовищ титанових руд: монографія. – Д.: Літограф, 2016. – 212 с.

20. Собко Б.Е. Совершенствование технологии открытой разработки рассыпных титано-циркониевых руд: монография. – Д.: НГУ. 2008. – 167 с.

21. Панов С.Н., Торбеев М.А. Опыт закрепления пылящих поверхностей хвостохранилищ. . – Горный журнал. – 1998. – №4. – С. 92-93.

23. Analysis of Uranium Supply to 2050. STI/PUB/1104, ISBN 92-0-100401-X, Vienna, May 2001, 103 pp. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1104_scr.pdf.

24. Uranium 2003 – Resources, Production and Demand. OECD Nuclear Energy Agency / International Atomic Energy Agency, ISBN 92-64-01673-2, Paris 2004, 302 pp. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.oecdbookshop.org/>.

25. Schwibach, J. (1967). Research on the Permanent Disposal of Radioactive Wastes in Salt Formations in the Federal Republic of Germany. In: IAEA (1967), publication STI/PUB/156, pp. 465-477.

26. NERAC (U.S. DOE Nuclear Energy Research Advisory Committee) (2002). A Technology Roadmap for Generation IV Nuclear Energy Systems. December 2002. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.ne.doe.gov/nerac/FinalRoadmapforNERACReview.pdf>.

27. STRLSCHVO (Strahlenschutzverordnung) (2001). Verordnung über den Schutz vor Schaden durch ionisierende Strahlung in der Fassung der Bekanntmachung vom 20. Juli 2001. BGBl I, S. 1714.

28. Zerriffi, H., and A. Makhijani (2000). Nuclear Alchemy Gamble: An Assessment of Transmutation as a Nuclear Waste Management Strategy. Prepared for the In-

stitute for Energy and Environmental Research, May 2000. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.ieer.org/reports/transm/>.

29. Вагонова О.Г., Аржевічев Д.В. Економічне стимулювання, планування та організація робіт з передачі сховищ відходів уранового виробництва новим користувачам – Економічний простір. – 2018. - №130. – С. 200-212.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі, що є завершеною науковою роботою, подано вирішення актуального науково-прикладного завдання, що полягає в розробці теоретичних засад, методичних положень та практичних рекомендацій щодо оцінки еколого-економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях та подальшого поводження з наявними сховищами цих небезпечних відходів.

Результати виконаного дослідження дозволяють зробити висновки, основними з яких є такі:

1. Встановлено, що вплив радіаційно-небезпечних речовин, які зберігаються в сховищах відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях зі значним антропогенним навантаженням, на населення та довкілля донині недостатньо досліджений. Статистична вибірка населення, яка потрібна для отримання надійного результату, є дуже великою і перевищує кількість населення забрудненої зони, тому в районах де розміщені сховища уранового виробництва ВО «ПХЗ», для яких характерна наявність не лише радіоактивного а і хімічного забруднення довкілля, однозначно оцінити наслідки впливу сховищ на здоров'я людей неможливо.

2. Показано, що роботи вітчизняних вчених, які присвячені питанням, пов'язаним з екологічними та економічними проблемами радіоактивного забруднення довкілля, в основному зводяться до дослідження наслідків впливу на довкілля та населення Чорнобильської катастрофи. Зважаючи на наявність суттєвих відмінностей між наслідками впливу на населення та території сховищ з радіоактивними відходами уранового виробництва та аварій, які виникають на об'єктах ядерно-радіаційних технологій, наявні матеріали досліджень не дозволяють в повній мірі їх використовувати при оцінці можливих екологічних та економічних наслідків зберігання відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях.

3. Встановлено, що всі наявні виведені з експлуатації і законсервовані сховища продуктів переробки уранових руд ВО «ПХЗ» у повному обсязі не відповідають вимогам чинного законодавства до сховищ радіоактивних відходів, які пройшли стадію «закриття», що обумовлює перебування цих сховищ у зоні суворого режиму контролю за їх станом.

4. Показано, що при виконанні вимог до параметрів екрануючого покриття сховищ та при відсутності його пошкоджень значення потужності дози гамма-випромінювання на території в основному відповідає фоновому рівню радіації, однак в місцях порушення цього покриття потужність дози гамма-випромінювання не порядок і більше перевищує фоновий рівень, при цьому основними потенційними довгостроковими шляхами розповсюдження радіоактивних речовин на прилеглі до сховищ території є винесення радіоактивних аерозолів з хвостосховищ за відсутності чи при пошкодженні екрануючого покриття та міграція радіонуклідів в ґрунтових водах.

5. Показано, що захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях спричинило появу різноманітних соціально-економічних наслідків, які обумовлені шкідливим впливом радіаційно-небезпечних речовин на населення та довкілля, та наявною радіаційною ситуацією на хвостосховищах та прилеглий до них місцевості. Запропоновано методичні підходи до оцінювання соціально-економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ», які базуються на встановленні та врахуванні всієї сукупності соціально-психологічних, медико-біологічних та соціально-екологічних компонент, та встановлено основні чинники, які обумовлюють значимість цих компонент.

6. Виконана оцінка економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях та динаміки змін витрат та втрат, обумовлених наявністю сховищ цих відходів, на майбутні періоди часу, яка показала, що серед різних груп витрат та втрат домінуючими є витрати на заходи з охорони та нагляду за станом сховищ відходів.

7. Запропонований науково-методичний інструментарій для прогнозування екологічних наслідків та матеріального збитку при виникненні можливих аварій-

них ситуацій на сховищах радіаційно-небезпечних відходів. Показано, що зважаючи на мале значення ймовірності аварій, прогнозований збиток від них є суттєво меншим від поточних витрат, пов'язаних з експлуатацією сховищ. Проте подібна ситуація є типовою лише за умови наявності налагодженої системи охорони та нагляду за станом сховищ, а за їх відсутності вірогідність аварійного викиду радіоактивних відходів за межі сховищ може на кілька порядків зрости, а відповідно може суттєво зрости і прогнозований збиток від цих подій.

8. Виходячи з вимоги довготривалого збереження відповідності стану сховищ радіоактивних відходів чинним нормативно-правовим актам та мінімізації витрат на їх обслуговування розроблена стратегія подальшого поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ», яка зводиться до здійснення комплексу заходів з ремедіації на забруднених територіях, що дозволяють вивести їх з обслуговування й регулюючого контролю та повернення цих територій до вільного, необмеженого або принаймні корисного використання місцевими громадами або новими власниками.

9. Запропонований організаційно-економічний механізм реалізації стратегії подальшого поводження зі сховищами відходів уранового виробництва ВО «ПХЗ», який включає підготовчий, вибірковий, проектний, технологічний та моніторинговий етапи та обґрунтуванні напрямки можливого використання території сховищ з відходами уранового виробництва в майбутньому, які спрямовані на мінімізацію витрат на обслуговування сховищ.

10. Запропоновано алгоритм процесу виведення територій сховищ із регулюючого контролю та передачі територій сховищ новим користувачам який полягає у проведенні певної послідовності дій та розробці детального плану ремедіації, керуючись яким, відповідно до принципу оптимізації, запропоновані пріоритетні варіанти використання територій ряду сховищ в майбутньому.

11. Показано, що для умов України альтернатив поверхневому захороненню відходів уранового виробництва немає, тому, щоб попередити майбутні витрати і втрати суспільства, обумовлені нині діючими підприємствами уранового виробництва, основна увага повинна бути звернена на створення нормативно-правової

бази, яка б забезпечувала приведення територій сховищ в безпечний стан ще під час роботи і за рахунок підприємств уранового виробництва, що дозволить після закриття цих підприємств передати ці території в користування новим власникам і уникнути в майбутньому суттєвих витрат і втрат суспільства, обумовлених наявністю поверхневих сховищ радіоактивних відходів.

ДОВІДКА

про впровадження результатів дисертаційної роботи Аржевічева Дмитра Вікторовича «Еколого-економічний аналіз наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях», поданої на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 051 – Економіка

Дисертаційна робота Аржевічева Дмитра Вікторовича «Еколого-економічний аналіз наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях» спрямована на вирішення актуального для м. Кам'янське завдання, що полягає в зниженні шкідливого впливу на довкілля та населення сховищ радіоактивних відходів, які розміщені як безпосередньо на місці знаходження колишнього ВО «ПХЗ» так і прилеглих до нього територіях. Відділ екології Кам'янської міської ради, який безпосередньо опікується питаннями екологічної безпеки населення, уважно розглянув запропоновані в дисертаційній роботі рішення і вважає за необхідне використати пропозиції автора стосовно здійснення комплексу заходів з ремедіації на забруднених територіях, що дозволяють вивести їх з обслуговування й регулюючого контролю та повернення цих територій до корисного використання місцевими громадами.

На особливу увагу заслуговують запропоновані в дисертаційній роботі напрямки можливого використання території сховищ з відходами уранового виробництва в майбутньому, які спрямовані на мінімізацію витрат на обслуговування сховищ, та алгоритм процесу виведення територій сховищ із регулюючого контролю та передачі територій сховищ новим користувачам.

Перспективними планами робіт з поліпшення екологічної ситуації в м. Кам'янське передбачено можливість використання пропозицій Аржевічева Д.В., викладених в дисертаційній роботі. Для чого нині вирішується питання, щодо звільнення підприємств та підприємців, що будуть залучатися до здійснення заходів з ремедіації від платежів за землю під хвостосховищами.

Начальник відділу екології
Кам'янської міської ради



Б.Г. Наполов

АКТ

про використання результатів дисертаційної роботи Аржевічева Дмитра Вікторовича «Еколого-економічний аналіз наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях», поданої на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 051 – Економіка

Дійсним актом підтверджуємо, що спеціалізованим ДП «Бар'єр», яке створено з метою забезпечити заходи радіаційної безпеки на території колишнього уранового виробництва, при розробці реабілітаційних заходів, спрямованих на приведення сховищ радіоактивних відходів колишнього ВО «ПХЗ» у відповідність до чинних нормативно-правових актів та мінімізації витрат на їх обслуговування використовуються матеріали дисертаційної роботи Аржевічева Дмитра Вікторовича «Еколого-економічний аналіз наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях» у тому числі:

- запропонована автором стратегія подальшого поводження з відходами уранового виробництва ВО «ПХЗ», яка спрямована на виведення сховищ з обслуговування й регулюючого контролю та їх повернення до вільного новими власниками;

- організаційно-економічний механізм реалізації стратегії подальшого поводження зі сховищами відходів та алгоритм процесу виведення територій сховищ із регулюючого контролю та передачі територій сховищ новим користувачам;

- розроблений інструментарій для прогнозування екологічних наслідків та матеріального збитку при виникненні можливих аварійних ситуацій на сховищах радіаційно-небезпечних відходів.

Значний інтерес для ДП «Бар'єр» представляє виконана в дисертаційній роботі оцінка економічних наслідків захоронення відходів уранового виробництва на урбанізованих територіях, та динаміки змін витрат на майбутні періоди часу, що дозволяє біль обґрунтовано здійснити розробку довготривалої програми реабілітаційних заходів.

Т.в.о. директора ДП «Бар'єр»



І.С. Хлівний