

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
НАЦІОНАЛЬНИЙ АВІАЦІЙНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

*Кваліфікаційна наукова праця  
на правах рукопису*

**ДУДАР Тамара Вікторівна**

**УДК 504.05:553.495**

**ДИСЕРТАЦІЯ**  
**МЕТОДОЛОГІЧНІ ЗАСАДИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ**  
**ТЕРИТОРІЙ З ТЕХНОГЕННО-ПІДСИЛЕНИМИ ДЖЕРЕЛАМИ**  
**ПРИРОДНОГО ПОХОДЖЕННЯ**

Спеціальність 21.06.01 «Екологічна безпека»

технічні науки

Галузь знань 21 – Національна безпека

Подається на здобуття ступеня доктора технічних наук

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

\_\_\_\_\_ Т. В. Дудар

Науковий консультант Ісаєнко Володимир Миколайович, доктор біологічних наук, професор

КИЇВ – 2020

## АНОТАЦІЯ

Дудар Т. В. Методологічні засади екологічної безпеки територій з техногенно-підсиленими джерелами природного походження. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01. «Екологічна безпека». Національний авіаційний університет. Київ, 2020.

Дисертаційна робота присвячена вирішенню науково-прикладної проблеми зниження негативних наслідків впливу радононебезпечних проявів на екологічну обстановку навколо урановидобувних та прилеглих територій шляхом створення методологічних основ оцінки і обґрунтування моделі контролю екологічного стану територій з техногенно-підсиленими джерелами природного походження.

Науково обґрунтовано і визначено території видобування та перероблення уранової сировини у форматі уранової спадщини “*post-uranium legacy sites*” як радіоактивно забруднені внаслідок антропогенної діяльності в минулому – “*affected by past practices*”, де рівень радіоактивності помітно перевищує фоновий, а компоненти довкілля характеризуються підвищеним вмістом урану, продуктів його розпаду та супутніх елементів.

Виділено та узагальнено 13 факторів радонової небезпеки (природні поклади урану; вміст урану в гірських породах, корі вивітрювання, ґрунтах, воді; потужність та гамма-активність порід осадового чохла; просторова щільність розломів достовірних і недостовірних та лінеаментів 3,4 та 5,6,7 порядків; відстань від санітарно-захисної зони видобувного підприємства; потужність дози на висоті 1 м) для ідентифікації радононебезпечних зон в межах територій суб’єктів господарювання на локальному рівні.

Розроблено метод ідентифікації радононебезпечних зон, який включає класифікацію рівнів потенційної радононебезпеки, враховує природну радіоактивність компонентів довкілля, просторову щільність розломів та

лінеаментів, та дозволяє у  $97,50\% \pm 0,94\%$  вірно класифікувати рівень потенційної радонової небезпеки території.

Обґрунтовано доцільність і перспективність використання часових серій даних радарної інтерферометрії земної поверхні та часових серій даних дистанційної термометрії земної поверхні як індикаторів екологічної небезпечності територій на об'єктовому рівні. В межах промислових майданчиків діючих шахт виділено тестові локації, а за їх межами – контрольні (фонові). У межах обраних локацій проведено статистичні вимірювання параметрів часових серій радарної інтерферометрії, дистанційної термометрії та індексу листової поверхні *LAI*. Розраховано значення статистичного критерію Крамера–Уелча, який застосовується для підтвердження чи спростування гіпотези про належність статистичних вибірок одній генеральній сукупності. Для територій всіх трьох шахт значення критерію Крамера–Уелча суттєво перевищують порогові, тобто за результатами вимірювань виявлено статистично достовірні відміни між тестовою та контрольною вибірками для параметрів часових серій радарної інтерферометрії, дистанційної термометрії та індексу листової поверхні *LAI*.

За результатами обробки багатоспектральних космічних знімків та геопросторового моделювання створено серію тематичних карт деградації ґрунтово-рослинного покриву в межах локацій об'єктів території уранової спадщини України. В умовах значної антропогенної перетвореності природних техногенних комплексів, зокрема тотальної розораності території навколишніх видобувних підприємств, дистанційні дослідження деградації ґрунтово-рослинного покриву є раціональним, мало витратним методом дослідження для визначення, зокрема, територій з високим ступенем деградації земель в якості індикатора екологічної небезпеки території. Це реально слугуватиме важливим важилем при обґрунтованому управлінні техногенно навантаженими територіями.

Визначено основні шляхи для прогнозування потенційної небезпеки запиленості повітря, дози опромінення і радіаційного ризику від пилового

надходження радіонуклідів в атмосферу від породних відвалів урановидобування. Досліджено відвали урановидобування як джерела радіоактивного запилення приземних шарів атмосферного повітря дрібнодисперсним пилом (менше 0.25 мм), який містить уран, продукти його розпаду та супутні елементи (Th, V, Ni, Cr, Sr, Be, Sc тощо). Уран накопичується у пиловатій фракції, де його вміст становить 0,01–0,06 %. Розрахунки площі відвалів проведено з використанням даних супутника Sentinel-2 та цифрової моделі рельєфу земної поверхні (SRTM, 2000).

З урахуванням геолого-геохімічних характеристик альбітитових родовищ радіоактивні елементи, важкі метали та інші елементи-супутники уранового зруденіння виносяться з відвалів вітрами та атмосферними водами з подальшою їх міграцією у систему підземних вод, поступовим проникненням у ґрунти і біологічні об'єкти. Встановлено, що найбільша доза опромінення, яку може отримати людина від надходження радіоактивного пилу в атмосферу, дорівнює 11 мкбер/рік. Доведено, що прижиттєвий радіаційний ризик від надходження радіоактивного пилу в атмосферу дорівнює  $10^{-9}$  рік<sup>-1</sup> і є зневажливо малим. Радіаційний ризик максимальний поблизу границі відвалів. Збільшення площі відвалів призведе до збільшення доз для населення. Тому зі збільшенням площі відвалів рекомендовано застосовувати заходи щодо зменшення викиду пилу.

Тема дослідження є актуальною та має важливе наукове та практичне значення.

Наукова новизна роботи полягає в застосуванні нових методологічних підходів до оцінки екологічної небезпеки території, де є потенційна загроза впливу на довкілля від низькоактивних техногенно-підсилених джерел природного походження. При цьому:

*уперше*

- обґрунтовано методологію оцінювання екологічної небезпеки територій шляхом виділення і окреслення локацій видобування та перероблення уранової сировини у форматі уранової спадщини «*post-uranium legacy sites*» на

регіональному (260 км × 125 км) і локальному (40 км × 25 км) рівнях за такими класами (разом дев'ять локацій – *sites*): – території відпрацьованих уранових родовищ шахтним способом та методом підземного свердловинного вилуговування; – території діючих урановидобувних підприємств та території переробних підприємств. Це території, радіоактивно забруднені внаслідок антропогенної діяльності в минулому – «*affected by past practices*», де рівень радіоактивності помітно перевищує фоновий і значення потужності еквівалентної дози досягають 350 мкЗв/год, а компоненти довкілля характеризуються підвищеним вмістом урану (породи – до 40–53 г/т; ґрунти – до 0,5–1,9·10<sup>-4</sup>%; вода – 5·10<sup>-6</sup>г/л – 9·10<sup>-2</sup>г/л), продуктів його розпаду, та супутніх елементів;

- розроблено метод ідентифікації радононебезпечних зон у межах територій суб'єктів господарювання на локальному рівні, який враховує природну радіоактивність компонентів довкілля, просторову щільність розломів (від 0,11–0,26 км до 0,57–0,71 км на 25 км<sup>2</sup>) та лінеаментів 3–4 порядків (від 1,53–3,65 км до 5,79–7,9 км на 1 км<sup>2</sup>), та дозволяє у 97,50 % ± 0,94 % випадків коректно класифікувати рівень потенційної радонової небезпеки;

- доведено доцільність і перспективність використання даних радарної інтерферометрії для виявлення динаміки процесів деформування земної поверхні та даних дистанційної термометрії для виявлення довготривалих змін температури земної поверхні як індикаторів екологічної небезпечності в межах важкодоступних територій на об'єктовому рівні;

*удосконалено:*

- модель визначення рівня радононебезпеки на основі методу лінійних дискримінантних функцій, яка враховує природну радіоактивність, пов'язану з вмістом урану в компонентах довкілля в умовах утворення зон тріщинуватості;

- модель визначення рівня потенційної загрози запиленості повітря на базі методу лінійних дискримінантних функцій, яка враховує основні кліматичні та техногенно-антропогенні фактори в межах території, що аналізується;

- формування оперативної бази, що є підґрунтям для прийняття управлінських рішень щодо першочерговості радонового знімання території з метою розробки природоохоронних заходів;

*набуло подальшого розвитку:*

- методика дистанційного картування деградації земель на основі обробки багатоспектральних космічних знімків та геопросторового моделювання для територій навколо потенційно небезпечних об'єктів;

- методологія оцінки впливу породних відвалів уранодобувного виробництва на величину дозових навантажень на людину від забруднення атмосферного повітря.

Практичне значення отриманих результатів підтверджені актами впровадження на підприємствах. Результати за темами «Території, залишені внаслідок видобування та перероблення урану: аналіз ситуації в Україні», «Паспорт родовищ урану за вимогами МАГАТЕ», «Українсько-англійський словник з геології урану» та «Елементи-супутники урану у родовищах альбітитової формації Українського щита» впроваджено в діяльність державного підприємства «Кіровгеологія» та ТОВ «Атомні енергетичні системи України». Методика ідентифікації радоннебезпеки територій та алгоритм застосування методу радарної інтерферометрії використано при виконанні науково-дослідної роботи (2015–2019 рр. № ДР 0115U002048) – ЦАКДЗ ІГН НАН (підтверджено відповідними актами впровадження).

Результати роботи також впроваджено у навчальний процес кафедри екології НАУ для викладання навчальних дисциплін (українською та англійською мовами) «Радіоекологія», «Моніторинг довкілля» тощо студентам спеціальності 101 «Екологія».

Матеріали дисертаційної роботи було використано для надання інформації по Україні до Європейського атласу природної радіації (*Joint Research Center of the EU*, 2019) та у подальшому можуть бути корисними при розробленні національної Програми дій щодо зниження радіаційних ризиків від радону шляхом використання інформаційно-аналітичної бази як основи для прийняття управлінських рішень щодо зниження негативних наслідків впливу радонової небезпеки на загальну екологічну обстановку навколо урановидобувних та прилеглих територій з техногенно-підсиленими джерелами природного походження.

**Ключові слова:** екологічна безпека територій, техногенно-підсилені джерела природного походження, уранова спадщина, радонова небезпека, радіаційна небезпека, дистанційне зондування Землі, багатоспектральні космічні знімки.

## СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА

### *Монографії*

1. Літогенез і гіпогенне рудоутворення в осадових товщах України: монографія / В. О. Шумлянський, К. І. Деревська, Т. В. Дудар, О. М. Івантишина, А. Г. Субботін, М. В. Безугла. *Наукові праці Інституту фундаментальних досліджень*. Вип. 6. Київ: Знання України, 2003. 271 с. *Особистий внесок:* геолого-петрографічний аналіз порід, що вміщують гіпогенне зруденіння: розділи 2.2; 2.3; 3.1; 3.4.

2. Уранові руди України. Геологія, використання, поводження з відходами виробництва: монографія / Г. В. Лисиченко, Ю. П. Мельник, О. Ю. Лисенко, Т. В. Дудар, Н. В. Нікітіна. *Проект «Наукова книга»*. Київ: Наукова думка, 2010. 221 с. *Особистий внесок:* характеристика родовищ урану, нормативно-правове забезпечення щодо поводження з радіоактивними відходами видобутку і перероблення урану: розділи 1(1.1–1.4); 6(6.1; 6.2.2); 8 (8.1; 8.2).

3. Dudar T. V., Lysychenko G. V., Buhera M. A. Uranium resources of Ukraine: geology, mineralogy, and some mining aspects: monograph. *Lambert Publishing House*. Riga, 2018. 100 p. *Особистий внесок:* формулювання ідеї, змісту монографії, викладення основного матеріалу.

### *Публікації у наукових фахових виданнях України*

4. Гидрогенное рудообразование в фанерозое Украины / В. А. Шумлянський, Е. Г. Суцук, О. М. Івантишина, Е. И. Деревская, Т. В. Дудар, М. В. Безуглая. *Інститут геохімії навколишнього середовища: зб. наук. пр.* 2003. Вип. 8. С. 82–105.

5. Lysychenko G. V., Dudar T. V. Tendencies in power strategy and ecological safety of Ukraine. *Українсько-Македонський наук. зб.* НАНУ, Нац. б-ка України. Київ, 2008. Вип. 3. С. 143–153.

6. Лисиченко Г. В., Полькова Ю. С., Дудар Т. В. Визначення критеріїв розподілу суб'єктів господарювання за ступенем ризику в правових документах. *Екологічна безпека*. 2008. № 2. С. 9–15.

7. Дудар Т. В., Маслова Ю. В., Савицька М. А., Бугера С. П. Аналіз розвитку урановидобувної галузі та пов'язаних з нею проблем екологічної безпеки. *Наукоємні технології*. 2011. № 3–4 (11–12). С. 87–92.

8. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Лоїк І. В., Мартинова О. В. Дослідження деградації земельних ресурсів Калуського району Івано-Франківської області. *Наукоємні технології*. 2012. № 4 (16). С. 116–120.

9. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Тимошенко Я. О., Бугера М. А. Дистанційне картування змін ландшафтів під впливом антропогенного навантаження в районі видобування урану. *Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист*. Київ–Кременчук, 2013. Вип. 6. С. 82–88.

10. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Ведмеденко І. В. Аналіз антропогенних змін ландшафту в районі Смолінської шахти Кіровоградської області із застосуванням космічних зйомок. *Екологічна безпека та природокористування*. 2014. № 15. С. 40–45.

11. Dudar T. V., Buhera M. A., Lysychenko G. V., Englebrecht A. Uranium Deposits Database for the purpose of Nuclear Forensics in Ukraine. *Proceedings of the National Aviation University*. 4'2014. P. 140–145.

12. Dudar T. V., Zakrytnyi Ye. Ye., Buhera M. A. Uranium Mining and Associated Environmental Challenges for Ukraine. *Science-Based Technologies*. 2015. № 1(25). P. 68–73.

13. Тітаренко О. В., Дудар Т. В., Романенко Є. В. Оценка техногенной нагрузки на геологическую среду с использованием линеаментного анализа и космических съемок. *Экология и промышленность*. 2017. № 2. С. 52–57.

14. Дудар Т. В., Свіденюк М. О., Щербей В. Я. Використання топографічних даних та радіолокаційної зйомки для оцінки стану зсувонебезпечних ділянок. *Екологічна безпека та природокористування: зб. наук. праць*. 2017. Вип. 23. С. 28–35.



15. Фомін Ю. О., Деміхов Ю. М., Верховцев В. Г., Дудар Т. В. Форми знаходження елементів-супутників урану у альбітитах Українського щита. *Геохімія техногенезу*: зб. наук. праць ІГНС НАН України. Київ, 2019. Вип. 2 (30). С. 106–118. DOI: 10.15407/geotech2019.30.106.

16. Dudar T. V. Uranium mining and milling facilities legacy sites: Ukraine case study. *Environmental Problems*. Lviv, 2019. Volume 4, Number 4. P. 212–218. DOI: 10.23939/ep2019.04.212.

17. Станкевич С. А., Дудар Т. В., Свіденюк М. О. Застосування багаточасової радарної інтерферометрії для виявлення зміщення земної поверхні для території урановидобування в Україні. *Екологічна безпека*. № 2/2019 (28). С. 18–23. DOI: 10.30929/2073-5057.2019.2.18-23.

18. Елементи-супутники уранового зруденіння альбітитової формації Українського щита та їх вплив на навколишнє середовище / Ю. О. Фомін, Ю. М. Деміхов, В. Г. Верховцев, Т. В. Дудар, Н. М. Борисова, З. М. Кравчук. *Екологічна безпека та природокористування*: зб. наук. праць. 2020. Т. 33. № 1. С. 42–58. DOI: 10.32347/2411-4049.2020.1.42-58.

#### ***Публікації у наукометричних виданнях***

19. Lysychenko G. V., Dudar T. V. Database creation on the monitoring system for the South-Ukrainian Power Complex. *Brownfields. Multimedia Modelling and Assessment*. WIT Press. Southampton, Boston, 2004. С. 109–116. (*Scopus*).

20. Дудар Т. В., Бугера М. А., Лисиченко Г. В. Уранові руди як джерело потенційної небезпеки в разі несанкціонованого обігу радіоактивних матеріалів. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2014. № 4. С. 51–54. (*Scopus*).

21. Stankevich S. A., Dudar T. V., Loik I. V., Neizmailova N. S. Belligerent Landscape Change Analysis using Remote Mapping of Vegetation Cover. *Global Geospatial Information and High Resolution Global Land Cover/Land Use Mapping*. Proceedings of the ISPRS WG IV/2 Workshop. Novosibirsk, 2015. P. 64–71.

22. Stankevich S. A., Dudar T. V., Kozlova A. O., Eindelshtein L. Ya. Remote sensing as information tool for engaging the public to counteract terrorism and disasters. *Engaging the Public to Fight the Consequences of Terrorism and Disasters*.

I. Apostol et al. (Eds). *NATO Science for Peace and Security Series*. Vol. 120. IOS Press, 2015. P. 91–103. DOI: 10.3233/978-1-61499-493-0-91.

23. Станкевич С. А., Дудар Т. В., Коваленко Г. Д., Карташов В. В. Повітряний інфрачервоний моніторинг об'єктів ядерного паливного циклу в Україні. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2015. № 4. С. 31–36. (Scopus).

24. Stankevich S. A., Dudar T. V., Titarenko O. V., Pestova I. O., Neizmailova N. S. Warfare induced vegetation cover change mapping in east Ukraine using multi temporal satellite imagery. *Global Geospatial Information and High Resolution Global Land Cover/Land Use Mapping*. Proceedings of the ISPRS WG IV/2 Workshop. Novosibirsk, 2016. SSUGT. P. 62–69.

25. Stankevich S. A., Kharitonov M. M., Dudar T.V, Kozlova A. O. Risk Assessment of Land Degradation Using Satellite Imagery and Geospatial Modelling in Ukraine. *Land degradation and desertification – a global crisis IntechOpen*. 2016. P. 53–77. DOI: 10.5772/62403.

26. Dudar T., Stankevich S., Kovalenko G. Improving pre-emergency situational awareness of nuclear facilities using UAV-borne thermal and radiation measurements. *TIEMS Newsletter Special Edition*. 2017. No. 5. P. 32–35.

27. Dudar T. V., Verkhovtsev V. G., Lysychenko G. V., Tyshchenko Yu. Ye. Radon emanation as a source of radiation hazard to the environment. *Information & Security*. ISIJ International 40. December 2018. (no. 1). P. 51–57. DOI: 10.11610/isij.410x.

28. Urban Area Geodynamic Risk Mapping Using Long-Term Time Series of Sentinel-1 Satellite Radar Interferometry / S. A. Stankevich, O. V. Titarenko, V. Ye. Phillipovich, T. V. Dudar, M. O. Svideniuk. *Information & Security*. ISIJ International 40. December 2018. (no. 1). P. 39–50. DOI: 10.11610/isij.4003.

29. Radon-prone Areas: the Ukrainian Shield case study / Dudar T. V., Verkhovtsev V. G., Tyshchenko Yu. Ye., Kyselevych L. S., Buglak O. V. European Association of Geoscientists & Engineers. *Conference Proceedings, 18<sup>th</sup> International Conference on Geoinformatics – Theoretical and Applied Aspects*. Volume 2019. P. 1–6. DOI: 10.3997/2214-4609.201902034. (Scopus).

30. Land Surface Displacement Study for Kryvyi Rih Mining Area using Radar Interferometry Time Series Analysis/ S. Stankevich, I. Piestova, O. Titarenko, V. Filipovich, T. Dudar, M. Svideniuk. European Association of Geoscientists & Engineers. *Conference Proceedings, Monitoring 2019*, Nov 2019, Volume 2019. P. 1– 6. DOI: 10.3997/2214-4609.201903199 (*Scopus*).

31. European Commission, Joint Research Centre – Cinelli, G., De Cort, M. & Tollefsen, T. (Eds.): European Atlas of Natural Radiation, *Publication Office of the European Union*, Luxembourg, 2019. ISBN 978-92-76-08259-0, doi:10.2760/520053, Catalogue number KJ-02-19-425-EN-C, EUR 19425 EN. Printed by Bietlot in Belgium 2019–190. Pp. 30. 1 cm– 42.4 cm. DOI: 10.2760/520053.

32. Дудар Т. В., Якименко Г. М., Тітаренко О. В., Свіденюк М. О. Щодо сумарної альфа-активності води підземних джерел водопостачання. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2020. № 1. (85). С. 62–71. DOI: 10.32918/nrs.2020.1(85).07 (*Scopus*).

***Публікації, які додатково висвітлюють зміст дисертації***

33. Шумлянський В. А., Дудар Т. В., Журавель Н. Е., Безуглая М. В. Минеральные отложения в трубах из нефтепромысловых скважин северной прибортовой зоны Днепровско-Донецкой впадины. *Доп. НАН України*. 1995. № 12. С. 121–126.

34. Дудар Т. В., Шумлянський В. А. Золотосодержащая герсдорфитфрейбергитовая минеральная ассоциация нижнего рудного яруса Бобриковского месторождения. *Доп. НАН України*. 1999. № 3. С. 124–127.

35. Шумлянський В. А., Дудар Т. В., Журавель Н. Е., Безуглая М. В. Современное рудоотложение из рассолов глубоких горизонтов Днепровско-Донецкой впадины. *Доп. НАН України*. 1999. № 7. С. 126–130.

36. Dudar T. V. Lysychenko G. V., Tatarchenko O. S. Assessment of water quality parameters of the Tashlyk cooling pool. *Proceedings of the NAU*. Kyiv, 2008. № 2 (35). С. 69–72.

37. Дудар Т. В., Бугера С. П., Кадошніков В. М., Злобенко Б. П. Бар'єрні властивості природних глинистих мінералів. *Вісник НАУ*. 2009. № 1 (38). С. 56–61.

38. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Лоїк І. В. Оцінка еколого-економічного збитку, спричиненого деградацією земель Калуського району Івано-Франківської області. *Сталий розвиток національного господарства: еколого-економічна концепція*: кол. монографія / за ред. О. І. Маслак, Кременчук: Видавець ПП О. В. Щербатих, 2014. С. 204–225.

39. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Свіденюк М. О. Дослідження динаміки деградації земель у зоні спостереження ПУЕК дистанційними методами. *Комплексний геоекологічний моніторинг зони впливу Ташилицької гідроакмулюючої електростанції та Олександрівського водосховища 1998–2016 рр.*: монографія / за ред. Г. В. Лисиченка. Київ : Наук. думка, 2017. С. 287–291.

40. Сучасний стан виробництва та споживання уранової сировини для потреб ядерної енергетики / Т. В. Дудар та ін. *Екологічна безпека та технології захисту довкілля*. 2019. №1. С. 26–32.

***Матеріали і тези доповідей на науково-практичних конференціях***

41. Shumlyanskiy V. O., Bezugla M.V., Dudar T.V., Zhuravel M.Yu. The Radioactive Mineral Encrustations on the Casings in the Oil-Producing Wells in the Dnieper-Donets Depression, Ukraine. *4<sup>th</sup> International Symposium on the Environmental Geochemistry*. Proceedings: U.S. Geological Survey open-File Report OF97-496. 1997. P. 83.

42. Dudar T. V., Lysychenko G. V. Geological-Ecological Risk in Power Energetics of Ukraine for the Cold War Facilities and Environmental Legacy. *Cold War Environmental Legacies. Environmental Threat Reduction Program*. (Bourgas, Bulgaria, 02–11 May). Brookhaven National Laboratory, Upton. USA, 2001. P. 63.

43. Євдін О. М., Кучма М. Д., Ющенко А. І, Дудар Т. В. Деякі аспекти моніторингу потенційно небезпечних техногенних об'єктів. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: зб. наук. ст. II міжнар. наук.-практ. конф. (Алушта, 11–15 вересня, 2006 р.). Харків, 2006. Т. 2. С. 152–154.

44. Лисиченко Г. В., Полькова Ю. С., Дудар Т. В. Державно-правове регулювання питань щодо системи управління техногенно-екологічною безпекою потенційно небезпечних об'єктів. *Захист довкілля від антропогенного навантаження*: матеріали 4-х Всеукр. Талієвських читань. Харків, 2008. Вип. 2 (18). С. 24–35.

45. Uranium ores of Ukraine for the purpose of nuclear forensics / Т. V. Dudar, О. О. Kramar, G. V. Lysychenko, K. Knight, A. Englebrecht *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: зб. наук. ст. VIII міжнар. наук.-практ. конф. (Алушта, 10–14 вересня, 2012 р.). Харків, 2012. Т. 1. С. 129–132.

46. Дудар Т. В., Бугера М. А., Тимошенко Я. О. Вплив на довкілля в зонах розробки уранових родовищ України. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: матеріали 2-го Міжнар. конгресу. (Львів, 19–22 вересня, 2012). Львів: «ЗУКЦ», 2012. С. 25.

47. Дудар Т. В. Огляд проблеми виробництва та стану сучасного ринку урану в світі і в Україні. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: зб. наук. ст. VIII міжнар. наук.-практ. конф. (Алушта, 9-13 вересня, 2013 р.). Харків, 2013. С. 89–93.

48. Дудар Т. В. Станкевич С. А. Бугера М. А. Антропогенні перетворення ландшафтів в зонах видобування урану. *IV Всеукр. з'їзд екологів з міжнар. участю (Екологія/Ecology-2013)*: зб. наук. ст. (Вінниця, 25–27 вересня, 2013 р.). Вінниця: Вид-во-друкарня ДІЛО, 2013. С. 359–361.

49. Дудар Т. В., Бугера М. А. Uranium Deposit Passport. *Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і вирішення*: зб. праць та повідомлень (Ужгород, 27–30 травня, 2014 р.). Київ, 2014. С. 100–101.

50. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Лисиченко Г. В. Дистанційне оцінювання ризику деградації родючих чорноземів в районі Південноукраїнської атомної електростанції. *XIV Українська конференція з космічних досліджень*: тези доповідей. (Ужгород, 8–12 вересня, 2014 р.). Ужгород: ІЕФ НАНУ, 2014. С. 164.

51. Станкевич С. А., Лисиченко Г. В., Дудар Т. В. Remote Assessment of Chernozem Soils Degradation in the Vicinity of Nuclear Industry Facilities: South-Ukrainian Power-Generation Area Case Study. *Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і вирішення*: зб. праць та повідомлень. (Київ, 19–22 травня, 2015 р.). Київ, 2015. С. 44–45.

52. Дудар Т.В., Станкевич С.А., Коваленко Г. Д., Карташов В. В. Застосування інфрачервоного аерознімання для дистанційного контролю радіаційно небезпечних об'єктів. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: зб. наук. ст. XI Міжнар. наук.-практ. конф. (Харків, 7–11 вересня, 2015 р.). Харків, 2015. С. 183–186.

53. Станкевич С. А., Дудар Т. В., Матвєєва О. Л., Ковтун Р. О. Методика картування змін антропогенно навантажених ландшафтів з використанням космічних знімків та геоінформаційних технологій. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи*: матеріали II міжнар. наук.-практ. конф. (Львів, 4–6 листопада, 2016 р.). Львів, 2016. С. 151–152.

54. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Пестова І. О. Land degradation case study within uranium mining areas. *Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і вирішення*: зб. праць та повідомлень. (Київ, 17–20 травня, 2016 р.). Київ, 2016. С. 63.

55. Dudar T. V., Stankevich S. A. Geoeological environment capacity assessment in the vicinity of nuclear fuel cycle facilities. *XVI Українська конференція з космічних досліджень*: тези доповідей. (Одеса, 22-26 серпня, 2016 р.). Одеса, 2016. Р. 165–166.

56. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Свіденюк М. О., Щербаченко В. А. Оцінка стану ґрунтового-рослинного покриву в зоні довготривалого впливу Південноукраїнської АЕС. *«Екогеофорум-2017»: Актуальні проблеми та інновації*: матеріали міжнар. наук.-практ. конф. (Івано-Франківськ, 22–25 березня, 2017 р.). Івано-Франківськ, 2017. С. 276–277.

57. Dudar T. V., Piestova I. O., Orlenko T. A. Anthropogenic threats on landscapes in the vicinity of the uranium mine. *Хімічна і радіаційна безпека*:

*проблеми і вирішення*: зб. праць та повідомлень. (Київ, 24–26 травня, 2017 р.). Київ, 2017. С. 69.

58. Dudar T. V. Steppe Landscape Changes Remote Assessment within Nuclear Facilities in Ukraine. *Ecology, environmental protection and balanced environmental management: education – science – production – 2017: abstracts of XX International scientific conference dedicated to the 10th anniversary of the School of Ecology*. (Kharkiv, April 19–22, 2017). Kharkiv, 2017. P. 89–90.

59. Dudar T. V., Railko V. I. Level of anthropogenic transformation of mining landscapes case study: Kirovograd district. *VI Всеукр. з'їзд екологів з міжнар. участю (Екологія/Ecology-2017)*: зб. наук. ст. (Вінниця, 20–22 вересня, 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 22.

60. Dudar T. V., Stankevich S. A., Svideniuk M. O., Karmanska A.P. Landscape changes in the vicinity of Khmel'nitska nuclear power plant by remote sensing data analysis. *VI Всеукр. з'їзд екологів з міжнар. участю (Екологія/Ecology-2017)*: зб. наук. ст. (Вінниця, 20–22 вересня, 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 23.

61. Zabulonov Yu., Burtnyak V., Lysychenko G., Dudar T. V. Unmanned Aviation for the purpose of Radiation and Environmental Safety. *International Symposium on Sustainable Aviation: Abstract Book* (Kyiv, 10–13 September, 2017). Kyiv, P. 72.

62. Dudar T. V., Verkhovtsev V. G., Lysychenko G. V., Tyshchenko Yu. Ye. Radon as an indicator of geological structure and as a source of radiation hazard to the environment: the case of the Ukrainian shield. *2-nd International workshop on the European Atlas of Natural Radiation: Book of Abstracts*. (Verbania, Italy, 10–17 November, 2017). Ispra, Italy, 2017. P. 16–17.

63. Дудар Т. В. Геологічне середовище з позиції розвитку та функціонування урановидобувних об'єктів. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: зб. наук. ст. XIII між нар. наук.-практ. конф. (Харків, 11–15 вересня, 2017 р.). Харків, 2017. С. 175–181.

64. Stankevich S., Dudar T., Kovalenko G., Zatserkovny V. Aerial monitoring of radwaste storage facilities using thermal and radiation measurements. *Proceedings of*

*XI International Scientific Conference on Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment.* (Kyiv, 13-16 November, 2018). Kyiv: Taras Shevchenko National University of Kyiv, 2018. CD.

65. Environmental safety of the territory of uranium mining and milling legacy in Ukraine / Т. В. Дудар та ін. *VII-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю. (Екологія/Ecology–2019): зб. наук. ст. (Вінниця, 25–27 вересня, 2019 р.).* Вінниця: ВНТУ, 2019. С. 51.

66. Дудар Т. В. Уранова спадщина України: екологічні наслідки. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. ст. XV міжнар. наук.-практ. конф. (Харків, 9–13 вересня 2019 р.).* Харків, 2019. С. 157–161.

67. Dudar T. V., Titarenko O. V., Orlenko T. A. Geoinformation technologies as a tool for territories environmental changes assessment. *Сучасні тенденції розвитку інформаційних систем і телекомунікаційних технологій.: наук. праці II міжн. наук.-практ. конф. (Київ-Краків, 19 грудня 2019 р.).* Київ НУХТ, 2019. С. 20-23.

68. Dudar T. V. With regard to technologically enhanced naturally occurring radioactive materials in Ukraine. *Priority Directions of Science Development. Abstracts of III International Scientific and Practical Conference. (Lviv, 28–29 December 2019).* Lviv, 2019. P. 225–227.

69. Dudar T. V. Isaienko V. M., Nekos A. N. Ecological safety of disturbed mining lands. *International Scientific Symposium «Sustainable Development – State and Prospects».* Proceedings. (Lviv-Slavske, 12–15 February, 2020). Lviv, 2020. P. 129-131.

70. Дудар Т. В., Коваленко Г. Д., Фаррахов О. В. Радіоекологічна безпека при видобуванні уранових руд. *XVIII конференція з фізики високих енергій та ядерної фізики: тези доп. (Харків, 3 березня, 2020 р.).* Харків, 2020. С. 108.



## ANNOTATION

***Dudar T. V. Methodological principles of environmental safety for territories with technogenically enhanced sources of natural origin.*** – Qualifying scientific work as a manuscript.

The thesis for the degree of doctor of technical sciences, specialty 21.06.01 – ecological safety. – National Aviation University. Kyiv, 2020.

The thesis is dedicated to solving the scientific and applied problem of reducing the negative effects of radon hazards on the ecological situation around uranium mining and adjacent areas by improving methodological approach to assessing and justifying the model of environmental hazard control for territories with technogenically enhanced sources of natural origin.

The areas of uranium ore mining and processing from the point of “*post-uranium legacy sites*” are identified and outlined as “*affected by past practices*” and radioactively contaminated, where the level of radioactivity significantly exceeds the background, and environmental components are characterized by high content of uranium, its decay products and associated elements. It is proposed to use remote sensing methods for geospatial modeling of radon-prone areas, first at regional and then at local levels.

As a whole 13 radon hazard factors (natural uranium mineralization; uranium content in rocks, weathering crust, soils, water; thickness and gamma dose rate of sedimentary rocks cover; spatial density of reliable and unreliable faults and lineaments of the 3, 4 and 5, 6, 7 orders; distance from the mine’s sanitary protection zone; dose rate at a height of 1 m) are defined and generalized within the territories of economic entities at the local level to identify radon-hazardous areas.

Thus, the method for identifying radon-prone areas within the territories of economic entities is developed. It includes classification of potential radon hazard levels, takes into account the natural radioactivity of environmental components, spatial density of faults and lineaments, and allows classifying correctly the level of potential radon hazard with 97,50 % ± 0,94 % probability.

It is substantiated that time series of radar interferometry and remote thermometry data of the earth's surface are worth considering as indicators of environmental hazard for mining territories (detail level). Within the industrial sites of operating mines, test and control (background) locations are identified. Within the selected locations, statistical measurements of time series parameters of radar interferometry, remote thermometry and leaf surface index (*LAI*) were performed. The value of the Kramer-Welch statistical criterion, which is used to confirm or refute the hypothesis that statistical samples belong to one general population, is calculated. For the territories of all three mines, the values of the Cramer-Welch criterion significantly exceed the threshold, ie the measurements revealed statistically significant differences between test and control samples for the parameters of time series of radar interferometry, remote thermometry and *LAI*.

The analysis of time series of remote sensing data of the study area for long-term trends and periodic components mapping was carried out. The linear trends of the time series of remote sensing data were described by average values for the entire analysis period and average growths for a certain period. Based on the results of processing multispectral space images and geospatial modeling, a series of thematic maps of soil-vegetation cover degradation within the locations of uranium legacy sites in Ukraine were created. At that the methods of remote mapping of land degradation based on the processing of multispectral space images and geospatial modeling for areas around potentially hazardous radiation facilities were further developed.

Under conditions of significant anthropogenic transformation of natural man-made complexes, in particular the total plowing of the territory around uranium mining enterprises, remote sensing of soil and vegetation degradation is a rational, low-cost research method to identify areas with high land degradation as an indicator of environmental hazard. This will really serve as an important factor in the sound management of man-made areas.

The main ways to predict the potential hazard from air dust, radiation doses and radiation risk from radionuclides intake into the atmosphere from uranium

mining dumps are identified. Uranium mining dumps as sources of radioactive contamination of atmospheric air by fine dust (less than 0,25 mm) containing uranium, its decay products and associated elements (Th, V, Ni, Cr, Sr, Be, Sc, etc.) are considered. Uranium is accumulated in the dusty fraction, where its content is 0,01–0,06 %. Calculations of mine dumps area were performed using Sentinel-2 satellite data and a digital landform model (SRTM, 2000).

Taking into account the geological and geochemical characteristics of albitite deposits, radioactive elements, heavy metals and other associated elements of uranium ore mineralization are removed from dumps by winds and atmospheric waters with their subsequent migration into the groundwater system, gradual penetration into soils and biological objects. It is established that the highest radiation dose that a person can get from radioactive dust is 11  $\mu\text{ber}/\text{year}$ . It is proved that the lifetime radiation risk from radioactive dust entry into the atmosphere equals to  $10^{-9}$   $\text{years}^{-1}$ , and it is negligibly low. The radiation risk is maximum near the boundary of the dumps. Increasing the area of rock dumps will increase the dose to the population.

The research topic is of important scientific and practical significance. The scientific novelty of the work deals with application of new methodological approaches to the assessment of ecological hazard of the territory, where there is a potential threat to the environment from low-activity technogenically enhanced sources natural origin. Herewith:

*for the first time*

- scientifically substantiated territories of uranium mining and processing as “post-uranium legacy sites” at regional (260 km  $\times$  125 km) and local (40 km  $\times$  25 km) levels according to the following classes (a total of nine locations – sites): territories of depleted uranium deposits developed through mining method and method of underground in-situ leaching; territories of operating uranium mines; and territories of processing enterprises. These are areas radioactively contaminated due to anthropogenic activity in the past – “affected by past practices”, where the level of radioactivity significantly exceeds the background and the equivalent dose rate reaches 350  $\mu\text{Sv}/\text{h}$ , and environmental components are characterized by high uranium

content (rocks – up to 40–53 g/t, soils – up to  $0,5\text{--}1,9 \cdot 10^{-4}$  %, water –  $5 \cdot 10^{-6}\text{g/l--}9 \cdot 10^{-2}\text{g/l}$ ), its decay products, and associated elements;

- the method of radon-hazardous areas identification within the territories of economic entities at a local level is developed, which takes into account the natural radioactivity of environmental components, the spatial density of faults (from 0.11–0.26 km to 0.57–0.71 km per 25 km<sup>2</sup>) and lineaments of 3–4 orders (from 1.53–3.65 km to 5.79–7.9 km per 1 km<sup>2</sup>), and allows in  $97,50 \% \pm 0,94 \%$  of cases to classify correctly the level of potential radon hazard;

- the radar interferometry data used to detect the dynamics of the earth surface deformation and the remote thermometry data used to detect long-term changes in the earth's surface temperature are proved worth using as indicators of environmental hazards within hard-to-reach areas at detail level;

*improved:*

- the model of radon hazard level identification based on method of linear discriminant functions, that takes into account natural radioactivity associated with uranium content in the environment components under conditions of rock-fractured zones creation;

- the model of air dustiness potential threat based on method of linear discriminant functions, that takes into account the main climatic and technogenic-anthropogenic factors within the territory being analyzed;

- creation of the informative database which can be used as a base for decision making on prioritization of radon survey for the purpose of nature protection measures;

*further developed:*

- the method of land degradation remote mapping on the basis of multispectral space images processing and geospatial modeling for territories around potentially hazardous facilities;

- methodology for assessing the uranium rock dumps impact on the dose rate per person due to atmospheric air contamination.

The obtained results practical importance is confirmed by the relevant acts of results implementation at the enterprises. Results on “Areas abandoned due to uranium mining and processing: analysis of the situation in Ukraine”, “Passport of uranium deposits according to IAEA requirements”, “Ukrainian-English dictionary of uranium geology” and “Uranium pathfinder elements in deposits of albitite formation of the Ukrainian Shield” introduced into the activities of the state enterprise “Kirovgeologiya” and LLC “Atomic Energy Systems of Ukraine”. The method of radon hazard area identification and algorithm of application of the radar interferometry was used in the research work (2015–2019 № DR 0115U002048) – Carse IGN NAS of Ukraine.

The results are also introduced into the academic process of the Department of Environmental Studies of NAU for delivering disciplines (Ukrainian and English) “Radioecology”, “Environmental Monitoring”, “Geology and Fundamentals of Mineralogy” for students majoring in 101 “Ecology”.

The materials of the dissertation were used to provide information on Ukraine to the European Atlas of Natural Radiation (Joint Research Center of the EU, 2019) and in the future can be useful in developing a National Action Program to reduce radiation risks from radon by using developed information and analytical base for management decisions to reduce the negative effects of radon hazards on the overall environmental situation around uranium mining and adjacent areas having technogenically enhanced sources of natural origin

**Keywords:** environmental safety, technogenically enhanced sources of natural radiation, radon hazard, radiation hazard, uranium legacy sites, remote sensing of the Earth, multispectral space images.

## LIST OF PUBLICATIONS

### *Monographs*

1. Lithogenez i gipogenne rudoutvorennya v osadovykh tovshchakh Ukrainy: monographiya / V. O. Shumlyanskyi, K. I. Derevska, T. V. Dudar, O. M. Ivantyshyna, A. G. Subbotin, M. V. Bezugla. *Naukovi pratsi Instytutu fundamentalnykh doslidzen.*

Вуп. 6. Znannya Ukrainy. 2003. 271 s. *Osobystyi vnesok: geologo-petrografichniy analiz porid, shcho vmishchuyut gipogenne zrudenninnya: rozdily 2.2; 2.3; 3.1; 3.4.*

2. Uranovi rudy Ukrainy. Geologiya, vykorystannya, povodzennya z vidkhodamy vyrobnytstva: Геологія, використання, поводження з відходами виробництва: monographiya / G. V. Lysychenko, Yu. P. Melnyk, O. Yu. Lysenko, T. V. Dudar, N. V. Nikitina. *Proekt «Naukova Knyga»*. Kyiv: Naukova dumka, 2010. 221 s. *Osobystyi vnesok: kharakterystyka rodovishch urany, normatyvno-pravove zabezpechennya shochodo povodzennya z radioaktyvnymy vidkhodamy vydobutky I pereroblennya uranu: rozdily 1 (1.1–1.4); 6 (6.1; 6.2.2); 8 (8.1; 8.2).*

3. Dudar T. V., Lysychenko G. V., Buhera M. A. Uranium resources of Ukraine: geology, mineralogy, and some mining aspects: monograph. *Lambert Publishing House*. Riga, 2018. 100 p. *Osobystyi vnesok: formulyovannya ideї, zmistu monografii, vykladennya osnovnogo materialu.*

#### ***Publications in professional editions***

4. Hidrogennoye rudoobrazovaniie v phanerozoe Ukrainy / V. A. Shumlyanskyi, Ye. G. Sushchuk, O. M. Ivantyshyna, K. I. Derevskaya, T. V. Dudar, M. V. Bezuglaya. *Institute geokhimii navkolysnynogo seredovyschcha: zb. nauk. pr.* 2003. Vyp. 8. S. 82–105.

5. Lysychenko G. V., Dudar T. V. Tendencies in power strategy and ecological safety of Ukraine. *Ukrainsko-Makedonskyi nauk. Zb. NANU, Nats. B-ka Ukrainy*. Kyiv, 2008. Vyp. 3. S. 143–153.

6. Lysychenko G. V., Polkova Yu. S., Dudar T. V. Vyznachennya rozpodilu sub'ektiv gospodoryuvannya za stupenem ryzyku v pravovykh dokumentakh. *Ekologichna bezpeka*. 2008. № 2. S. 9–15.

7. Dudar T. V., Maslova Yu. V., Savytska M. A., Buhera S. P. Analiz rozvytku uranovydobovnoi galuzi ta poviazanykh z neyu problem ekologichnoi bezpeky. *Naukoyemni tekhnologii*. 2011. № 3–4 (11–12). S. 87–92.

8. Dudar T. V., Stankevich S. A., Loik I. V., Martynova O. V. Doslidzennya degradatsii zemelnykh resursiv Kalyskogo raionu Ivanj-Frankivskoi oblasti. *Naukoyemni tekhnologii*. 2012. № 4 (16). S. 116–120.

9. Dudar T. V., Stankevich S. A., Tymoshenko Ya. O., Buhera M. A. Dystantsiine kartuvannya zmin landshaftiv pid vplyvom antropogennoho navantazennya v raioni vydobuvannya uranu. *Tekhnogenno-ecologichna bezpeka ta tsivilnyi zakhyst*. Kyiv-Kremenchuk, 2013. Vyp. 6. S. 82–88.

10. Dudar T. V., Stankevich S. A., Vedmedenko I. V. Analiz antropogennykh zmin v raioni Smolinskoï shakhty Kirovogradskoï oblasti iz zastosuvannyam kosmichnykh ziomok. *Ekologichna bezpeka ta pryrodokorystuvannya*. 2014. № 15. S. 40–45.

11. Dudar T. V., Buhera M. A., Lysychenko G. V., Englebrecht A. Uranium Deposits Database for the purpose of Nuclear Forensics in Ukraine. *Proceedings of the National Aviation University*. 4'2014. P. 140–145.

12. Dudar T. V., Zakrytnyi Ye. Ye., Buhera M. A. Uranium Mining and Associated Environmental Challenges for Ukraine. *Science-Based Technologies*. 2015. № 1(25). P. 68–73.

13. Titarenko O. V., Dudar T. V., Romanenko Ye. V. Otsenka tekhnogennoi nagruzki na geologicheskuyu sredu s ispolzovaniem lineamentnogo analiza I kosmicheskikh siomok. *Ekologiya I promyshlennost*. 2017. № 2. S. 52–57.

14. Dudar T. V., Svideniuk M. O., Shcherbei V. Ya. Vykorystannya topographichnykh danykh ta radiolokatsiinoï ziomky dlya otsinky stanu zsvonebezpechnykh dilyanok. *Ecologichna bezpeka ta pryrodokorystuvannya: zb. nauk. prats*. 2017. Vyp. 23. S. 28–35.

15. Fomin Yu. O., Demikhov Yu. O., Verkhovtsev V. G., Dudar T. V. Formy znakhodzennya elementiv-suputnykiv uranu u albititakh Ukrainskoho shchita. *Geokhimiya technogeneza: zb. nauk. prats IGNS NAN Ukrainy*. Kyiv, 2019. Vyp. 2 (30). S. 106–118. DOI: 10.15407/geotech2019.30.106.

16. Dudar T. V. Uranium mining and milling facilities legacy sites: Ukraine case study. *Environmental Problems*. Lviv, 2019. Volume 4, Number 4. P. 212–218. DOI: 10.23939/ep2019.04.212.

17. Stankevich S. A., Dudar T. V., Svideniuk M. O. Zastosuvannya bagatochasovoi radarnoi interferometrii dlya vyyavlennya zmishchennya zemnoi

poverkhni dlya terrytorii uranobydobuvannya v Ukraini. *Ekologichna bezpeka*. № 2/2019 (28). S. 18–23. DOI: 10.30929/2073-5057.2019.2.18-23.

18. Elementy-suputnyky uranovogo zrudennynya albitovoi formatsii Ukrainського shchita ta ikh vplyv na navkolyshne seredovyshe / Yu. O. Fomin, Yu. M. Demikhov, V. G. Verkhovtsev, T. V. Dudar, Z. M. Borisova, Z. M. Kravchuk. *Ekologichna bezpeka ta pryrodokorysuvnnya*: zb. nauk. prats. 2020. T. 33. № 1. S. 42–58. DOI: 10.32347/2411-4049.2020.1.42-58.

### ***Publications in scientometric editions***

19. Lysychenko G. V., Dudar T. V. Database creation on the monitoring system for the South-Ukrainian Power Complex. *Brownfields. Multimedia Modelling and Assessment*. WIT Press. Southampton, Boston, 2004. C. 109–116. (*Scopus*).

20. Dudar T. V., Buhera M. A., Lysychenko G. V. Uranovi rudy yak dzerelo potentsiinoi nebezpeky v razi nesanktsionovannogo obigu radioaktyvnykh materialiv. *Yaderna ta radiatsiina bezpeka*. 2014. № 4. S. 51–54. (*Scopus*).

21. Stankevich S. A., Dudar T. V., Loik I. V., Neizmailova N. S. Belligerent Landscape Change Analysis using Remote Mapping of Vegetation Cover. *Global Geospatial Information and High Resolution Global Land Cover/Land Use Mapping*. Proceedings of the ISPRS WG IV/2 Workshop. Novosibirsk, 2015. P. 64–71.

22. Stankevich S. A., Dudar T. V., Kozlova A. O., Eindelshtein L. Ya. Remote sensing as information tool for engaging the public to counteract terrorism and disasters. Engaging the Public to Fight the Consequences of Terrorism and Disasters. I. Apostol et al. (Eds). *NATO Science for Peace and Security Series*. Vol. 120. IOS Press, 2015. P. 91–103. DOI: 10.3233/978-1-61499-493-0-91.

23. Stankevich S. A., Dudar T. V., Kovalenko G. D., Kartashov V. V. Povitryanyi infrachervonyi monitoring ob'ektiv yadernogo palyvnogo tsykladu v Ukrainin. *Yaderna ta radiatsiina bezpeka*. 2015. № 4. S. 31–36. (*Scopus*).

24. Stankevich S. A., Dudar T. V., Titarenko O. V., Pestova I. O., Neizmailova N. S. Warfare induced vegetation cover change mapping in east Ukraine using multi temporal satellite imagery. *Global Geospatial Information and High Resolution Global Land*



*Cover/Land Use Mapping*. Proceedings of the ISPRS WG IV/2 Workshop. Novosibirsk, 2016. SSUGT. P. 62–69.

25. Stankevich S. A., Kharitonov M. M., Dudar T.V, Kozlova A. O. Risk Assessment of Land Degradation Using Satellite Imagery and Geospatial Modelling in Ukraine. *Land degradation and desertification – a global crisis IntechOpen*. 2016. P. 53–77. DOI: 10.5772/62403.

26. Dudar T., Stankevich S., Kovalenko G. Improving pre-emergency situational awareness of nuclear facilities using UAV-borne thermal and radiation measurements. *TIEMS Newsletter Special Edition*. 2017. No. 5. P. 32–35.

27. Dudar T. V., Verkhovtsev V. G., Lysychenko G. V., Tyshchenko Yu. Ye. Radon emanation as a source of radiation hazard to the environment. *Information & Security*. ISIJ International 40. December 2018. (no. 1). P. 51–57. DOI: 10.11610/isij.410x.

28. Urban Area Geodynamic Risk Mapping Using Long-Term Time Series of Sentinel-1 Satellite Radar Interferometry / S. A. Stankevich, O. V. Titarenko, V. Ye. Fillipovich, T. V. Dudar, M. O. Svideniuk. *Information & Security*. ISIJ International 40. December 2018. (no. 1). P. 39–50. DOI: 10.11610/isij.4003.

29. Radon-prone Areas: the Ukrainian Shield case study /Dudar T. V., Verkhovtsev V. G., Tyshchenko Yu.Ye., Kyselevych L. S., Buglak O. V. European Association of Geoscientists & Engineers. *Conference Proceedings, 18<sup>th</sup> International Conference on Geoinformatics – Theoretical and Applied Aspects*. Volume 2019. P. 1–6. DOI: 10.3997/2214-4609.201902034. (*Scopus*).

30. Land Surface Displacement Study for Kryvyi Rih Mining Area using Radar Interferometry Time Series Analysis/S. Stankevich, I. Piestova, O. Titarenko, V. Filipovich, T. Dudar, M. Svideniuk. European Association of Geoscientists & Engineers. *Conference Proceedings, Monitoring 2019*, Nov 2019, Volume 2019. P. 1–6. DOI: 10.3997/2214-4609.201903199 (*Scopus*).

31. European Commission, Joint Research Centre – Cinelli, G., De Cort, M. & Tollefsen, T. (Eds.): European Atlas of Natural Radiation, *Publication Office of the European Union*, Luxembourg, 2019. ISBN 978-92-76-08259-0, doi:10.2760/520053,

Catalogue number KJ-02-19-425-EN-C, EUR 19425 EN. Printed by Bietlot in Belgium 2019–190. Pp. 30.1 cm– 42.4 cm. DOI: 10.2760/520053.

32. Dudar T. V., Yakymenko G. M., Titarenko O. V., Svideniuk M. O. Shchodo sumarnoi alpha-actyvnosti vody pidzemnykh dzerel vodopostachannya. *Yaderna ta radiatsiina bezpeka*. 2020. № 1. (85). S. 62–71. DOI: 10.32918/nrs.2020.1(85).07 (Scopus).

***Publications that further highlight the content of the dissertation***

33. Shumlyanskyi T. V., Dudar T. V., Zuravel M. Yu., Bezuglaya M. V. Mineralnye otlozheniya v trubakh iz neftepromyslovykh skvazyn severnoi pribortovoi zony Dneprovsko-Donetskoi vpadiny. *Dop. NAN Ukrainy*. 1995. № 12. S. 121–126.

34. Dudar T. V., Shumlyanskyi T. V. Zolotosoderzashchaya gersdorffitfreibergitovaya mineralnaya assotsiatsiya niznego rudnogo yarusa Bobrikovskogo mestorozdeniya *Dop. NAN Ukrainy*. 1999. № 3. S. 124–127.

35. Shumlyanskyi T. V., Dudar T. V., Zuravel M. Yu., Bezuglaya M. V. Sovremennoye rudootlozheniye iz rassolov glubokikh gorizontov Dneprovsko-Donetskoi vpadiny. *Dop. NAN Ukrainy*. 1999. № 7. S. 126–130.

36. Dudar T. V., Lysychenko G. V., Tatarchenko O. S. Assessment of water quality parameters of the Tashlyk cooling pool. *Proceedings of the NAU*. Kyiv, 2008. № 2 (35). C. 69–72.

37. Dudar T. V., Buhera S. P., Kadoshnikov V. M., Zlobenko B. P. Barierni vlastyvoli prurodnykh glunustykh mineraliv. *Visnyk NAU*. 2009. № 1 (38). S. 56–61.

38. Dudar T. V., Stankevich S. A., Loik I. V. Otsinka ekologo-ekonomichnogo zbytku, sprychynenogo degradatsieyu zemel Kaluskogo raionu Ivano-Frankivskoi oblasti. *Stalyi rozvytok natsionalnogo gospodarstva: ekologo-ekonomichna kontseptsiya*: kol. monogr. / za red. O. I. Maslak, Kremenchuk: Vydavets PP Shcherbatykh O.V., 2014. S. 204–225.

39. Dudar T. V., Stankevich S. A., Svideniuk M. O. Doslidzennya dynamiky degradatsii zemel u zoni sposterezennya PUEK dystantsiinymy metodamy. *Kompleksnyi geoekologichnyi monitoring zony vplyvu Tashlytskoi gidroakumulyuyuchoi*

*elektrostantsii ta Oleksandrivskogo vodoskhovyshcha 1998–2016: monogr. / za red. G. V. Lysychenka. Kyiv, Nauk. dumka, 2017. S. 287–291.*

40. Suchasnyi stan vyrobnytstva ta spozyvannya uranovoi syrovyny dlya potreb yadernoi energetyky / T. V. Dudar et. al. *Ekologichna bezpeka ta technologii zakhystu dovkilliya*. 2019. №1. С. 26–32.

***Materials and abstracts of reports at scientific and practical conferences***

41. Shumlyanskiy V. O., Bezugla M. V., Dudar T. V., Zhuravel M. Yu. The Radioactive Mineral Encrustations on the Casings in the Oil-Producing Wells in the Dnieper-Donets Depression, Ukraine. *4<sup>th</sup> International Symposium on the Environmental Geochemistry*. Proceedings: U.S. Geological Survey open-File Report OF97-496. 1997. P. 83.

42. Dudar T. V., Lysychenko G. V. Geological-Ecological Risk in Power Energetics of Ukraine for the Cold War Facilities and Environmental Legacy. *Cold War Environmental Legacies. Environmental Threat Reduction Program*. (Bourgas, Bulgaria, 02–11 May). Brookhaven National Laboratory, Upton. USA, 2001. P. 63.

43. Yevdin O. M., Kuchma M. D., Yushchenko A. I., Dudar T. V. Deyaki aspekty monitoryngu potentsiino nebezpechnykh technogenykh obektiv. *Ekologichna bezpeka: problem i shlyakhy vyrishenniya: zb. nauk. st. II mizhnar. nauk.-prakt. konf. (Alushta, 11–15 veresnya, 2006)*. Kharkiv, 2006. T. 2. S. 152–154.

44. Lysychenko G. V., Polkova Yu. S., Dudar T. V. Derzavno-pravove reguliyuvannya pytan shchodo systemy upravlinnya tekhnogenno-ekologichnoyu bezpekoyu potentsiino nebezpechnykh obektiv. *Zakhyst dovkilliya vid antropogenogo navantazenniya: materialy 4-h Vseukr. Talievskykh chytan*. Kharkiv, 2008. Vyp. 2 (18). S. 24–35.

45. Dudar T. V., Kramar O. O. Lysychenko G.V. Knight K., Englebrecht A. Uranium ores of Ukraine for the purpose of nuclear forensics. *Ekologichna bezpeka: problem i shlyakhy vyrishenniya: zb. nauk. st. VIII mizhnar. nauk.-prakt. konf. (Alushta, 10–14 veresnya, 2012 p.)*. Kharkiv, 2012. T. 1. S. 129–132.

46. Dudar T. V., Buhera M. A., Tymoshenko Ya. O. Vplyv na dovkilliya v zonakh rozrobky uranobykh rodovyshch Ukrainy. *Zakhyst navkolyshniogo*

*seredovyscha. Energooshchadnist. Zbakansovane pryrodokorystuvanniya: materialy 2-go Miznar. Congressu. (Lviv, 19–22 veresnya, 2012). Lviv: «ZUKTS», 2012. S. 25.*

47. Dudar T. V. Oglyad problem vyrobnytstva ta stanu suchasnogo pynku uranu v sviti I v Ukraini. *Ekologichna bezpeka: problem i shlyakhy vyrishenniya: zb. nauk. st. IX mizhnar. nauk.-prakt. konf. (Alushta, 9–13 veresnya, 2013 p.). Kharkiv, 2013. S. 89–93.*

48. Dudar T. V., Stankevich S. A., Buhera M. A. Antropogenni peretvorenniya landshaftiv v zonakh vydobuvannya uranu. *IV Vseukr. Zizd ekologiv z mizhnar. Uchastyu (Ekologiya-2013): zb. nauk. st. (Vinnytsya, 25–27 veresnya, 2013). Vinnytsya: Vyd-vo-drukarnya DILO, 2013. S. 359–361.*

49. Dudar T. V., Buhera M. A. Uranium Deposit Passport. *Khimichna i radiatsiina bezpeka: problemy i vyrishenniya: zb. prats ta povidomlen (Uzgorod, 27–30 travnya, 2014). Kyiv, 2014. S. 100–101.*

50. Dudar T. V., Stankevich S. A., Lysychenko G. V. Dystantsiine otsinyuvannya ryzyku degradatsii rodyuchukh chornozemiv v raioni Pivdennoukrainskoi atomnoi elektrostantsii. *XIV Ukrainska konferentsia z kosmichnykh doslidzen: tezy dopovidei. (Uzgorod, 8-12 veresnya, 2014). Uzgorod: IEF NANU, 2014. S. 164.*

51. Stankevich S. A., Lysychenko G. V., Dudar T. V. Remote Assessment of Chernozem Soils Degradation in the Vicinity of Nuclear Industry Facilities: South-Ukrainian Power-Generation Area Case Study. *Khimichna i radiatsiina bezpeka: problemy i vyrishenniya: zb. prats ta povidomlen. (Kyiv, 19–22 travnya, 2015 p.). Kyiv, 2015. S. 44–45.*

52. Dudar T. V., Stankevich S. A., Kovalenko G. D., Kartashov V. V. Zastosuvannya infrachervonogo monitoryngu dlya dystantsiinogo kontrolyu radiatsiino nebezpechnykh obektiv. *Ekologichna bezpeka: problem i shlyakhy vyrishenniya: zb. nauk. st. XI mizhnar. nauk.-prakt. konf. (Kharkiv, 7–11 veresnya, 2015). Kharkiv, 2015. S. 183–186.*

53. Stankevich S. A., Dudar T. V., Matveyeva O. L., Kovtun R. O. Methodika kartuvannya zmin antropogenno navantazenykh landshaftiv z vykorystannyam kosmichnykh znimkiv ta geoinformatsiinykh technologii. *Ekologichna bezpeka yak*

*osnova stalogo rozvytku suspilstva. Europeyskyi dosvid I perspektyvy: materialy II miznar. nauk prakt. konf. (Lviv, 4–6 lystopada, 2016). Lviv, 2016. S. 151–152.*

54. Dudar T. V., Stankevich S. A., Pestova I. O. Land degradation case study within uranium mining areas. *Khimichna I radiatsiina bezpeka: problemy i vyrishennya: zb. prats ta povidomlen. (Kyiv, 17–20 travnya, 2016). Kyiv, 2016. S. 63.*

55. Dudar T. V., Stankevich S. A. Geocological environment capacity assessment in the vicinity of nuclear fuel cycle facilities. *XVI Ukrainska konferentsiya z kosmichnykh doslidzen: tezy dopovidei. (Odesa, 22–26 serpnia, 2016). Odesa, 2016. P. 165–166.*

56. Dudar T. V., Stankevich S. A., Svideniyuk M.O., Shcherbachenko V.A. Otsinka stanu gruntovo-roslynnogo pokryvu v zoni dovgotryvalogo vplyvu Pivdennoukrainskoi AES. *«Ekogeoforum-2017»: Aktualni problem ta innovatsii: materialy miznar. nauk. prakt. konf. (Ivano-Frankivsk, 22–25 bereznya, 2017). Ivano-Frankivsk, 2017. S. 276–277.*

57. Dudar T. V., Piestova I. O., Orlenko T. A. Anthropogenic threats on landscapes in the vicinity of the uranium mine. *Khimichna I radiatsiina bezpeka: problemy i vyrishennya: zb. prats ta povidomlen. (Kyiv, 24–26 travnya, 2017). Kyiv, 2017. S. 69.*

58. Dudar T. V. Steppe Landscape Changes Remote Assessment within Nuclear Facilities in Ukraine. *Ecology, environmental protection and balanced environmental management: education – science – production – 2017: abstracts of XX International scientific conference dedicated to the 10th anniversary of the School of Ecology. (Kharkiv, April 19–22, 2017). Kharkiv, 2017. P. 89–90.*

59. Dudar T. V., Railko V. I. Level of anthropogenic transformation of mining landscapes case study: Kirovograd district. *VI Vseukr. Zizd ekologiv z mizhnar. uchastyu (Ekologiya-2017): zb. nauk. st. (Vinnytsya, 20–22 veresnya, 2017). Vinnytsya, 2017. S. 22.*

60. Dudar T. V., Stankevich S. A., Svideniuk M. O., Karmanska A. P. Landscape changes in the vicinity of Khmel'nitska nuclear power plant by remote sensing data

analysis. *VI Vseukr. Zizd ekologiv z mizhnar. uchastyu (Ekologiya-2017)*: zb. nauk. st. (Vinnytsya, 25–27 veresnya, 2017). Vinnytsya, 2017. S. 23.

61. Zabulonov Yu., Burtnyak V., Lysychenko G., Dudar T. V. Unmanned Aviation for the purpose of Radiation and Environmental Safety. *International Symposium on Sustainable Aviation: Abstract Book* (Kyiv, 10–13 September, 2017). Kyiv, P. 72.

62. Dudar T. V., Verkhovtsev V. G., Lysychenko G. V., Tyshchenko Yu. Ye. Radon as an indicator of geological structure and as a source of radiation hazard to the environment: the case of the Ukrainian shield. *2-nd International workshop on the European Atlas of Natural Radiation: Book of Abstracts*. (Verbania, Italy, 10-17 November, 2017). Ispra, Italy, 2017. P. 16–17.

63. Dudar T. V. Geologichne seredovyshe z pozutsii rovytku ta funkcionuvannya uranovydobuvnykh obektiv. *Ekologichna bezpeka: problem i shlyakhy vyrishenniya*: zb. nauk. st. XIII mizhnar. nauk.-prakt. konf. (Kharkiv, 11–15 veresnya, 2017). Kharkiv, 2017. S. 175–181.

64. Stankevich S., Dudar T., Kovalenko G., Zatserkovny V. Aerial monitoring of radwaste storage facilities using thermal and radiation measurements. *Proceedings of XI International Scientific Conference on Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment*. (Kyiv, 13–16 November, 2018). Kyiv: Taras Shevchenko National University of Kyiv, 2018. CD.

65. Environmental safety of the territory of uranium mining and milling legacy in Ukraine / T. V. Dudar та ін. *VII Vseukr. Zizd ekologiv z mizhnar. uchastyu (Ekologiya-2019)*: zb. nauk. st. (Vinnytsya, 25–27 veresnya, 2019). Vinnytsya: VNTU, 2019. S. 51.

66. Dudar T. V. Uranova spadshchina Ukrainy. *Vseukr. Zizd ekologiv z mizhnar. uchastyu (Ekologiya-2017)*: zb. nauk. st. (Kharkiv, 9–13 veresnya 2019). Kharkiv, 2019. S. 157–161.

67. Dudar T. V., Titarenko O. V., Orlenko T. A. Geoinformation technologies as a tool for territories environmental changes assessment. *Suchasni tendentsii rozvytku*

*informatsiinykh system I telekomunikatsiinykh technologii: nauk. pratsi II miznar. nauk. prakt. konf. (Kyiv–Krakiv, 9 grudnya 2019). Kyiv NUHT, 2019. S. 20–23.*

68. Dudar T. V. With regard to technologically enhanced naturally occurring radioactive materials in Ukraine. *Priority Directions of Science Development. Abstracts of III International Scientific and Practical Conference. (Lviv, 28–29 December 2019). Lviv, 2019. P. 225–227.*

69. Dudar T. V. Isaienko V. M., Nekos A. N. Ecological safety of disturbed mining lands. *International Scientific Symposium «Sustainable Development – State and Prospects»*. Proceedings. (Lviv-Slavske, 12–15 February, 2020). Lviv, 2020. P. 129–131.

70. Dudar T. V., Kovalenko G. D., Farrakhov O. V. Radioekologichna bezpeka pty vydobuvnni uranovykh ryd. *XVIII konferentsiya z fizyky vysokykh energii ta yadernoi fizyky: tezy dop. (Kharkiv, 3 bereznya, 2020). Kharkiv, 2020. S. 108.*

## ЗМІСТ

АНОТАЦІЯ .....	1
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ .....	32
ВСТУП .....	37
РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ ПІДХОДІВ ЩОДО ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ТЕРИТОРІЙ УРАНОВИХ РЕГІОНІВ СВІТУ ТА УКРАЇНИ .....	49
1.1. Наукове обґрунтування поняття екологічної небезпеки території з техногенно-підсиленими джерелами природного походження .....	49
1.2. Аналіз екологічної обстановки урановидобувних та суміжних територій в світі .....	54
1.2.1. Сучасний стан виробництва та споживання уранової сировини .....	54
1.2.2. Розробка уранових родовищ та екологічні наслідки в світі .....	57
1.3. Аналіз екологічної обстановки урановидобувних та суміжних територій в Україні .....	61
1.3.1. Уран, торій, рідкоземельні та рідкометальні елементи .....	65
1.3.2. Видобування і перероблення уранової сировини .....	68
1.3.3. Відходи уранового виробництва .....	77
1.3.4. База даних уранових родовищ для ідентифікації радіоактивного матеріалу (задач ядерної криміналістики) .....	81
1.3.5. Рекультивація територій урановидобування .....	84
1.4. Законодавче забезпечення видобування і перероблення уранових руд та поводження з радіоактивними відходами в світі і в Україні .....	86
1.4.1. Міжнародні договори, конвенції, рекомендації .....	90
1.4.2. Закони України .....	95
1.4.3. Нормативно-правові документи Верховної Ради, Кабінету Міністрів України та інших органів влади .....	100
Висновки до розділу 1 .....	107
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ .....	110



РОЗДІЛ 2. МЕТОДОЛОГІЯ ПРОВЕДЕННЯ ДИСЕРТАЦІЙНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ .....	123
2.1. Обґрунтування методології досліджень .....	123
2.2. Методи вирішення задач досліджень .....	126
Висновки до розділу 2 .....	132
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ .....	133
РОЗДІЛ 3. ОБҐРУНТУВАННЯ КРИТЕРІЇВ ВИЗНАЧЕННЯ ТЕРИТОРІЙ УРАНОВОЇ СПАДЩИНИ В УКРАЇНІ ЗА ОЗНАКАМИ ПОТЕНЦІЙНО НЕБЕЗПЕЧНИХ ОБ’ЄКТІВ ( <i>post-uranium legacy sites</i> ).....	137
3.1. Концепція «уранової спадщини».....	137
3.1.1. Визначення спадщини радіоактивно забруднених територій.....	137
3.1.2. Уранова спадщина Європи .....	138
3.2. Характеристика геологічної основи та природних джерел іонізуючого випромінювання території уранової спадщини України як території з високим рівнем природної радіоактивності .....	142
3.2.1. Загальна характеристика території дослідження .....	142
3.2.2. Український щит в межах території дослідження .....	148
3.2.3. Структурно-металогенічні зони, рудні поля, родовища урану .....	150
3.3. Території уранової спадщини України .....	162
3.4. Класифікація та наукове обґрунтування заходів щодо визначення об’єктів уранової спадщини “ <i>post-uranium legacy sites</i> ” .....	168
Висновки до розділу 3 .....	185
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	186
РОЗДІЛ 4. ВИЯВЛЕННЯ РАДОНОНЕБЕЗПЕЧНИХ ТЕРИТОРІЙ УРАНОВОЇ СПАДЩИНИ «POST-URANIUM LEGACY SITES» ШЛЯХОМ ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДИКИ ГЕОПРОСТОРОВОГО АНАЛІЗУ .....	193
4.1. Концепція радоннебезпеки територій.....	193

4.2. Природні та техногенно-антропогенні чинники формування радонової небезпеки .....	199
4.2.1. Природні чинники формування радонової небезпеки .....	199
4.2.2. Техногенно-антропогенні чинники формування радонової небезпеки .....	201
4.3. Геопросторовий аналіз радононебезпечних територій .....	205
4.3.1. Регіональний рівень.....	205
4.3.2. Локальний рівень.....	215
4.4. Підходи щодо протирадонових заходів .....	226
Висновки до розділу 4 .....	230
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	232
<b>РОЗДІЛ 5. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ РІВНЯ РАДОНОВОЇ НЕБЕЗПЕКИ ТЕРИТОРІЙ МЕТОДОМ ЛІНІЙНИХ ДИСКРИМІНАНТНИХ ФУНКЦІЙ.....</b>	
5.1. Формалізація завдань та формування бази вихідних даних.....	238
5.2. Математична модель визначення рівня радонової небезпеки із застосуванням методу лінійних дискримінантних функцій.....	247
Висновки до розділу 5 .....	253
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	254
<b>РОЗДІЛ 6. КАРТУВАННЯ ЛОКАЦІЙ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ В МЕЖАХ УРАНОВИДОБУВНИХ ПІДПРИЄМСТВ ТА ПРИЛЕГЛИХ ТЕРИТОРІЙ ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ МЕТОДІВ ДИСТАНЦІЙНОГО ЗОНДУВАННЯ ЗЕМЛІ.....</b>	
6.1. Оцінка геодинамічних умов за матеріалами супутникової радарної інтерферометрії.....	257
6.1.1. Інтерферометрична обробка радіолокаційних даних Sentinel-1.....	257
6.1.2. Результати оброблення радіолокаційних даних Sentinel-1 .....	258
6.1.3. Статистичний аналіз параметрів часових серій інтерферометричних вимірювань.....	260
6.2. Аналіз довготривалої динаміки температури земної поверхні.....	262

	34
6.3. Дистанційні дослідження змінення індексу листкової поверхні .....	267
6.4. Деградація ґрунтово-рослинного покриву території дослідження.....	272
Висновки до розділу 6 .....	277
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	279
РОЗДІЛ 7. ОЦІНКА ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ НА ЛЮДИНУ ВІД РАДІОНУКЛІДІВ В АТМОСФЕРІ ВІД ВІДВАЛІВ УРАНОВИДОБУВНИХ ПІДПРИЄМСТВ.....	283
7.1. Характеристика відвалів урановидобувних шахт та їх вплив на довкілля.....	283
7.2. Оцінка дозових навантажень та радіаційного ризику від відвалів урановидобувних шахт .....	287
7.2.1. Математична модель .....	289
7.2.2. Результати розрахунків викидів у атмосферу від відвалів урановидобувних шахт – Інгульської, Смолінської та Новокосянтинівської .....	294
7.3. Математична модель пилового забруднення південно-східних околиць міста Кропивницький за кліматичними та техногенно- антропогенними показниками.....	297
Висновки до розділу 7 .....	305
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	306
ВИСНОВКИ.....	308
ДОДАТОК А. Акти впровадження результатів дисертаційного дослідження .....	311

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

АЕС	– атомна електростанція
ВО «ПХЗ»	– Виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод»
ВООЗ	– Всесвітня організація охорони здоров'я
ВЯА	– Всесвітня ядерна асоціація
ГВП	– гірничовидобувне підприємство
ГМЗ	– гідрометалургійний завод
ДІВ	– джерела іонізуючого випромінювання
ДПР	– дочірні продукти розпаду
ДІЯРУ	– Державна інспекція ядерного регулювання України
ЕРОА	– еквівалентна рівноважна об'ємна активність
ІЧ зйомка	– інфрачервона зйомка
МАГАТЕ	– Міжнародна агенція з атомної енергії
МВС	– Міністерство внутрішніх справ
МОЗ	– Міністерство охорони здоров'я
МКРЗ	– Міжнародна комісія з радіаційного захисту
НАВ	– низькоактивні відходи
НКДАР	– Науковий комітет Організації Об'єднаних Націй по дії атомної радіації
НРБУ	– Норми радіаційної безпеки України
ОА	– об'ємна активність
ОСПУ	– Основні Санітарні правила забезпечення протирадіаційного захисту України
ПЕД	– потужність експозиційної дози
ПСВ	– підземне свердловинне вилуговування
РАВ	– радіоактивні відходи
РМПП	– радіоактивні матеріали природного походження
РРС	– рентген радіометричної сепарації
СЗЗ	– санітарно-захисна зона

СМЗ	– структурно-металогенічна зона
СхідГЗК	– Східний гірничо-збагачувальний комбінат
ТП ДПП	– техногенно-підсилені джерела природного походження
ТП РМПП	– технологічно підсилені радіоактивні матеріали природного походження
УЩ	– Український щит
ЦММ	– цифрова модель місцевості
ЯПЦ	– ядерно-паливний цикл
BSS	– Basic Safety Standards
EANR	– European Atlas of Natural Radiation
JRC	– Joint Research Center
LAI	– Leaf Areal Index
MSAVI	– Modified Soil-Adjusted Vegetation Index
NDVI	– Normalized Difference Vegetation Index
NORM	– Naturally Occurring Radioactive Material
SNAP	– Sentinel Application Platform
TENORM	– Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials

## ВСТУП

**Актуальність теми.** В контексті національної безпеки держави вивчення екологічної обстановки території, пов'язаної з радононебезпечними проявами, є одним із дієвих інструментів обґрунтування ступеня відповідності наявних або прогнозованих екологічних умов завданням збереження здоров'я людини й відновлення навколишнього середовища. Розробка родовищ корисних копалин, які містять радіоактивні елементи, може призвести до радіоактивного забруднення території і утворення техногенно-підсилених джерел природного походження, що генерують альфа-, бета-, та гамма випромінювання. Питання щодо поводження з низько радіоактивними матеріалами геологорозвідувального, видобувного і збагачувального комплексів уранових родовищ та родовищ, які збагачені радіоактивними елементами, широко обговорюються в світі, про що свідчать, зокрема, матеріали міжнародних симпозіумів (починаючи з 1997 року) по радіоактивним матеріалам природного походження (*NORM/ TENORM – Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials*), останній з яких проводився у 2019 році у Денвері, США.

Міжнародні стандарти безпеки (BSS – Директива ЄС 59/2013) регламентують захист населення та довкілля від радону та природних джерел радіації. В статті 103 § 3 цього документа вказано, що в кожній країні-члені ЄС має бути розроблений і затверджений національний план дій щодо захисту населення від радону з визначенням зон потенційно радононебезпечних територій. На сьогодні в Україні не існує національного плану дій щодо зниження радіаційних ризиків для населення від радону та прийнятої методики визначення зон потенційно радононебезпечної території. Тому, виникла наукова проблема щодо забезпечення захисту населення від впливу опромінення радоном. Виходячи з вищенаведеного вкрай актуальним є створення методологічних засад оцінки екологічної безпеки територій з високим рівнем природної радіоактивності, враховуючи радононебезпечні прояви та техногенно-підсилені джерела природного походження.

Громадська думка щодо небезпеки від іонізаційного випромінення, особливо у промислово розвинених регіонах, достеменно пов'язана із об'єктами атомної енергетики та ядерними випробуваннями. Регіонам з потенційно високим рівнем природної радіації, а особливо гірничовидобувним регіонам, не приділялось належної уваги. Проте сучасна дійсність показує, що на територіях, де не було жодних радіоактивних забруднень аварійного викиду, вдалечині від атомних станцій, значна кількість населення, знаходячись у себе вдома, може отримувати суттєву дозу опромінення. Тим більше, якщо на таких територіях відбувається видобування будь-яких корисних копалин, і ще більше, якщо корисні копалини містять радіоактивну компоненту.

З кінця 1970-х років фахівці Наукового Комітета з питань дії атомної радіації (НК ДАР ООН) ООН ретельно вивчали дію радона на населення та отримали важливий результат: співвідношення ризик–експозиція (зв'язок між вірогідністю ракових захворювань і часом знаходження людини в атмосфері із заданою концентрацією радону). В сумі природні джерела радіації відповідають за більшу частину опромінення, якому піддається людина.

Вирішення проблеми радонової небезпеки можливе тільки шляхом комплексного дослідження потенційної радононебезпеки території, радіаційних характеристик будівельної сировини, якості атмосферного повітря, а також концентрацій радону в повітрі нових і таких, що експлуатуються, житлових і громадських будівель. Зниження колективної дози для населення на 20–25 % означає зниження ракових захворювань на 25–30 %.

Головна небезпека людині і довкіллю від природних радіонуклідів пов'язана з техногенно-підсиленими джерелами природного походження (ТПДПП), як це зазначено в Нормах радіаційної безпеки України (НРБУ-97) [1]. Унаслідок антропогенної діяльності радіоактивні речовини були сконцентровані в ТПДПП або збільшилась їх доступність, завдяки чому утворилось додаткове до природного радіаційного фону опромінення.

Як зазначалось вище, найбільший внесок у внутрішнє опромінення людини належить радону та продуктам його розпаду. Вважається, що радон разом з

дочірніми продуктами радіоактивного розпаду відповідає приблизно за 3/4 річної індивідуальної ефективної еквівалентної дози опромінення, яку отримує населення від земних джерел радіації. В природі радон зустрічається у вигляді радону-222, продукту розпаду урану-238, та у вигляді радону-220 (торону), члена радіоактивного ряду торію-232. Внесок радону-222 у сумарну дозу опромінення у 20 разів більший, ніж внесок торону. Уран-238 та торій-232 знаходяться у складі Землі з моменту її народження [2; 3].

Джерелом радону є гірські породи, на яких побудоване приміщення, а також мінеральні будівельні матеріали (фосфогіпс, бетони, кальцій-силікатні шлаки тощо). Значна територія України припадає на Український щит, де зосереджені кристалічні породи, що містять природний уран з одного боку, та широкий спектр природних родовищ, рудопроявів, та точок мінералізації урану з іншого. Важливу роль відіграють структурно-геологічні фактори – зони розломів, розломно-блокова тектоніка верхньої частини земної кори. Вірогідність радонової небезпеки для території країни, 45% території якої припадає на Український кристалічний щит (УЩ), в цілому висока. Враховуючи рівень уваги, що приділяється питанню поводження з ТПДПП в світі та Європі, очевидно, що для країни, де видобувається уран і де маються об'єкти уранової спадщини, дослідження за цим напрямом є надзвичайно актуальними.

Також цим дослідженням привертається увага до екологічної небезпеки територій уранової спадщини України, де від часів другої Світової війни відбувалося та по сьогоднішній час триває видобування різними способами та перероблення уранової сировини. Всі досліджувані об'єкти експлуатувались і дотепер експлуатуються за стандартами, що не відповідають сучасному рівню захисту, і наразі потрапляють в сферу дії міжнародних стандартів безпеки (BSS – Директива ЄС 59/2013) як радіаційно небезпечні території, що потребують певних заходів щодо можливих шляхів їх екологічної рекультивациі.



З точки зору екологічної безпеки території з ТПДПП, наявність відвалів відходів урановидобування та пилове забруднення ділянок приземної атмосфери і земної поверхні є характерною і невід'ємною її рисою і актуальною регіональною проблемою. Пилове забруднення на промислових майданчиках і за його межами відбувається головним чином за рахунок вентиляції, що створює ореол розсіювання до 200 м, атмосферного пилу, що виникає внаслідок дроблення вміщуючих порід, транспортних перевезень, а також за рахунок довготривалого існування самих відвалів низько активних відходів, запилення від яких також потребує поглибленого вивчення.

Робота присвячена науково-прикладній проблемі, що виникла в процесі безпосередньої діяльності людини, а саме – урановидобування з одного боку, та зумовлена відсутністю методологічних основ оцінювання для визначення екологічної небезпеки територій з високим рівнем природної радіоактивності з іншого боку. На сьогодні в Україні триває видобування різними способами та перероблення уранової сировини, що призводить до погіршення екологічної ситуації на регіональному, локальному та об'єктовому рівнях. Тому, зниження негативних наслідків впливу радононебезпечних проявів на екологічну обстановку навколо урановидобувних та прилеглих територій шляхом створення методологічних основ оцінки і обґрунтування моделі контролю екологічного стану територій з техногенно-підсиленими джерелами природного походження є *актуальною науково-прикладною проблемою* для досягнення цілей зменшення негативного впливу на довкілля і обов'язковою передумовою подальшого розвитку дистанційного екологічного моніторингу.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.** Базовими для підготовки дисертаційних досліджень є договори про науково-технічне співробітництво між Національним авіаційним університетом (НАУ) та Науковим центром аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАНУ № 24-нт-17 від 10.04.2017 та № 30-нт-18 від 04.12.2018 рр., а також науково-дослідні роботи у рамках цільових комплексних програм наукових досліджень НАН України «Науково-технічний супровід розвитку ядерної енергетики та застосування

радіаційних технологій у галузях економіки» та «Наукове забезпечення розвитку ядерно-енергетичного комплексу та перспективних ядерних технологій» відповідно до планів науково-дослідних робіт Державної установи «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України» за темою «Створення експертно-аналітичної системи паспортизації і контролю виробничих об'єктів початкової стадії ядерно-паливного циклу (рудопрояви, родовища, гірничодобувні об'єкти, гірничо-збагачувальні комбінати)» (№ держреєстрації 0109U005728); за темою «Розробка та випробування нових технічних засобів та методик комплексного радіогеохімічного моніторингу типових об'єктів видобування та переробки уранової сировини» (№ держреєстрації 0113U005188); за темою «Відбір представницьких зразків уранових руд та руд-концентратів з родовищ України та їх комплексне дослідження» (проект Р 464 2011-2012 рр., УНТЦ). Крім того, в дисертаційній роботі використані результати, отримані автором під час роботи у складі групи міжнародних експертів за програмою МАГАТЕ «Уранова геологія: видобування та довілля в галузі розвідки, видобування та перероблення ядерних матеріалів» (червень-жовтень 1995 р.), а також в період 2013–2019 рр. за участі в роботі над Європейським атласом природної радіації в рамках наукової співпраці з *EU JRC (Joint Research Center of the EU)*. В усіх перелічених НДР здобувач була виконавцем.

**Ідея роботи** полягає у створенні інформаційно-аналітичної бази, яка може слугувати основою для прийняття управлінських рішень щодо зниження негативних наслідків впливу радонової небезпеки на загальну екологічну обстановку навколо урановидобувних та прилеглих територій шляхом вдосконалення методологічних основ оцінювання екологічної небезпеки територій з техногенно-підсиленими джерелами природного походження та обґрунтування системи контролю їх екологічного стану.

**Мета і завдання дослідження. Мета роботи** полягає у визначенні методологічних основ оцінювання екологічної небезпеки територій з

техногенно-підсиленими джерелами природного походження та обґрунтування системи контролю їх екологічного стану.

Для досягнення вказаної мети визначено наступні **завдання досліджень**:

- проаналізувати теоретичні та практичні підходи до визначення чинників екологічної небезпеки урановидобувних та прилеглих територій як найбільш потенційно небезпечних з точки зору поширення техногенно-підслених джерел природного походження;

- розробити методологію та обґрунтувати принципи, методи та засоби проведення досліджень;

- обґрунтувати критерії визначення території уранової спадщини в Україні за ознаками потенційно небезпечних об'єктів (*post-uranium legacy sites*);

- розробити метод ідентифікації радононебезпечних зон в межах територій суб'єктів господарювання на локальному рівні;

- виконати математичне моделювання рівня радонової небезпеки;

- визначити комплексні індикатори небезпеки локацій об'єктів уранової спадщини та прилеглих територій із застосуванням дистанційних методів картування;

- оцінити вплив породних відвалів урановидобувного виробництва на величину дозових навантажень на людину.

*Об'єкт дослідження* – процеси формування радононебезпеки територій з високим рівнем природної радіоактивності, враховуючи техногенно-підслені джерела природного походження.

*Предмет дослідження* – методи, моделі, засоби оцінки екологічної небезпеки територій з високим рівнем природної радіоактивності, враховуючи техногенно-підслені джерела природного походження.

**Методи дослідження.** В роботі використано комплексний підхід, який включає аналіз та узагальнення світового досвіду та власних досліджень з питань довготривалого впливу на довкілля внаслідок урановидобування, аналіз даних попередніх геологовишукувальних робіт на радіоактивні елементи та даних щодо джерел природної радіації, мінералого-петрографічний аналіз

визначення речовинного складу уранових руд та рудовмісних порід, методи дистанційного зондування Землі при вивченні просторових особливостей трансформації довкілля в урановидобувних регіонах; методи геопросторового аналізу для картування чинників радононебезпеки територій; метод дискримінантних функцій для визначення рівня радононебезпеки території; методи теорії імовірностей та математичної статистики для обробки результатів вимірювань та моделювання.

**Наукова новизна отриманих результатів** полягає у застосуванні нових методологічних підходів до оцінки екологічної небезпеки території, де є потенційна загроза впливу на довкілля від низькоактивних техногенно-підсилених джерел природного походження. При цьому:

*уперше*

- обґрунтовано методологію оцінювання екологічної небезпеки територій шляхом виділення і окреслення локацій видобування та перероблення уранової сировини у форматі уранової спадщини «*post-uranium legacy sites*» на регіональному (260 км × 125 км) і локальному (40 км × 25 км) рівнях за такими класами (разом дев'ять локацій – *sites*): території відпрацьованих уранових родовищ шахтним способом та методом підземного свердловинного вилуговування; території діючих урановидобувних підприємств та території переробних підприємств. Це території, радіоактивно забруднені внаслідок антропогенної діяльності в минулому – «*affected by past practices*», де рівень радіоактивності помітно перевищує фоновий і значення потужності еквівалентної дози досягають 350 мкЗв/год, а компоненти довкілля характеризуються підвищеним вмістом урану (породи – до 40–53 г/т; ґрунти – до  $0,5\text{--}1,9 \cdot 10^{-4}$  %; вода –  $5 \cdot 10^{-6}$  г/л –  $9 \cdot 10^{-2}$  г/л), продуктів його розпаду та супутніх елементів;

- розроблено метод ідентифікації радононебезпечних зон у межах територій суб'єктів господарювання на локальному рівні, який враховує природну радіоактивність компонентів довкілля, просторову щільність розломів (від 0,11–0,26 км до 0,57–0,71 км на  $25 \text{ км}^2$ ) та лінеаментів 3–4

порядків (від 1,53–3,65 км до 5,79–7,9 км на 1 км<sup>2</sup>), та дозволяє з 98,2 % ймовірності коректно класифікувати рівень потенційної радонової небезпеки;

- доведено доцільність і перспективність використання даних радарної інтерферометрії для виявлення динаміки процесів деформування земної поверхні та даних дистанційної термометрії для виявлення довготривалих змін температури земної поверхні як індикаторів екологічної небезпечності в межах важкодоступних територій на об'єктовому рівні;

*удосконалено:*

- модель визначення рівня радононебезпеки на основі методу лінійних дискримінантних функцій, яка враховує природну радіоактивність, пов'язану з вмістом урану в компонентах довкілля в умовах утворення зон тріщинуватості;

- модель визначення рівня потенційної загрози запиленості повітря на базі методу лінійних дискримінантних функцій, яка враховує основні кліматичні та техногенно-антропогенні фактори в межах території, що аналізується;

- формування оперативної бази, що є підґрунтям для прийняття управлінських рішень щодо першочерговості радонового знімання території з метою розробки природоохоронних заходів;

*набуло подальшого розвитку:*

- методика дистанційного картування деградації земель на основі обробки багатоспектральних космічних знімків та геопросторового моделювання для територій навколо потенційно небезпечних об'єктів;

- методологія оцінки впливу породних відвалів уранодобувного виробництва на величину дозових навантажень на людину від забруднення атмосферного повітря.

### **Практичне значення отриманих результатів**

Матеріали дисертаційної роботи було використано для надання інформації по Україні до Європейського атласу природної радіації (2019) та у подальшому можуть бути використано при розробленні національної Програми дій щодо зниження радіаційних ризиків від радону шляхом використання інформаційно-аналітичної бази, як основи для прийняття управлінських рішень

щодо зниження негативних наслідків впливу радонової небезпеки на загальну екологічну обстановку навколо урановидобувних та прилеглих територій з техногенно-підсиленими джерелами природного походження.

Запропоновано алгоритм для створення інформаційно-аналітичної бази, яка може слугувати підґрунтям для прийняття управлінських рішень щодо першочерговості радонової зйомки території з метою розроблення природоохоронних заходів. Визначено алгоритм застосування методу радарної інтерферометрії для виявлення динаміки процесів деформування земної поверхні у межах важкодоступних гірничовидобувних територій. Запропоновано модель визначення рівня потенційної загрози запиленості повітря від шахтних відвалів, що може бути використана для населених пунктів, розташованих в районах урановидобування. Розроблено паспорти уранових родовищ за вимогами МАГАТЕ та англо-український словник з геології урану.

Результати дисертаційних досліджень за темами «Території, залишені внаслідок видобування та перероблення урану: аналіз ситуації в Україні», «Паспорт родовищ урану за вимогами МАГАТЕ», «Українсько-англійський словник з геології урану» та «Елементи-супутники урану у родовищах альбітитової формації Українського щита» впроваджено в діяльність державного підприємства «Кіровгеологія» та ТОВ «Атомні енергетичні системи України». Методика ідентифікації радононебезпеки територій та алгоритм застосування методу радарної інтерферометрії використано при виконанні науково-дослідної роботи (2015–2019 рр. № ДР 0115U002048) – ЦАКДЗ ІГН НАН України (підтверджено відповідними актами впровадження).

Результати роботи впроваджено у навчальний процес кафедри екології НАУ для викладання навчальних дисциплін (укр., англ.) «Радіоекологія», «Моніторинг довкілля», «Геологія з основами геоморфології», «Ландшафтна екологія» студентам спеціальності 101 «Екологія».

**Обґрунтованість і достовірність наукових положень, висновків і рекомендацій** дисертаційної роботи забезпечуються всебічним глибоким аналізом проблеми екологічної безпеки територій, де є джерела радіації

природного походження, за літературними та архівними матеріалами; відповідністю методів дослідження поставленим у роботі меті і завданням; коректним застосуванням комплексу сучасних взаємодоповнюючих принципів, методів та засобів проведення дослідження, включаючи геоінформаційні технології, методи дистанційного зондування Землі, геопросторовий аналіз та математичне моделювання радононебезпеки територій; залученням великого фактичного матеріалу; поширеною апробацією, ґрунтовними науковими публікаціями і практичним впровадженням.

**Особистий внесок здобувача** полягає у систематизації і аналізі наукових вітчизняних та закордонних джерел інформації, формулюванні наукової ідеї роботи, збиранні фактичного матеріалу та його аналізі, інтерпретації результатів обробки багатоспектральних космічних знімків, узагальненні та інтерпретації результатів досліджень, формулюванні висновків дисертації. Здобувач безпосередньо брала участь у відборі та дослідженнях зразків порід і мінералів на родовищах урану Канади, Північної Америки та України. Особистий внесок здобувача у роботах, опублікованих у співавторстві: [5–7; 11; 12; 19; 20] – обґрунтування, системний аналіз та узагальнення досліджень щодо різних аспектів потенційної небезпеки уранової галузі як початкової стадії ядерно-паливного циклу; [7–10; 13; 14; 21; 23; 25] – формулювання ідеї, обґрунтування та застосування дистанційних методів та геопросторового аналізу для задач дослідження різних аспектів екологічної безпеки територій урановидобування та інших радіаційно небезпечних об'єктів; [4; 33–35] – мінералого-петрографічні дослідження радіоактивних матеріалів природного походження при видобуванні корисних копалин; [23, 26] – формулювання ідеї, обґрунтування використання безпілотних авіаційних комплексів для задач моніторингу радіаційно небезпечних об'єктів; [17; 28; 30] – аналіз та інтерпретація даних радарної інтерферометрії для визначення індикаторів екологічної небезпеки територій; [27; 28] – постановка задачі, системний аналіз та узагальнення геологічних даних щодо визначення радононебезпечних зон; [15; 18] – аналіз та інтерпретація даних щодо вмісту урану в компонентах

довкілля як факторів радононебезпеки; [31] – комплексний аналіз та добірка інформації по Україні до Європейського атласу природної радіації.

**Апробація результатів дисертації.** Основні результати досліджень доповідались на міжнародних та національних науково-практичних конференціях: IAEA (МАГАТЕ: Уранова геологія та довкілля) Fellowship Training on Uranium Geology, Exploration and Environment in the field of Prospecting, Mining and Processing of Nuclear Materials (Реджайна, Оттава, Канада червень-жовтень, 1995); 4<sup>th</sup> International Symposium on the Environmental Geochemistry (Колорадо, США, 1997); 5<sup>th</sup> International Symposium & Exhibition on Environmental Contamination in Central & Eastern Europe (Прага, 2000); 31<sup>st</sup> International Geological Congress (Ріо-де-Жанейро, 2000); NATO Advanced Study Institution Risk Assessment Activities for the Cold War Facilities and Environmental Legacies (Бургас, Болгарія, 2000); Environmental Risks and Global Community, Annual Meeting of International Risk Assessment Network (Аргонн, США, 2001); International Conference «Ecological, economical and cultural methods of landscape assessment and evaluation in the light of the UN Climate Change Convention and the UN Convention on Biological Diversity» (Варшава, 2009); VII, VIII, XI, XIII та XV Міжнародна науково-практична конференція «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення» (Алушта, 2006, 2012, 2013; Харків 2015; 2017; 2019); IV, VI, VII Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю - Екологія/Ecology-2013, 15, 17, 19 (Вінниця, 2013; 2015; 2017; 2019); II Міжнародний конгрес «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 2012); NATO Advanced Research Workshop «Engaging the Public to Fight the Consequences of Terrorism and Disasters» (Тбілісі, 2014); Міжнародна конференція: «Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і рішення» (Ужгород, 2014; Київ 2013; 2015; 2017); 16<sup>th</sup> Ukrainian Conference on Space Research (Одеса, 2016); Joint Programming on Radioactive Wastes Disposal (JOPRAD) Workshop (Прага, 2016); JOPRAD Regional Meeting (Бухарест, 2016); 2<sup>nd</sup> International TIEMS Conference Disaster Control and Emergency Management (Київ, 2016); «Екогеофорум-2017. Актуальні проблеми та інновації» (Івано-Франківськ,



2017); XX International Scientific Conference dedicated to the 10<sup>th</sup> anniversary of the School of Ecology (Харків, 2017); 2<sup>nd</sup> International Workshop on the European Atlas of Natural Radiation (Вербанія, Італія, 2017); XI International Scientific Conference on Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment (Київ, 2018); II Міжнародна науково-практична конференція «Сучасні тенденції розвитку інформаційних систем і телекомунікаційних технологій» (Київ-Краків, 2019); XVIII<sup>th</sup> International conference “Geoinformatics: Theoretical and Applied Aspects” (Київ, 2019); International Scientific Symposium SDEV’2020 «Sustainable Development – State and Prospects» (Львів-Славське, 2020); XVIII Конференція з фізики високих енергій та ядерної фізики (Харків, 2020).

**Публікації.** За результатами дисертаційної роботи опубліковано три монографії [1–3], 29 наукових статей, з них 15 [4–18] – у вітчизняних фахових виданнях, 14 [19–32] – у фахових іноземних виданнях та 6 статтях, внесених до науко-метричних баз *Scopus* [19; 20; 23; 29; 30; 32]. Деякі аспекти досліджень викладено у 2 главах монографій [38; 39], 6 наукових статтях, опублікованих в інших виданнях [33–37; 40], та 30 публікаціях матеріалів науково-практичних конференцій.

**Структура та обсяг дисертації.** Дисертація загальним обсягом 317 сторінок основного тексту складається із вступу, 7 розділів і висновків. Вона вміщує 25 таблиць, 64 рисунки, список використаних джерел із 307 найменувань.

### СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Державні гігієнічні нормативи ДГН 6.6.1.-6.5.061-2000. Норми радіаційної безпеки України, доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000).

2. Protection of the public against exposure indoors due to radon and other natural sources of radiation. IAEA safety standards series, ISSN 1020–525X ; no. SSG-32. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2015. 98 p.

3. European Atlas of Natural Radiation / Cinelli, G., De Cort, M. & Tollefsen, T. (Eds.) European Commission, JRC. Publication Office of the European Union, Luxembourg. Printed by Bietlot in Belgium 2019. 190 p. DOI:10.2760/520053.

## РОЗДІЛ 1

### АНАЛІЗ ПІДХОДІВ ЩОДО ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ТЕРИТОРІЙ УРАНОВИХ РЕГІОНІВ СВІТУ ТА УКРАЇНИ

#### 1.1. Наукове обґрунтування поняття екологічної небезпеки територій з техногенно-підсиленими джерелами природного походження

За визначенням Г. І. Рудько під *екологічною безпекою* гірничовидобувних територій та об'єктів слід розуміти їх стан, за якого гарантовані екологічна рівновага, запобігання погіршенню екологічної ситуації та виникненню небезпеки для складових навколишнього середовища, життєдіяльності і здоров'я людини [1, с. 252]. Відповідно, під *екологічною небезпекою* слід розуміти загрозу погіршення якості природного середовища, що зумовлено наявністю або потенційною можливістю виникнення шкідливих природних і антропогенних чинників [2, с. 10]. Антропогенні навантаження до певної межі витримуються екосистемами і не призводять до порушення екологічної рівноваги. Однак через те, що антропогенний вплив на екосистему має постійний характер і часто перевищує допустимі рівні, антропогенні чинники часто розглядаються як основні причини виникнення екологічної небезпеки [3–5].

Під час розглядання питання екологічної безпеки територій з техногенно-підсиленими джерелами природного походження першочергова увага звертається на наявність дуже низькорадіоактивних матеріалів. Такі матеріали називаються радіоактивними матеріалами природного походження – РМПП (*Naturally Occuring Radioactive Materials – NORMs*) або технологічно підсиленими РМПП (*Technologically Enhanced TENORMs*) [6–9]. В Україні використовується термін *техногенно-підсилені джерела природного походження* (ТПДПП). За визначенням державних гігієнічних нормативів (НРБУ-97), техногенно-підсилені джерела природного походження – це джерела іонізуючого випромінювання природного походження, які в результаті господарської та виробничої діяльності людини були піддані концентруванню або збільшилася їхня доступність, унаслідок чого утворилося додаткове до природного

радіаційного фону опромінювання [10, ст. 29]. У працях [6; 7] наводяться близькі до наведеного визначення *TENORM*, зокрема, у технічному звіті Агенції із захисту навколишнього середовища США: «*naturally occurring radioactive materials that have been concentrated or exposed to the accessible environment as a result of human activities such as manufacturing, mineral extraction, or water processing*» [6, ст. 6]. До таких матеріалів належать відходи видобування твердих корисних копалин, руди яких містять радіоактивні елементи. Вимоги до геологічного вивчення і прогнозування впливу розвідки і розробки корисних копалин на навколишнє середовище враховують необхідність виявлення фонових параметрів стану довкілля [11; 12]. До них належать рівень радіації, якість компонентів довкілля (поверхневих і підземних вод, повітря, ґрунту) в зоні впливу розробки родовища.

Науковий комітет по дії атомної радіації при ООН ще у 1985 році виділив вугілля і фосфорити серед твердих корисних копалин, при видобуванні яких утворюються відходи з ТПДПП [13]. На офіційному сайті та в матеріалах Агенції з охорони довкілля США виділяються такі ТПДПП: видобування урану; видобування твердих корисних копалин (циркон, золото та срібло, титан); рідкоземельних елементів; бокситів та алюмінію; видобування нафти та газу, вугілля; водоочищення; споживчі товари (добрива та їх виробництво, будівельні матеріали, вироби з граніту) [6; 14]. Особливу увагу приділяють забрудненню довкілля радіоактивними елементами внаслідок видобування нафти та газу [15; 16]. Накопичення радіоактивних елементів (урану, торію, радію) в обладнанні нафтогазових родовищ було зареєстровано на різних родовищах світу у 80-х роках минулого століття, а в Україні проблемою почали займатися з середини 1990-х років [17–20]. Накопичення ТПДПП відбувається на багатьох нафтогазових родовищах України. У праці [21] представлено короткий огляд еволюції проблеми NORM у світі і ТПДПП в Україні стосовно нафтогазової галузі, який показав що вона є доволі важливою та специфічною, потребує своїх нормативів та (чи) своїх правил враховувати саме галузеві особливості.

Огляд літературних джерел та нормативно-методичних документів, що розкривають сучасне уявлення про аналіз стану та шляхи вирішення щодо проблеми поводження з низькоактивними радіоактивними матеріалами природного походження (РМПП) та/або техногенно-підсиленими РМПП у світі та Україні, схематично узагальнено на рис. 1.1.

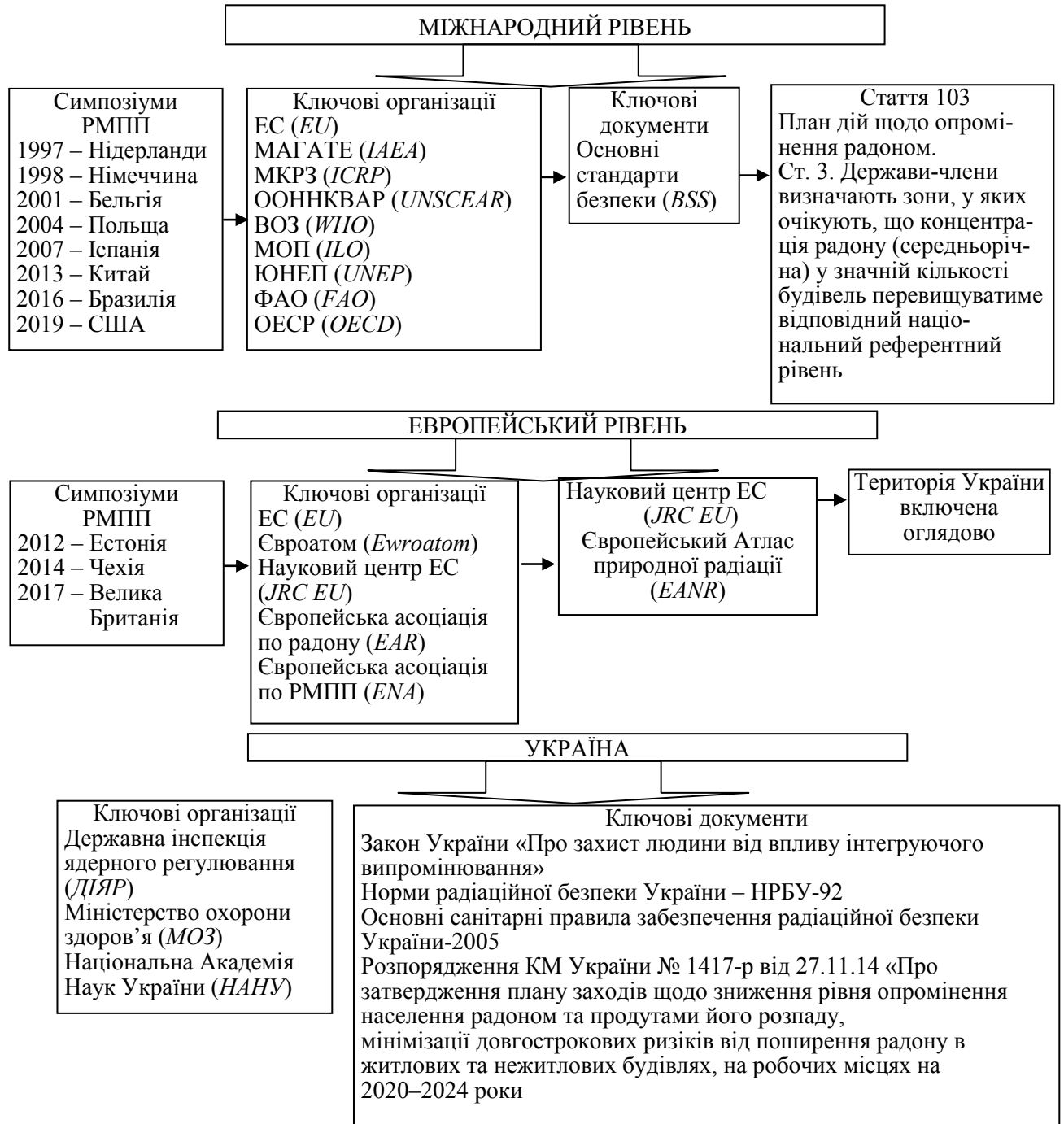


Рис. 1.1. Ієрархія базових складових щодо поводження з радіоактивними матеріалами природного походження у світі та в Україні

Світові симпозиуми (дев'ять на сьогоднішній день), де з 1997 року систематично почали розглядати джерела та питання екологічної небезпеки людині і довкіллю від РМПП свідчать про важливість зазначеної проблеми [22]. Ключові питання симпозиуму NORM-IX (23–27 вересня 2019 Денвері, США) за секціями наступні: захист працівників, громадськості та довкілля від РМПП в різних галузях (урановидобувній, вугільній, нафтогазовій); законодавче регулювання РМПП на різних рівнях (світовому, європейському, національному); зняття з експлуатації об'єктів та відновлення територій; фосфат та фосфогіпс; методи вимірювання РМПП; відходи видобутку нафти та газу; поводження з відходами РМПП у різних галузях (видобування та перероблення уранової сировини, видобування рідкоземельних елементів, торію та ніобію, видобування металів – Sn, Cu, Al, Fe, Zn, Pb, нафти та газу, фосфатів, циркону, вугілля; очистка води) [23]; рідкоземельні елементи та цирконій; радон- торон; урановидобування.

Питанням поводження з РМПП в Європі почали опікуватись пізніше, ніж в США та Канаді. Відбулося три симпозиуми починаючи з 2012, де висвітлювались аналогічні питання на європейському рівні. Слід відзначити дві ключові організації, що опікуються питаннями РМПП та їх впливом на довкілля – Європейська Асоціація по радону (*European Radon Association*) та Європейська Асоціація по РМПП (*European NORM Association*) засновані у 2017 році [24]. Питання щодо впливу радону на людину та довкілля набули особливо широкого розвитку в Європі з 2006, коли розпочався ЄС проєкт «Європейський Атлас природної радіації». У результаті виконання цього багаторічного проєкту у 2019 році був опублікований сам Атлас, де дані щодо загальній геології України та постчорнобильському радіаційному забрудненню представлені оглядово, а по джерелам природної радіації та по радону відсутні взагалі [25].

Несприятливе сприйняття громадськістю питання щодо видобування та перероблення радіоактивної сировини в світі багато в чому базується на наслідках впливу виробництва на здоров'я та довкілля минулих практик, що

мали місце на початку розвитку уранової галузі. В період «холодної війни» та на етапі розвитку цивільної ядерної енергетики, видобуток урану проводився переважно державними компаніями. Рушійною силою не тільки в Радянському Союзі, але і скрізь у світі, було максимум виробництва урану при мінімум уваги навколишньому середовищу. Концепції сталого розвитку та моніторингу довкілля ще не були прийняті та запроваджені.

На територіях уранової спадщини в багатьох країнах, де відбувалось видобування і перероблення уранової сировини (див. розділ 1.2), було проведено роботи щодо їх ремедіації. Проте недостатньо, і в деяких країнах такі території залишаються як нагадування про наслідки такої незавершеної діяльності, що спричиняє важкі наслідки здоров'ю населення і довкіллю.

Обізнаність щодо питань охорони праці на уранових шахтах та пов'язаних з ними нормативних законодавчих актів також були недосконалыми і як результат – традиційно високий рівень захворюваності населення в регіонах урановидобування та прилеглих територій [26, 27]. Для того, щоб гарантувати громадськості не створення нових територій «спадщини – *legacy sites*», в країнах-виробниках вимагається розроблення планів щодо закриття шахти (або кар'єра або технологічної ділянки ПСВ) ще до того, як отримати ліцензію на видобування радіоактивної сировини. Внаслідок такої політики щодо об'єктів видобування і перероблення радіоактивної сировини наразі спостерігається активна участь громадських організацій у моніторингу всіх етапів ядерно-паливного циклу (ЯПЦ – від видобування до поводження з радіоактивними відходами). Яскравий приклад тому – діяльність Європейського ядерного форуму (англ. *European Atomic Forum — FORATOM*) – організація, яка сприяє розвитку мирного використання ядерної енергії, інформує та надає допомогу у розв'язанні проблем розвитку ядерної галузі, а також відстоює інтереси галузі. Україна – асоційований член Європейського ядерного форуму з 2011 року. На сайті Асоціації «Український ядерний форум», зокрема, прописано, що метою діяльності цієї організації є сприяння досягненню вищого рівня довіри з боку українського суспільства до використання ядерної енергії в галузях економіки (<http://www.atomforum.org.ua/about/hystory>).

## **1.2. Аналіз екологічної обстановки урановидобувних та прилеглих територій в світі**

Урановидобувна промисловість існує в світі вже понад 70 років. За даними Всесвітньої ядерної асоціації (ВЯА) та Міжнародного агентства з атомної енергетики (МАГАТЕ) станом на вересень 2020 рік в 30 країнах світу експлуатувалося 441 атомних реактори, і ще 59 перебувало на стадії будівництва. При цьому в 2017 році було зупинено п'ять станцій, а роком раніше – ще чотири [26–28]. На сьогодні попит на уран визначається планами розвитку атомної енергетики. Згідно з оцінками низки експертів, запасів урану планеті вистачить більш як на 100 років [29]. Проте, як і решта корисних копалин, уран є вичерпний ресурс. Щоб уникнути дефіциту урану найближчим часом, важливо, щоб його видобували, транспортували, переробляли та управляли цими процесами виключно з урахуванням сучасних екологічних підходів «від розвідки родовища до реабілітації забруднених територій».

### ***1.2.1. Сучасний стан виробництва та споживання уранової сировини***

Головним чином, попит на уран визначається потребами ядерної енергетики. У табл. 1.1 представлено вибірково країни, що мають попит на уранову сировину, оскільки в них функціонують принаймні дві та більше АЕС, вагома частка електроенергії виробляється за рахунок ядерної енергії та розглядаються перспективи щодо її розвитку. Традиційно за останні роки фіксується статистика щодо найбільших світових ресурсів урану в таких країнах: Австралії, Казахстані, Канаді, Росії, Намібії, Південно-Африканській Республіці, Китаї, Нігері та Бразилії [30] (табл. 1.2).

У 2018 році МАГАТЕ оприлюднило інтерактивну цифрову мапу уранових родовищ світу на основі бази даних уранових родовищ UDEPO МАГАТЕ 2016, яка постійно оновлюється і включає технічну та детальну геологічну інформацію стосовно уранових родовищ світу [30; 31]. Це видання включає інформацію по 2831 родовищу урану в світі (перше видання 1995 р. – було відомо 582 родовища урану).

Таблиця 1.1

## Світові ядерні реактори та попит на уран\*

Країна	Виробництво ядерної енергії, 2017		Кількість реакторів, 2019 (березень), одиниць		Попит на уран, тU 2017
	ТВт ТВт*год	%	робочих	на стадії будівництва (+ запланованих)	тонн, U
Бельгія	40,0	49,9	7	0	987
Болгарія	15,5	34,3	2	0	327
Великобританія	21,6	33,2	4	1 (+1)	494
Іспанія	55,6	21,2	7	0	1275
Канада	96	14,6	19	0	1592
Китай	247,5	3,9	45	13 (+43)	8289
Південна Корея	141,1	27,1	23	5	4730
Німеччина	72,2	11,6	7	0	1480
Пакистан	7,9	6,2	5	2 (+1)	217
Росія	187,5	17,8	35	6 (+25)	5380
Румунія	10,6	17,7	2	0 (+2)	183
Словаччина	14,0	54,0	4	2	651
США	805,0	20	98	4 (+14)	18.996
Угорщина	15,2	50	4	0 (+2)	349
Україна	85,6	55,1	15	0 (+2)	1944
Фінляндія	21,6	33,2	4	1 (+1)	494
Франція	379,1	71,6	58	1	9502
Чехія	26,8	33,1	6	0 (+2)	649
Швеція	3,1	39,6	8	0	1188
Японія	29,1	3,6	37	2 (+1)	662

\* складено за матеріалами Всесвітньої ядерної асоціації (ВЯА), 2019 [26]

Таблиця 1.2

## Світові ресурси урану

Країни	Тонн U	Відсоток	Країни	Тонн U	Відсоток
Австралія	1818300	30 %	Узбекистан	139200	2 %
Казахстан	8422	14 %	Україна	1141	2 %
Канада	5144	8 %	Монголія	1135	2 %
Росія	4856	8 %	Ботсвана	73500	1 %
Намібія	442100	7 %	Танзанія	58200	1 %
ПАР	3224	5 %	США	472	1 %
Китай	2904	5 %	Йорданія	435	1 %
Нігер	280000	5 %	Усього у світі 6142600 т U (всі інші країни – 2806 т U, 4 %)		
Бразилія	2768	5 %			

Інформація по Україні міститься в окремій вкладці, що називається «Центрально-Український регіон» (Central Ukraine region) [29; 32] (рис. 1.2 за матеріалами [32], 2018).



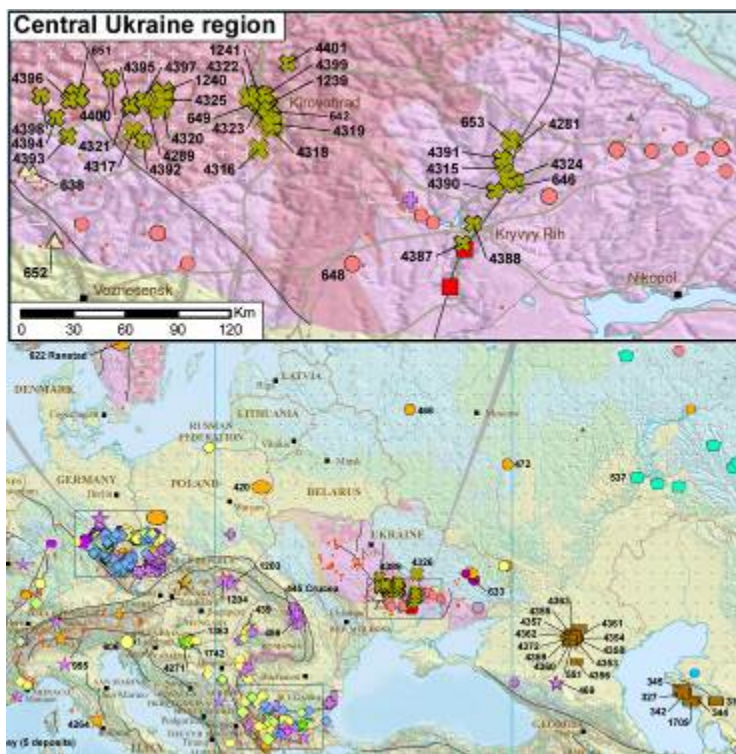


Рис. 1.2. Фрагмент нової мапи світових родовищ урану

Ураховуючи масштаб мапи (1:35 000 000), а також той факт, що всі матеріали по Україні мали гриф таємності до 2007 року, то ступінь достовірності інформації не може бути бездоганною. Проте представлені основні типи родовищ на фоні затінених контурів рельєфу в метасоматитах центральної частини Українського щита (УЩ), що дає загальне уявлення про уранові ресурси країни. Важливою особливістю мапи є те, що користувачі можуть отримувати необхідну інформацію, наприклад, за окремими типами родовищ в розрізі потрібних регіонів (роблячи невидимими інші), а також текстові дані по конкретному. Звичайно, користь для подальшого застосування величезного обсягу матеріалу класифікованого і впорядкованого відповідним чином, ще буде оцінено у майбутньому.

Світовий видобуток урану за останні більш як 10 років досягнув максимуму в 2016 році і склав більше 62 тис. т – на 3 % більше, ніж у 2015 році (рис. 1.3). Але вже в 2017–2018 роках видобуток знизився приблизно до 59,3 тис. т [26]. Це пов'язано з тим, що основні експортери урану – Канада і Казахстан – знижують рівень видобутку через поточні низькі ціни на уран у світі.

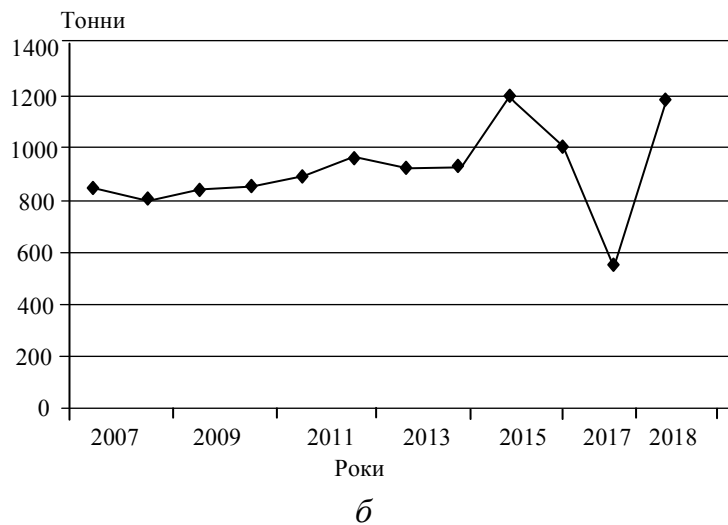
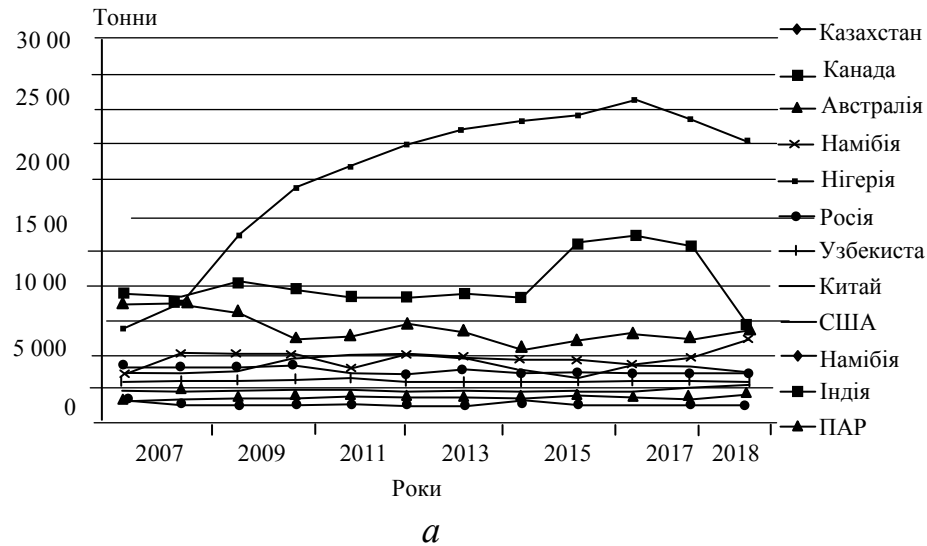


Рис. 1. 3. Виробництво урану (2007–2018):  
а – у світі; б – в Україні

### 1.2.2. Розробка уранових родовищ та екологічні наслідки в світі

Розробка уранових родовищ шахтним способом призводить до накопичення відвалів, які містять безрудні вміщуючі породи, а також забалансові руди. Вперше з проблемою відходів переробки уранових руд зіткнулись в США на початку 60-х років минулого століття. До того часу вважалося, що низькоактивні відходи не спричиняють шкідливої дії. У м. Гранд-Джанкшин, штат Колорадо, уранопереробний завод та його хвостосховище розташовувались майже в центрі міста. Матеріал хвостів у вигляді тонкомелених пісків місцеве населення використовувало для будівництва. За

період з 1952 по 1966 роки у Гранд-Джанкшині було використано декілька тисяч тонн уранових хвостів, внаслідок чого в приміщеннях накопичились великі концентрації радону. Після обстежень, місцева влада змушена була переселити мешканців багатьох домів, закрити школи та частину будинків зруйнувати [33]. У 1978 році Конгрес США прийняв Постанову про контроль рівнів радіації відходів переробки уранових руд. Згідно з Постановою була затверджена Програма щодо проведення відновлювальних робіт на недіючих уранових хвостосховищах (UMTRA), згідно якої території недіючих хвостосховищ у 10 штатах повинні були підлягати ремонтним роботам (покриттю та стабілізації). Усі хвостосховища, залежно від відстані до густонаселених центрів, розмірів відвалів, ступеню стабілізації тощо було розділено за пріоритетністю на площадки з високою пріоритетністю, середньою та низькою. Первісна ціна вартості робіт за Програмою становила біля 540 млн дол. США (за курсом 1981 року), включаючи 20 % на непередбачувані обставини. Відповідальним за виконання Програми було Міністерство Енергетики США.

Протягом багатьох років *Канада* була найбільшим експортером та виробником уранової руди з моменту світового попиту на уран [34]. На сьогодні єдиною виробничою площею в Канаді є північний Саскачеван, хоча в інших районах в минулому активно відбувалось видобування урану різними способами. До 2008 року в Канаді було видобуто більше урану, ніж у будь-якій іншій країні – 428 000 т U, 18 % від загальної кількості у світі.

Основними виробниками урану є Cameco та Areva Resources Canada (раніше Cogema Resources), що входять до Французької групи Areva [35]. На початку 1990-х років уряд Саскачевану розглядав питання про припинення видобутку урану в провінції. Пізніше ця політика була відмінена після роботи спільної федеральної дослідницької групи Федерального Саскачевану щодо здоров'я, безпеки, навколишнього середовища та соціально-економічного впливу, яка виявила, що робочі місця, що надаються промисловістю, важко буде замінити, і що вплив на навколишнє середовище може бути мінімізований.

Під потужним тиском канадської громадськості уряду довелося переглянути існуючі норми і встановити жорсткий контроль видобутку і переробки уранової сировини і їх впливу на довкілля. Сьогодні уряд провінції активно підтримує видобуток урану, а всі нові уранові шахти Саскачевану мають міжнародну екологічну сертифікацію ISO 14001.

У країнах *Середньої Азії* (Казахстані, Киргизстані, Таджикистані та Узбекистані), де розташовані колишні уранові виробництва (шахти, рудники, промислові майданчики гірничо-хімічних комбінатів і гідрометалургійних заводів, хвостосховища тощо), актуальними є проблеми приведення таких об'єктів в екологічно безпечний стан [36–38]. Кожна з перелічених країн має свої особливості щодо територій, де такі виробництва існували та часто дотепер експлуатуються. В *Узбекистані*, наприклад, урановидобувні підприємства розташовані віддалено від населених пунктів у межах Центральних Кизилкумів. У виробничу діяльність Навойського гірничо-металургійного комбінату залучено територію пісчаних рівнин і низькогірних піднять площею 100 тис. км<sup>2</sup>, вкриту пустельним і напівпустельним сіро-бурих малопродуктивним ґрунтом. Унаслідок тривалого урановидобування ореол забруднення території за потужністю експозиційної дози гамма-випромінювання і сумарної питомої альфа-радіоактивності за рахунок пилу з поверхні відвалів простежується на відстань 20–30 км [36]. Наразі родовища розробляються способом ПСВ, під час якого джерелом забруднення довкілля є виливи вилуговуючих речовин. Ґрунт і підземні води забруднюються нітратами, сульфатами і природними радіонуклідами уран-радійового ряду. В літературі зустрічаються дані про підвищення гамма-радіоактивності на ділянках з відвалами до 350 мкР/год (і навіть до 1500 мкР/год), тоді як фон складає 22–23 мкР/год [16].

Робоча група Координаційної групи з бувших уранових об'єктів (КГБУО) підготувала Стратегічний майстер-план відновлення довкілля на майданчиках уранової спадщини в Центральній Азії, який публікується МАГАТЕ. До складу Робочої групи входять представники Європейського банку реконструкції та розвитку, Європейської комісії, Киргизстану, МАГАТЕ, Російської Федерації,

Таджикистану і Узбекистану [37; 38]. В документі представлені не лише конкретні дії щодо реабілітації регіону Середньої Азії, а і напрацьовані підходи щодо поводження з територіями, де тривалий час відбувалися процеси урановидобування.

У *Росії* наразі розробляються молібден-уранові родовища (більш як 90 % видобування урану), які є унікальними за запасами корисних копалин. Багаті руди видобуваються за системою спадного пошарового вилучення з подальшою переробкою на гідрометалургійному заводі. Рядові руди видобуваються за системою штреків з подальшим кучним вилуговуванням і переробкою продуктивних розчинів до закису-окису. Видобування проводиться Приаргунським гірничо-урановим підприємством. Діяльність його призводить до радіаційно-хімічного забруднення території. Джерелом забруднення слугують хвостосховища-відстійники, численні відвали забалансових руд, ділянки кучного вилуговування тощо. Реабілітаційні роботи проводяться згідно з основним нормативним документом, яким стали видані у 1991 р. Мінздравом СРСР «Санитарные правила ликвидации, консервации и перепрофилирования предприятий по добыче и переработке радиоактивных руд (СП-ЛКП-91)».

### *Європейські країни*

Видобування урану в Європі протягом ХХ-го ст. залишило у спадщину радіоактивно забруднені території, де відбувалися вилучення шахтним та відкритим/кар'єрним способами, або методом підземного свердловинного вилуговування (ПСВ) та перероблення уранової сировини. Це стосується дванадцяти країн Європи (не включаючи східних країн бувшого СРСР), де такі території існують та чекають на свій час, або повністю чи частково рекультивовані: Болгарії, Естонії, Іспанії, Німеччини, Польщі, Португалії, Румунії, Словенії, Угорщини, Франції, Чеської Республіки та Швеції [39–41]. У період з 1946 по 1980 рр. з рудників Чехії, Угорщини, Німеччини, Румунії та колишнього СРСР великий обсяг багатих уранових руд та концентратів транспортувався в Радянські республіки Середньої Азії на переробні комбінати. Впродовж цього часу накопичилося понад 5 млн т відходів, містячих майже

25000 т урану. Втрати при транспортуванні, як і пилове забруднення вздовж залізниці, якою перевозилась руда, не враховувались.

У той же час в *Німеччині* на початку 50-х років ХХ ст. за планом радянської ядерної програми починали розробляти родовища Саксонії і Тюрингії. За 40 років існування Радянсько-Німецька компанія «Вісмут» виробила 231 000 т урану. В процесі видобутку понад 312 млн. м<sup>3</sup> порожньої породи було накопичено в 48 відвальних нагромадженнях, понад 150 млн. м<sup>3</sup> «хвостів» після переробки руди залишилося в 14 басейнах-відстійниках [41; 42]. На сьогодні цей регіон слугує прикладом відновлення території і створення умов, що стимулюють економічне відродження. Процес реабілітації почався після об'єднання обох Німеччин на початку 90-років ХХ ст. із застосуванням різних сучасних технологій. Великий кар'єр на родовищі Роннебург було засипано породою з відвалів шляхом розроблення схеми закладки порід в кар'єр. Деякі відвали було знешкоджено шляхом перекриття багатошаровим глинистим ґрунтом з конструюванням дренажної системи. Для очистки шахтної води було споруджено багатокомпонентну систему відстійників та фільтрів зі збирання мінерального осаду з води до повного її очищення. Це дуже коштовна програма. У неї було вкладено, за різними оцінками 3–5 млрд €, причому значна частка коштів витрачена на соціальні виплати та відновлення естетики довкілля, що вписується в ландшафт прилеглих територій.

### **1.3 . Аналіз екологічної обстановки урановидобувних та суміжних територій в Україні**

В Україні накопичений великий науковий, практичний досвід та значна кількість архівного матеріалу щодо геології урану та супутніх елементів завдяки роботам фахівців-уранщиків під керівництвом акад. Я. М. Белєвцева та у співпраці із фахівцями державного підприємства «Кіровгеологія», створеного у 1947 р. з цільовим призначенням пошуків та розвідки уранових родовищ

[43]. Завдяки роботам таких науковців, як А. Х. Бакаржиєв, М. М. Макаренко, В. О. Шумлянський, В. Б. Коваль, М. О. Ярошук, Ю. О. Фомін, Є. Б. Глеваський, К. Г. Сущук, О. О. Крамар, Д. М. Щербак та багато інших, є можливість вивчати природу і закономірності уранонакопичення в земній корі, а також потенційну радононебезпеку територій. Проте питання радіоекологічної безпеки внаслідок урановидобування до кінця минулого сторіччя, на жаль, не стояли на порядку денному, а всі матеріали по урану мали гриф таємності. У 2007 р. Україна вперше надала МАГАТЕ офіційні дані про розміщення і кількість уранових родовищ. Проблеми радононебезпеки як потенційного природного джерела радіаційного опромінення і захворюваності на рак висвітлюються, зокрема, в роботах фахівців Інституту громадського здоров'я імені О. М. Марзєєва НАМНУ – Т. О. Павленко, І. П. Лось, М. Г. Бузинного, М. В. Аксьонова, М. А. Фризюк та ін. Вагомий внесок у вирішення питань радіоекологічної небезпеки зробили Г. Д. Коваленко, В. Г. Верховцев, Г. В. Лисиченко, С. В. Барбашев, В. І. Ляшенко, Є. О. Яковлев, Ю. Л. Забулонов, Ю. О. Ольховик, Ю. Й. Кошик, Ю. М. Сорока, В. М. Шестопапов та ін. Серед європейських і світових публікацій відомі праці P. Bossew, M. De Cort, G. Cinelli, T. Tollefsen, V. Gruber, Garcia-Talavera M., Garca-Perez A., Emilie van Deventer та багато інших. В США та Канаді накопичено значний досвід щодо захисту населення і територій від опромінення радоном та продуктами його розпаду, починаючи ще з 1980-х років.

Всебічний аналіз наслідків функціонування урановидобувних підприємств показує, що цей вид антропогенної діяльності спричинює найпотужніший вплив на інші компоненти довкілля (В. Г. Верховцев, Г. В. Лисиченко [44; 45]). Професор Г. І. Рудько (2019) стверджує, що продовження інтенсивного використання надр країни має супроводжуватись вжиттям природоохоронних заходів у частині вирішення екологічних проблем як важливої умови національної безпеки [1]. Території, в межах яких відбуваються процеси видобування та збагачення радіоактивної сировини,

мають інші джерела техногенно-підсиленого радіаційного фону (видобування будівельних матеріалів тощо) та зазнають радіоактивного забруднення різного ступеню (рис. 1.4, *а, б*).

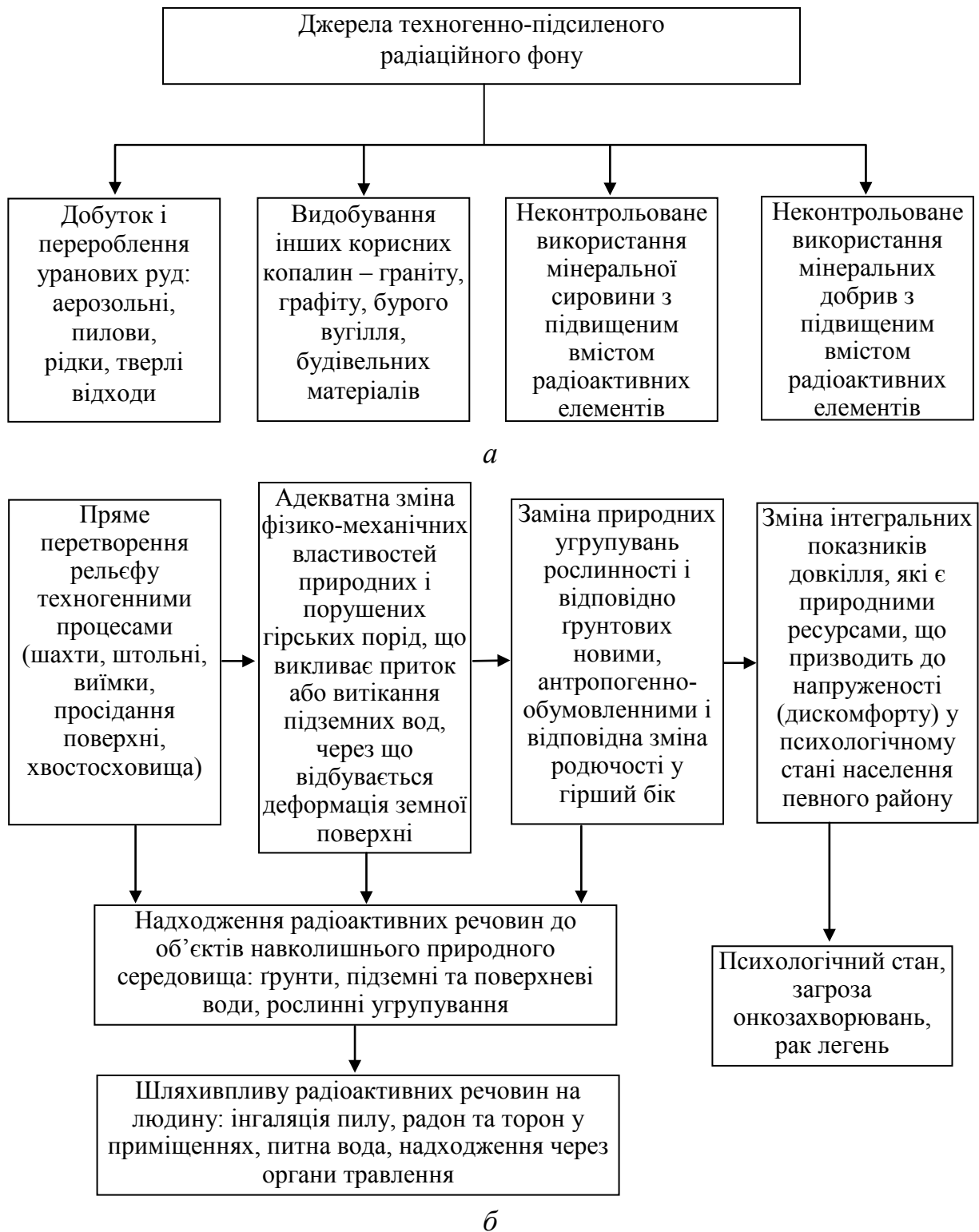


Рис. 1.4. Вплив на довкілля в районах функціонування видобувних підприємств:

*а* – джерела техногенно-підсиленого радіаційного фону;

*б* – ланцюг перетворення довкілля (за Г. І. Рудько з доповненнями)



Проектні показники розвитку уранового виробництва визначені Енергетичною стратегією України до 2035 року [46]. Хоча Україна має приблизно 2 % світових запасів уранової руди, проте за темпами видобутку забезпечується близько 30 % потреб власних АЕС. В урановій промисловості країни повний ядерно-паливний цикл (ЯПЦ) відсутній, хоча відповідне рішення про його створення Кабінетом міністрів України прийняте (розпорядження КМ України від 8 травня 1996 р. № 330-р).

На діючих трьох урановидобувних шахтах – Інгульській, Смолінській та Новокосянтинівській – планується відпрацювати запаси Ватутінського, Мічурінського, Новокосянтинівського і прилеглих до них родовищ. Виведення з експлуатації діючих шахт (окрім Новокосянтинівської) передбачається здійснити у період 2020–2025 рр. Серед першочергових завдань щодо освоєння нових родовищ, планується завершити будівництво і введення в експлуатацію промислового комплексу з відпрацювання Новокосянтинівського родовища. Видобуток урану на ньому розпочався у 2008 р., а вихід на проектну потужність планується до 2020 рр. Повне забезпечення потреби АЕС України в урановому концентраті планується за рахунок будівництва двох нових видобувних комплексів на Северинівському та інших обраних родовищах, створення потужностей з відпрацювання Сафонівського та інших родовищ пісковикового типу методом підземного свердловинного вилуговування (ПСВ) [44–47].

Унікальність видобутку урану на Інгульській шахті полягає в тому, що значна частина руди видобувається прямо під обласним центром – містом Кропивницьким (раніше Кіровоград) [47]. Ця шахта розташована на околиці міста. За півстоліття було створено підземний лабіринт на глибинах від 160 до 650 м. Тут розташовано п'ять вертикальних стволів, плюс для зв'язку обох уранових родовищ – Мічурінського і Центрального проритий підземний тунель довжиною майже 6 км, що проходить під річкою Інгул. У 80 км на захід від Інгульської розташована Смолінська шахта, яка відпрацьовує Ватутінське родовище. Потужність підприємства за останні роки знизилася більш ніж

удвічі, шахту планують закрити. А отже, гостро постане питання щодо рекультивації території. За матеріалами КП «Кіровгеологія» у межах території Українського щита враховано 357 природних покладів радіоактивної сировини, у т. ч. 39 родовищ, 298 рудопроявів, 20 проявів мінералізації урану та торію, Кірогеологія, 2018 [48].

### ***1.3.1. Уран, торій, рідкоземельні та рідкометальні елементи***

*Уранові родовища України.* Головними геолого-промисловими типами родовищ, у яких зосереджені основні запаси і ресурси урану України, є родовища альбітитової натрій – уранової формації та інфільтраційні родовища. Основна частина ресурсів урану зосереджена у Кіровоградському рудному районі [48–53]. Натрій-уранові родовища в докембрійських альбітитах розвинені в межах УЩ, приурочені до лужних метасоматитів (альбітитів), які розвинуті в усіх типах порід архей – протерозойського фундаменту і контролюються довго існуючими зонами розломів у вузлах їх перетину з розривними порушеннями вищих порядків. Руди полімінеральні, складені настураном, уранінітом, кофінітом, бранеритом і за вмістом урану (0,1–0,2 %) класифікуються як бідні та рядові. Супутня рудна мінералізація урана та торію: уранініт, настуран, коффініт, черні, окисли урану, пірит. Глибина залягання рудопроявів складає від 18 до 1000 м.

За ресурсами і підтвердженими запасами урану Україна входить до першої десятки країн світу і є провідною в Європі. За масштабами запасів урану родовища України відносяться переважно до середніх і дрібних. Значна частка родовищ характеризується незначними запасами урану, що становлять від 1 до 5 тис. т. Для уранових родовищ УЩ характерними рисами є: складність тектонічної будови родовищ та морфології рудних тіл, поширеність «вікон» безрудних порід тощо. Концентрації урану звичайно пов'язані з гідротермальними метасоматичними процесами, розривною тектонікою, а також різними екзогенними (сингенетичними), діагенетичними та

епігенетичними жилами. Багато родовищ є генетично унікальними, тому пошуки їх аналогів у багатьох випадках не давали очікуваних результатів. Проте останні дослідження дозволили значно розширити базу даних уранових (торієвих) родовищ [48].

Взагалі основою сировинної бази уранової промисловості України є великі родовища з відносно бідними урановими рудами (вміст урану в рудах істотно нижчий, ніж у рудах родовищ країн – основних виробників урану), проте вони мають низку властивостей, які підтримують економічну конкурентноздатність уранового виробництва України щодо виготовлення уранового концентрату:

- висока міцність руд і рудовмісних порід, що уможлиблює проходження гірничих виробок без кріплення, створення очисних блоків великих розмірів;
- відносно низькі припливи води до гірничих виробок, що виключає потребу застосування спеціальних методів осушення і водовідведення;
- низький вміст урану в рудах забезпечує відносно безпечну радіаційну обстановку на робочих місцях без застосування спеціальних засобів індивідуального і колективного захисту;
- наявність у складі руд переважно одного типу металу дає змогу використовувати доволі прості технологічні схеми їх переробки й отримувати високоякісний урановий концентрат [44–53].

*Торій, рідкоземельні та рідкометальні елементи.* Певні запаси торію існують в Україні, але для промислового видобування вони розвідані недостатньо. В Україні рідкісноземельні, в т.ч. і торієві, розсипи інтенсивно вивчали в 40–50-і роки минулого століття, коли створювалася вітчизняна сировинна база атомної промисловості. У ті роки в різних регіонах країни було виявлено певне число монацитвмісних розсипів.

Відкрито і оцінено ряд монацитонесних розсипів, що розміщуються в межах районів, розміщених переважно в Західній і Східній (Приазовській) частині Українського щита [48; 50].

У виявлених рудопроявах торію його вміст становить від 0,05 % і вище. Мінералізація торію представлена ендегенними і екзогенними класами. Ендегенна сучасна мінерально-сировинна база торію, рідкісноземельних елементів і ітрію (РЗЕ) визначається регіоном УЩ і його осадкових чохла і схилів, які розглядаються як найбільша рідкіснометальна, рідкісноземельна, в т.ч. і торієва металогенічна провінція Європи. Тут мінералізація торію пов'язана з проявом урану, цирконію, гафнію, рідкісних земель тощо. Родовища торію, як і в світі в цілому, є комплексними.

Ендегенна мінералізація торію розвинена в докембрійських кристалічних комплексах УЩ, де відмічаються магматичні, метасоматичні, гідротермальні і метаморфогенні торієносні об'єкти. Відносно багатим у відношенні ендегенної торій-рідкісноземельно-рідкіснометальної мінералізації є Приазовський блок УЩ. Екзогенні родовища торію є також комплексними (уран, рідкісні метали, землі тощо). Екзогенні родовища представлені різноманітними (елювіальними, алювіальними і прибережно-морськими сучасними і похованими) монацитовими розсипами. Торій можна вилучати з комплексних родовищ інших металів, переважно рідкісних і рідкісноземельних елементів. Джерело торію – жовті напівпрозорі зерна монациту (фосфату церію), що містять до 10 % торію і що зустрічаються в прибережно-морських і алювіальних відкладеннях.

Підвищену увагу привертає промисловий тип екзогенних рідкісноземельних і торієвих руд, пов'язаних з корою вивітрювання ендегенних порід: гранітів, карбонатитів й інших порід, первинно збагачених мінералами рідкісних земель і торію. Приваблива особливість таких руд полягає в можливості порівняно простого вилучення з них значної частини рідкісноземельних металів і торію. У разі вилучення руд такого типу, а також торію як супутнього елементу з руд інших металів, можна також говорити про поводження з ТПДПП [53–55].

### **1.3.2. Видобування і перероблення уранової сировини**

**Видобування уранової руди.** В Україні гірнича розвідка і видобуток урану здійснюється у таких урановорудних районах: Новоукраїнському, Кіровоградському і Криворізькому [54]. Розробка уранових родовищ здійснюється шахтним способом або підземним вилуговуванням (свердловинними системами з поверхні, з підземних гірничих виробок або комбінованими). При шахтному способі розробки вся рудна маса, що видобувається, піддається радіометричному сортуванню в транспортних засобах на радіометричних контрольних станціях з виділенням і роздільним складуванням порожньої породи, кондиційної і некондиційної руди. Розробка родовищ урану способом ПСВ включає подавання в рудоносний пласт або блок хімічного реагенту, який переводить уран з мінералів у розчин, фільтрування цього розчину через рудоносну товщу, повернення урановмісних розчинів на поверхню й наступне сорбційне вилучення урану з розчинів. Переведення урану в розчин у процесі ПСВ здійснюється безпосередньо в надрах за допомогою робочого реагенту – водного розчину сірчаної кислоти (кислотний спосіб ПСВ) або бікарбонату лугів (карбонатний спосіб ПСВ) [56–61].

Оскільки уранові родовища розробляються шахтним підземним способом у значних обсягах, то вони справедливо вважаються об'єктами екологічної та радіаційної небезпеки для довкілля та здоров'я населення. Сучасний рівень розвитку гірничодобувних технологій дозволяє рентабельний та обґрунтований з точки зору екологічної безпеки видобуток уранових руд. На всіх зазначених вище шахтах видобуток урану ведеться підземним способом у масивах кристалічних порід центральної частини УЩ. Прогнозні ресурси Кіровоградського уранового району оцінюються близько 200 тис. т урану.

**Перероблення уранової руди.** Процес отримання концентрату складається із серії послідовних основних операцій: збагачення руди фізичними методами, вилуговування, селективне виділення уранового концентрату та отримання кінцевого продукту у вигляді чистих оксидів, окремих солей або металічного

урану [44; 56; 62; 63]. Першим етапом є збагачення видобутих руд із низьким, як правило, вмістом металу (у світовій практиці – не нижче як 0,1 %, для руд України – 0,03–0,3 %). Проте економічна доцільність виробництва залежить не лише від вмісту урану, а й від мінерального складу, структури і текстури руд, співвідношення з нерудними мінералами, складу останніх та багатьох інших чинників.

У деяких випадках видобуток руди рентабельний і за нижчого вмісту металу. Наприклад, у відомому золотоурановому родовищі Вітватерсранд (ПАР) середній вміст урану близько 0,03 %, проте його вилучення рентабельне, бо витрати на добування і споживання руди входять до вартості золота. На жаль, в аналогічних кварцитах і конгломератах нижньої світи Криворізької серії вміст як золота, так і урану в кілька разів нижчий, що робить їх нерентабельними. Проте в Україні видобуток урану з деяких гіпергенних родовищ (наприклад, Девладівського) виявився доцільним після застосування методу підземного вилуговування легкорозчинних екзотичних мінералів [61]. Середній вміст урану в рудах, які постачали на українські гідрометалургійні комбінати, зазвичай знаходився в межах 0,20–0,25 %. На окремих ділянках рудних покладів первинний вміст урану буває значно вищий, але роздільний видобуток виявився технологічно складним і економічно нерентабельним.

Перероблення урановмісної сировини на території України була розпочата наприкінці 1950-х років в умовах особливої секретності. Виробничі процеси того часу були недосконалі і виконувалися без дотримання елементарних вимог екологічної безпеки. У 2007 р. Україна вперше надала МАГАТЕ офіційні дані про розміщення і кількість діючих, а також перспективних власних родовищ урану.

*Інфраструктура уранової галузі* [62–66]. Спочатку уранові руди переробляли два підприємства: Державне підприємство «Східний гірничо-збагачувальний комбінат» (ДП «СхідГЗК»), що знаходиться в м. Жовті Води Дніпропетровської області, та Виробниче об'єднання «Придніпровський

хімзавод» (ВО «ПХЗ»), що розміщене в м. Кам'янське Дніпропетровської області (період роботи – 1949–1991 рр.).

Наразі переробляє уранові руди на паливо для АЕС лише ДП «СхідГЗК». Після виходу з СРСР і здобуття Україною незалежності переробні потужності уранових руд з метою отримання сировини для виготовлення палива АЕС залишилися лише на ДП «СхідГЗК», яке підпорядковане Міністерству енергетики України. Науковий супровід робіт здійснює НДПІ «Промтехнологій», що підпорядкований цьому самому міністерству. ВО «ПХЗ» припинило свою діяльність у 1991 р., розпавшись на низку малих підприємств різного виробничого профілю. Контроль за діяльністю підприємств уранопереробної промисловості, як і усієї ядерної галузі, здійснює Державна інспекція ядерного регулювання (ДІЯР) України.

ДП «СхідГЗК» створене у 1951 р. Комбінат географічно розміщений у трьох областях: Дніпропетровській, Кіровоградській і Миколаївській. Центральний офіс знаходиться в м. Жовті Води. До його складу входять більш як 20 підрозділів, зокрема Інгульська, Смолінська та Новокостянтинівська шахти, гідрометалургійний завод (ГМЗ) з переробки уранових руд, сірчаноокислотний, ремонтно-механічний заводи, науково-виробничий комплекс «Автоматика і машинобудування», Центральна науково-дослідна лабораторія.

В історії розвитку ДП «СхідГЗК» (як і уранової галузі України) виділяють такі базові етапи: 1) першу руду шахта «Нова» комбінату видала у 1956 р., перший кілограм концентрату урану отримано в 1959 р. (нині шахта відпрацьована, її експлуатація припинена); 2) у 1961 р. розпочато експлуатацію Девладівського родовища (нині повністю відпрацьоване його експлуатація припинена); 3) у 1969 р. – початок видобутку руди з Мічурінського родовища (околиця м. Кропивницький); 4) із 1975 р. ведуться видобувні роботи на Ватутінському родовищі (сmt. Смоліне Кіровоградської обл.); 5) із 1989 р. видобувні роботи здійснюють на родовищі Центральне (м. Кропивницький); 6) з 2008 р. почалась дослідна експлуатація Новокостянтинівського родовища.

Наразі ДП «СхідГЗК» входить у десятку найбільших підприємств світу, є найбільшим у Європі з видобутку та переробки уранових руд, забезпечує близько 3,5 % загальносвітового виробництва урану. Останніми роками спостерігається нестабільність в урановій галузі, проте є плани вийти на проектну потужність – 1800 тис.т/рік [62–65]. Виробнича діяльність уранової промисловості здійснюється відповідно до Закону України «Про видобування і переробку уранових руд», прийнятий у 1998 р. [56].

ВО «ПХЗ» діяло з 1949 до 1991 р., переробляло доменний шлак, урановмісні концентрати, уранові руди. На підприємстві методами гідрометалургійної переробки збагачували уранові руди для виготовлення уранового оксидного концентрату. Руду доставляли з України, Середньої Азії, Німеччини, Чехії та інших країн.

У 1991 р. у зв'язку з розпадом СРСР, а також розривом зв'язків із країнами, у яких видобувалася уранова сировина, виробництво урану на ВО «ПХЗ» було зупинено, проте уранові об'єкти не були виведені з експлуатації й приведені в екологічно безпечний стан відповідно до нормативно-законодавчих вимог щодо перепрофілювання колишніх уранових виробництв. На території ВО «ПХЗ» залишилися забруднені об'єкти (будівлі колишніх уранових виробництв, пульпопроводи, складські та інші приміщення), а також хвостосховища решток гідрометалургійної переробки урану, що формувалися з 1948 до 1980-х років. Вони хоча й залишалися у державному керуванні, але фактично за ними ніхто не наглядав, що й стало передумовою техногенно-екологічної катастрофи [63; 64].

**Первинне перероблення уранових руд** [44, 53, 54, 62–64, 66, 70–72]. Руда надходить із шахт у вигляді шматочків різних розмірів та маси – від пилу до монолітних блоків у кілька десятків сантиметрів. Така руда потребує подальшого сортування і подрібнення з виділенням кількох фракцій. Більшість уранових руд важко піддається збагаченню існуючими фізичними методами. Однак в окремих випадках для деяких типів руд доцільно проводити попереднє



збагачення, яке включає електронне сортування, збагачення за густиною та флотацію .

Електронне сортування, що ґрунтується на принципі видалення з гірської маси скупчень (концентрацій) мінералів урану, застосовують не завжди. Воно може бути доцільним для збагачення руд, які містять велику кількість пустої породи. Власне збагачені шматки можна відбирати як вручну (що небезпечно для здоров'я), так і електронно-механічними приладами, дія яких базується на принципах радіометрії або люмінесценції. Використання електронного сортування у деяких родовищах дуже ефективно: окремі мінерали, особливо екзогенного походження, легко розтираються в порошок і переходять у шлак. У цьому разі екзогенні уранові мінерали концентруються у дрібніших фракціях. Відносне збагачення досягає 5 – 6 разів.

До гравітаційного збагачення вдаються при переробці смолкових і уранітових руд, уранові мінерали яких мають високу густину і порівняно великі розміри зерен. За тонкозернистої будови рудних мінералів необхідне високодисперсне подрібнення руди, щоб можна було відокремити її від пустої породи. Гравітаційне збагачення не знайшло широкого застосування, тому що уранові мінерали – байдуже, представлені вони урановою рудою чи смолкою уранітом – здатні перемелюватись в процесі подрібнення, що зумовлює значні втрати корисної компоненти.

Електромагнітне збагачення застосовують лише в окремих і доволі рідкісних випадках, коли, наприклад, у руді є мінерали з підвищеною магнітною проникністю. У разі добування урану з канадської уранової смоляної руди застосовують магнітну сепарацію для відокремлення магнетиту, після чого руда надходить на флотаційне збагачення.

На сьогодні все більше рудників переходить на методи радіометричного збагачення, у яких продуктивна покускова сепарація проводиться на радіометричних сепараторах. Методи радіометричної сепарації базуються на використанні різних видів випромінювання для розпізнавання цінних компонентів у шматочках видобутої руди (природна радіоактивність, світлове,

рентгенівське, ядерне, електромагнітне випромінювання різних діапазонів). В урановій промисловості базовим став автоматичний метод пошматкової сепарації руд. Для цього застосовуються сотні радіометричних сепараторів, які реєструють природну радіоактивність і рентгенолюмінесценцію корисних мінералів.

У 50-ті роки ХХ-го ст., як більш природний вперше з'явився авторадіометричний метод (раніше називався просто «радіометричний») сортування уранових руд за потужністю дози природного гамма-випромінювання. Радіометричне збагачення виконується за допомогою радіометричних контрольних станцій, які дають змогу під час видобутку проводити повагонеточе сортування руди, а також за допомогою радіометричних установок, по конвеєрній стрічці яких проходить руда й автоматично скидається з'єднаним із лічильником Гейгера–Мюллера механізмом, тобто рудні шматочки відокремлюються від безрудної частини. Цей спосіб також застосовується для збагачення нерівномірних руд з урановими мінералами, що утворюють окремі розрізнені включення в неактивній породі. Породи з рівномірним орудненням не піддають радіометричному збагаченню. Радіометричну установку треба встановлювати безпосередньо при видачі породи з вибою, щоб на конвеєрну стрічку надходила рудна маса, яка попередньо не піддавалась багаторазовим перевантажуванням.

З розвитком радіометричних методів збагачення руд як найбільш універсальний і селективний виділився і зарекомендував себе метод рентген радіометричної сепарації (РРС). Рентгенорадіометричний метод аналізу речовинного складу різних матеріалів і руд базується на основі зовнішніх радіоактивних джерел. Тут первинне опромінення шматків і збудження в них аналізованих елементів проводиться рентгенівським випромінювачем, а вторинне випромінювання є флуоресцентним випромінюванням аналізованих та інших елементів (у складі флуоресцентного випромінювання присутне також розсіяне шматочком рентгенівське випромінювання первинного спектру).

До переваг методу РРС слід віднести і те, що це єдиний «прямий» метод оцінки вмісту більшості елементів, що містяться в руді або в будь-яких шматкових матеріалах, порівняно з відомими «непрямими» традиційними методами збагачення (флотація, гравітація). Метод дозволяє сортувати крупношматковий матеріал в діапазоні крупності від 20 до 300 мм, а у виняткових випадках (особливо цінну сировину) і дрібношматковий матеріал від 5 до 20 мм. Процес сортування здійснюється без відмивання руди (суха технологія). Ефективність РРС базується на двох основних факторах: фізичному – висока селективність і інформативність рентгенівського випромінювання; технологічному – руда при підриванні і подрібненні розламується по площинах низької міцності – площинах мінералізації, звідси поверхня шматочків більше збагачена цінними компонентами, що сприяє розпізнаванню шматочків поверхневим методом РРС.

Флотаційне збагачення проводять розділенням подрібненої уранової руди у важких середовищах, якими слугують різні реагенти. Відомі способи флотації із застосуванням олеату натрію ( $C_{17}H_{33}COONa$ ) і домішок сполук важких металів як активаторів. Пінну флотацію здійснюють з додаванням поліетиленоксифенольного детергенту  $[(CH_2)_n + C_6H_4(OH)_2]$  і натрієвих солей жирних кислот ( $C_nH_{2n-1}O_2Na$ ). Для збагачення карнотитових руд застосовують їдкий натр ( $NaOH$ ) та олеїнову кислоту ( $C_{17}H_{33}COOH$ ) тощо. Як і інші способи механічного збагачення, флотаційний використовують як додатковий до звичайного способу гідрометалургійного збагачення. Частіше за його допомогою виділяють із руди супутники уранових мінералів, наприклад пірит, карбонати, шкідливі домішки тощо.

Слід зазначити, що деякі різновиди уранових руд піддають попередньому спалюванню, наприклад ураноносне вугілля чи сланці, залізні руди, із золи або зі шлаків яких гідрометалургійним способом потім добувають уран.

**Гідрометалургія** [73–76]. На стадії гідрометалургії метали вилучають з руд, збагачують рудні концентрати, при цьому утворюються відходи виробництва, в тому числі у вигляді розчинів хімічних реагентів.

Гідрометалургійна переробка включає наступні послідовні операції: попередню механічну і хімічну обробку матеріалу, вилуження металу, відділення розчину від твердих залишків, видалення з розчину домішок, виділення з розчину основного компонента у вигляді металу або у вигляді його хімічних сполук, одержання кінцевої промислової продукції. У гідрометалургійних схемах переробки рудної сировини вилуження проводять після подрібнення руди та її збагачення. Механічна обробка призводить вихідний матеріал у стан, придатний для вилуження. Це досягається його подрібненням для того, щоб розчинник міг легко проникнути до часточок мінералів в руді.

Вилуження проводиться способом просочування у випадку обробки зернистого матеріалу або вимулювання при обробці тонко подрібненого матеріалу. При вилуженні шляхом просочування відділення розчину від твердих залишків відбувається разом з розчиненням, при вилуженні способом вимулювання розчин відокремлюється від твердих залишків за допомогою відстоювання і подальшого фільтрування.

У результаті незалежно від застосованої схеми (кислотної чи содової), отримують один вид готової продукції суміш оксидів урану ( $U_3O_8$ ). Ступінь вилучення урану з руди 85–97 % залежно від схеми промислового процесу.

Вибір методики вилуження залежить від складу мінералів урану і пустої породи. Силікатні руди, завжди вилужують у кислому середовищі, тоді як руди з високим вмістом вапна (доломіту, кальциту) – у карбонатному. Кислотний процес застосовують для розкладання руд, що містять оксиди урану, торію, титану, танталу, ніобію, рідкісноземельних елементів. Вважають, що всі вторинні мінерали за певних умов вилуження переходять у розчин. Проте, слід зазначити, що для найповнішого вилучення урану з руд необхідно, щоб він знаходився у шестивалентному стані за якого його сполуки більш розчинні.

Останнім етапом добування хімічних концентратів із руд є процеси осадження, промивання, зневоднення й сушіння кінцевих продуктів.

Із кислих розчинів уран осаджують гідроксидами NaOH, NH<sub>4</sub>OH, Ca(OH)<sub>2</sub>, Mg(OH)<sub>2</sub>, при цьому утворюються уранати різного складу, наприклад Na<sub>2</sub>U<sub>2</sub>O<sub>7</sub> або (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>U<sub>2</sub>O<sub>7</sub>, які в суміші з карбонатами та гідроксидами входять до складу так званого «жовтого кеку» – нерозчинної стійкої речовини, зручної для транспортування, подальшої переробки, тонкого очищення.

Отриманий урановий концентрат частково використовується для потреб внутрішнього ринку після збагачення та фінального виробництва ядерного палива та частково експортується до інших країн, зокрема до Швейцарії (2019) [76].

Під час перебігу цих хімічних процесів, особливо за первинної обробки руд, виникають певні проблеми у зв'язку з утворенням колоїдних розчинів і гелів малорозчинних гідроксидів. Ці явища ускладнюють процеси фільтрування, екстрагування й очищення.

**Тонке очищення (афінаж)** [44; 76]. На всіх етапах переробки уранових руд відбувається певне очищення урану від супутніх домішок, проте повного очищення досягти не вдається. Хімічні концентрати урану містять численні, часто небажані, домішки і потребують додаткового очищення, особливо від елементів, атоми яких мають великий перетин захоплення нейтронів (гафній, бор, кадмій та ін.) з метою отримання металічного урану або його стійких оксидів для використання як реакторного палива [76].

Найдетальніше розроблено фторидні технології [77]. Вихідним продуктом зазвичай є очищений розчин шестивалентного урану, з якого осаджують двоуронат амонію. Останній під час термічного розкладання переходить у триоксид урану. Залежно від використаних розчинників можливі й інші варіанти, наприклад UO<sub>3</sub> можна добути внаслідок розкладання нітрату уранілу. Подальший процес є найскладнішою ланкою в ланцюгу реакцій, кінцевим продуктом яких є фториди урану, з яких найважливіший – UF<sub>6</sub>.

У технологіях, за якими працюють гідрометалургійні заводи США, перевагу надають методам прямого фторування з утворенням UF<sub>4</sub> як проміжної фази. Багаті руди та їх концентрати також можна обробляти прямим

фторуванням. Згідно з одним із методів руду при 600 °С обробляють фтороводнем, а потім трифторидом бромом. Як і в інших реакціях, спочатку утворюється тетрафторид урану, а потім леткий гексафторид. Одночасно фторуються двооксид силіцію та низка інших елементів.

Для уранових руд України цей метод нераціональний, оскільки основна маса фтору витрачається не на екстрагування урану, а на утворення летких фторидів супутніх елементів: силіцію, алюмінію та інших породотвірних компонентів. На всіх етапах фторидного процесу можливе додаткове очищення урану від домішок.

### ***1.3.3. Відходи уранового виробництва***

Головною особливістю уранової галузі є значні фізичні обсяги накопичення радіоактивних відходів (РАВ) [78–80]. До РАВ належать матеріальні об'єкти і субстанції, активність радіонуклідів або радіоактивне забруднення яких перевищує рівні, встановлені чинними нормативами, за умови, що використання цих об'єктів і субстанцій не передбачається. РАВ – особливий вид радіоактивних матеріалів (у будь-якому агрегатному стані – гази, розчини, різні матеріали та вироби, біологічні об'єкти), відносно яких встановлено, що ні нині, ні в майбутньому вони не можуть бути використані, або ще немає остаточного рішення як саме ці матеріали можна використати в рамках сучасних або створених у майбутньому технологічних процесів.

Через значні рівні радіаційного випромінювання РАВ небезпечні для людства, тому норми і правила поводження з ними встановлюють Міжнародна комісія з радіологічного захисту (МКРЗ), Міжнародне агентство з атомної енергії (МАГАТЕ) та регламентують національні норми і правила.

Проблема розміщення, збереження і захоронення РАВ є однією з найважливіших у промисловому використанні урану. В Україні цю діяльність регламентують закони України: «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»; «Про захист людини від впливу іонізуючого

випромінювання»; «Про видобування і переробку уранових руд»; «Про поводження з радіоактивними відходами»; «Про загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами» [78–80].

*До відходів з низькою питомою активністю (низькоактивних)* належать деякі продукти видобутку й переробки залізних, фосфатних, титаноцирконієвих та рідкісноземельних руд, будівельних матеріалів, вугілля (ТЕС) тощо. Їх радіоактивність пов'язана переважно наявністю розсіяних урану і торію (ізоморфні домішки, мікрровключення, сорбційні плівки). Такі відходи утворюються також під час роботи з радіоактивними матеріалами на підприємствах ядерної енергетики (засоби очищення устаткування, рукавички, спеціальний одяг, інструменти тощо). Вони надходять також із медичних установ, науково-дослідних лабораторій, промисловості.

Низькорівневі відходи мають приблизно такий самий рівень радіоактивності, як і низькосортна уранова руда, а їх щорічна кількість майже в 50 разів більша за кількість високорівневих відходів. У світі вони становлять 90 % усіх радіоактивних відходів, але мають лише 1 % радіоактивності.

Головним напрямом розвитку ЯПЦ у найближчі роки має стати максимальне скорочення виходу РАВ на всіх його стадіях, перехід на маловідходне або безвідходне виробництво. Якщо РАВ формуються і накопичуються у зв'язку зі специфікою виробництва, треба переходити на замкнені або напівзамкнені цикли (наприклад, застосовувати реактори, які можуть працювати на незбагаченому урані або відпрацьованому ядерному паливі).

Уже в найближчі роки можна буде реально реалізувати безвідходну технологію підземної уранової копальні розміщенням усіх твердих відходів у виробленому просторі, очищенням шахтних вод і корисним їх застосуванням.

*Відходи ДП «СхідГЗК»* [81–84]. Відходи, що утворювались у результаті діяльності ДП «СхідГЗК» (рис. 1.5), зосереджені переважно на незначній відстані від шахт. Кількість (маса, об'єм) цих відходів по відношенню до маси видобутої руди або загальної маси порід визначається не лише геологічними, але й технологічними та економічними чинниками.



Рис. 1.5. Номенклатура і місця складування відходів ДП «СхідГЗК»

У перші роки розвитку технологій переробки уранових руд (кінець 1950-х років минулого століття), у зв'язку з недосконалістю методів та обладнання сепарації до відвалів потрапляли порції і шматки руди з високим вмістом урану. Уранові руди, як правило, містять не лише довгоіснуючі елементи і продукти розпаду  $^{238}\text{U}$ , а й сполуки токсичних елементів: арсену, свинцю, ванадію, селену тощо.

Уже з перших етапів розробки методів вилучення урану з руди постала потреба у детальному вивченні мінералів, мінеральних асоціацій та геохімічних особливостей кожного родовища. Відповідно розробляли й коригували технологічні схеми виробничої діяльності ДП «СхідГЗК», однак ці деталі практично неможливо було врахувати при видобутку і сортуванні руди.

При розвідуванні перших родовищ України й визначенні запасів урану в них кондиційними вважали руди з масовою часткою урану не менш як 0,03 %, що відповідає 0,3 г урану в 1 кг породи; або близько 300 г в 1 т. При видобутку й переробці цих руд значна частина гірської маси йшла у відвали, які є джерелом постійного і довготривалого радіоактивного та хімічного



забруднення основних компонентів довкілля: поверхневих і підземних вод внаслідок вимивання з відвалів атмосферними опадами й поверхневими водотоками токсичних, радіоактивних елементів; атмосфери – через еманацию радону, який за механізмами дифузії і конвекції переноситься на великі відстані, та радіоактивного пилу, що утворюється внаслідок фізико-хімічного вивітрювання, вітрової ерозії в приповерхневому шарі відвалів, переноситься на відстань 5 км і більше.

*Виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод»* [44, 82–85]. Виробнича діяльність ВО «ПХЗ» за недосконалими технологіями, без відповідного екологічного контролю та в умовах таємності, призвела до складних екологічних наслідків і продовжує становити ризик щодо умов життєдіяльності у м. Кам'янське. Внаслідок використання осаджувальних технологій вилучення урану рештки уранових руд, збагачені переважно радієм-226 та іншими нуклідами ураноторієвого ряду, накопичувались на прилеглих територіях (переважно в ярах та балках, а також на верхній терасі Дніпра разом із відходами інших гірничих і металургійних підприємств). У зоні впливу від діяльності ВО «ПХЗ» утворено 7 хвостосховищ і 2 сховища відходів уранового виробництва, загальною площею 2,68 млн м<sup>2</sup>. У них накопичено близько 42,2 млн т відходів загальною активністю майже  $3,14 \cdot 10^{15}$  Бк.

Вважається, що за хімічним складом тверда частина «хвостів» близька до вихідної руди з якої вилучено основну кількість урану [83–85]. Підвищений вміст мангану і кальцію в них пов'язаний з використанням їхніх сполук як реагентів і допоміжних речовин при переробці руди й вилученні урану, а підвищений вміст свинцю, як правило, з домішками радіогенного свинцю, що міститься в руді. Взагалі хімічний і мінеральний склад твердої частини «хвостів» вивчено недостатньо. Коректно збалансувати розподіл урану між вихідною рудою, кінцевим продуктом ( $UO_2$ ,  $U_3O_8$ ), складовими хвостів та рідкими рештками практично неможливо. Вирішення цієї проблеми ускладнює наявність нуклідів <sup>230</sup>Th (період напіврозпаду  $8 \cdot 10^4$  років) та <sup>226</sup>Ra ( $0,16 \cdot 10^4$  років). Існуючі технології вилучення й переробки уранових руд недосконалі і

призводять до накопичення величезних мас радіоактивних відходів. Якщо захоронення низькоактивних відвалів вмісних порід і позабалансових руд із рекультивацією земель частково проводилось, зокрема, на Криворіжжі, то для активніших (майже у 5 разів) хвостів Кам'янського ця проблема залишається відкритою. Зауважимо, що вони належать до групи низькоактивних відходів (для  $\alpha$ -радіонуклідів 0,1–10 Бк/кг).

Усі складові – від видобутку й переробки уранової сировини, виробництва ядерного палива та його використання в технологічних схемах АЕС для отримання енергії, поводження з радіоактивними відходами (РАВ), відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП), а також зняття АЕС з експлуатації – є основними складовими елементами *ядерно-паливного циклу* (ЯПЦ) [64, 72–75].

Питання *перспективи і переваги використання уранової сировини* в порівнянні з іншими видами енергетичних ресурсів, видобування урану методом підземного вилуговування і його переваги перед традиційним підземним видобуванням розглядались у працях [85–87].

Сучасні підходи щодо поводження з відходами уранової промисловості та утилізації твердих відходів видобування та перероблення радіоактивних руд, включаючи їх використання для закладання виробленого простору, розглядаються у роботах В. І. Ляшенка, О. К. Авдєєва, В. Н. Мосинця, В. М. Коваленка та інших дослідників [88–93].

#### ***1.3.4. База даних уранових родовищ для ідентифікації радіоактивного матеріалу (задач ядерної криміналістики)***

Ядерна криміналістика – це аналіз ядерного або радіоактивного матеріалу та будь-якої супутньої інформації для визначення історії радіоактивного матеріалу. Ядерно-криміналістичний аналіз включає характеристику зразка, інтерпретацію даних та встановлення місця походження зразка, що, зокрема використовується у випадку несанкціонованого обігу ядерних і радіоактивних матеріалів [94].

Ядерна криміналістика була розроблена на початку 1990-х, коли трапились перші випадки незаконного обігу ядерних матеріалів. Це стає все більш важливим інструментом у боротьбі з незаконною контрабандою та торгівлею радіоактивними та ядерними матеріалами, включаючи радіологічні матеріали, призначені для промислового та медичного використання, ядерні матеріали, вироблені в ЯПЦ, та набагато небезпечнішу зброю, яка може бути використана, наприклад високозбагачений уран або плутоній. Основним напрямком ядерної криміналістики є визначення фізичних, хімічних та ізотопних характеристик, які відрізняють один ядерний чи радіологічний матеріал від іншого. Як кінцевий результат, ці характеристики дають змогу дослідникам ідентифікувати місце походження матеріалу, і таким чином сприяти розкриттю і попередженню злочину.

Бази даних ядерних та радіоактивних матеріалів та системи управління базами даних необхідні для підтримки ядерної криміналістики. Наприклад, у спільному звіті робочої групи з ядерної криміналістики [95] було зазначено, що у Міністерстві Енергетики США створили базу даних, яка містить інформацію про сполуки урану (уранові руди, уранові концентрати тощо), включаючи концентрації мікроелементів, ізотопні різності урану та інші елементи.

В усьому світі існує багато місць, де радіоактивні матеріали, що пройшли через ядерний цикл, виробляються, використовуються та зберігаються. Україна має найбільшу кількість уранових рудних ресурсів у Європі та накопичила багато радіоактивних матеріалів та відходів від Чорнобильської катастрофи та виробництва урану (хвости, технологічні споруди, звалища), пов'язані з колишнім СРСР. Ця інвентаризація радіоактивних матеріалів становить реальну небезпеку, і необхідно мати можливість ідентифікувати радіоактивні матеріали (склад, походження та місце видобутку чи виробництва) для ядерної криміналістики [96» 97].

Випадки нелегального переміщення світом радіоактивних матеріалів фіксуються у спеціальній базі – Incident and Trafficking Database (ITDB), яка була створена МАГАТЕ після кількох серйозних випадків контрабанди у

1995 році [98–100]. Інформація, яка збирається та аналізується, надсилається до держав-членів МАГАТЕ та відповідних міжнародних організацій. Участь у даній програмі є добровільною. На разі до цієї інформаційної бази надають свої дані 134 держави, в тому числі й Україна.

Отже, за період тривалого існування бази ITDB, було зафіксовано понад 3100 випадків несанкціонованого обігу ядерних та радіаційних матеріалів. Крім того, регулярно відбуваються випадки крадіжок радіоактивних матеріалів, що застосовують у медицині та промисловості, які можна використати для створення «брудної бомби» [101–103]. «Брудні бомби» – це потенційна зброя терористів. Вони не стоять на озброєнні армій світу. «Брудні бомби» – це звичайні вибухові речовини в поєднанні з радіоактивним матеріалом, що можуть бути використані терористами за певних умов, щоб викликати панічний страх у населення [103–105]. Для виготовлення таких бомб території уранових підприємств разом з відходами та різним радіоактивним обладнанням також можуть розглядатись як джерело потенційної радіаційної небезпеки.

У рамках виконання договору з УНТЦ по проекту Р 464 2011–2012 рр. [106] виконувалось дослідження ідентифікаційних ознак уранових руд з трьох родовищ України – Центрального, Ватутінського та Мічурінського. Відібрані проби аналізувались в лабораторії ДП «СхідГЗК» [107].

Уранові руди з трьох родовищ розглядались з точки зору їхньої характеристики з визаченням ідентифікаційних ознак. Сам по собі уран з українських родовищ слабо радіоактивний, проте видобута руда є потенційно небезпечною, особливо якщо це високоякісна руда [97; 98; 106; 107].

Мінеральний склад, локалізація та розподіл рудної мінералізації, хімічний склад руд можуть використовуватися як ідентифікаційні ознаки для задач ядерної криміналістики. Серед трьох родовищ Центрального, Мічурінського і Ватутінського руди останнього вирізняються різко підвищеним вмістом Ra, Th, Pb, Po і U, а Центрального – найменшим. Такі суттєві відмінності хімічного складу руд зазначених родовищ можуть слугувати однією із важливих ідентифікаційних (характеристичних) ознак [98, 106].

За даними відібраних проб середній вміст урану у Ватутінському родовищі становить 0,13 %. Присутність неодиму в рудах можна вважати однією з ознак уранових руд Ватутінського родовища. Особливо неодим (Nd) накопичується в ненадкєвіті (0,12 – 0,8 %) і бранериті (0,58 %). Середній вміст урану в рудах Мічурінського родовища складає 0,08 %, а вміст торію в них – 0,0056 %. Тобто, уранові руди є майже безторієвими. Цирконій можна вважати одним з головних типоморфних елементів уранових руд. Найбільш високий вміст в рудах відмічені для церію ( $107,9 \cdot 10^{-4}$  %) і неодиму ( $59,1 \cdot 10^{-4}$  %). Однак, завдяки більш високому вмісту в уранових мінералах – бранериті (0,69 % церію, 0,47 % неодиму) і урановому ферропсевдобрукіті (0,41 % і 0,21 % відповідно), ці елементи можуть бути ідентифікаційними ознаками в продуктах переробки уранових руд. Середній вміст урану в Центральному родовищі складає 0,1 %. Вміст торію незначний (0,002 %). Встановлено і титаносилікат урану (8 – 15%  $\text{SiO}_2$ ). Для руд характерні оксид титану ( $\text{TiO}_2$ ) (вдвічі більше, ніж на Мічурінському родовищі) і оксид циркону  $\text{ZrO}_2$  (теж майже вдвічі). Вміст неодиму в руді перевищує його вміст у руді Мічурінського родовища [98; 106; 107].

Такі дослідження, проведені в рамках проєкту по ядерній криміналістиці [106], є дуже важливими з точки зору дослідження екологічної і радіаційної небезпеки територій урановидобування і уранової спадщини. Виявлені домішки очікуються у відходах виробництва, які розглядаються як техногенно-підсилені джерела природного походження, і можуть чинити вплив на компоненти довкілля.

### ***1.3.5. Рекультивація територій урановидобування***

Рекультивація територій гірничовидобувних підприємств широко висвітлюється для вугільновидобувних регіонів. Щодо рекультивації територій урановидобувних підприємств, то вибір методів обмежений за причини радіоактивного забруднення компонентів довкілля.

У праці [108] зазначається, що рекультивація територій уранових рудників відбувається у чотири послідовних етапи: попереджувальний, технічний, дезактиваційний та біологічний (будівельний). Методи рекультивації та техніка, що при цьому застосовується, схожі на такі, що використовуються для відновлюваних робіт після видобування будь-яких корисних копалин підземним способом.

Рекультивація денудаційних порушень відбувається шляхом їх засипання пустими породами із селективним укладанням фітотоксичних, радіоактивних, потенційно родючих порід і родючого шару ґрунту. Рекультивація платоподібних відвалів і териконів радіоактивних порід відбувається наступним шляхом: повне розбирання та захоронення відвалів, териконів і шару забрудненого радіонуклідами ґрунту у спеціально відведених для цього місцях (кар'єрних виїмках, проваленнях, ярах, балках тощо); часткове розбирання відвалів і териконів і захоронення цієї частини у спеціально відведених для цього місцях, вирівнювання укосів териконів, перекриття їх рекультиваційними шарами; вирівнювання укосів відвалів і териконів і перекриття їх поверхні рекультиваційними шарами [108–111].

Рекультиваційні роботи проводяться у багатьох країнах світу. Витрати на рекультивацію 1 га порушених територій значно коливаються. Вони залежать від напрямку рекультивації, схеми і технології її проведення, комплексної механізації, обладнання тощо [112; 113].

Отже, на закінчення огляду проблеми екологічної безпеки територій урановидобування світу та України, відзначимо, що важливе значення мають перспективи використання урану в майбутньому завдяки принциповим перевагам уранової сировини в порівнянні з іншими видами енергетичних ресурсів, які використовуються для виробництва електроенергії у значних обсягах, а саме:

– надзвичайно висока концентрація енергії: 1 кг урану за кількістю енергії еквівалентний 20 тис. кг вугілля (відповідно, у 20 тис. разів менше навантаження на транспорт, склади, а також менші обсяги відходів);

– мінімальні викиди в атмосферу: 2–6 грамів CO<sub>2</sub> на кВт-год (приблизно стільки же виділяється при використанні енергії сонця і вітру), що на два порядки нижче, ніж при використанні вугілля, нафти і навіть природного газу;

– мінімальний шкідливий вплив на здоров'я людей (за даними МАГАТЕ вплив на збільшення смертності при роботі АЕС майже в 300 разів нижчий порівняно з ТЕС, що працюють на вугіллі).

#### **1.4. Законодавче забезпечення видобування і перероблення уранових руд та поводження з радіоактивними відходами в світі і в Україні**

З моменту відкриття явища ядерного поділу і дотепер, разом з величезними проривами у галузі ядерної фізики та ядерних технологій, людство отримало і великі проблеми, пов'язані з радіоактивністю. У початковий період при видобуванні та переробленні уранової сировини були відсутні дані щодо впливу радіації на людину та об'єкти довкілля. Практично не приділялося ніякої уваги питанням радіаційної та екологічної безпеки, не були розроблені критерії безпеки.

Виробнича діяльність, пов'язана з видобуванням та переробленням урану, виробництвом електроенергії на АЕС, поводженням з радіоактивними відходами та воєнними ядерними програмами у другій половині ХХ ст. призвели до забруднення великих територій відходами урановидобування та до утворення великих об'ємів радіоактивних відходів. Зіткнувшись з негативними наслідками впровадження нових технологій, світова спільнота усвідомила необхідність нормативно-правового регулювання відносин у сфері використання ядерної енергії.

У кожній державі розробляються правові відносини, пов'язані з використанням ядерної енергії. Так, наприклад, у США і Канаді вже в 1946 році з'явилися перші закони, якими регулювалися відповідні відносини [114]. В Європі країни, які використовують атомну енергію, повинні також діяти за законами ЄС та виконувати директиви Euroatom.

У колишньому СРСР одними з перших нормативних документів у урановій галузі стали «Санітарні правила і норми роботи з радіоізотопами» (1953); «Санітарні правила перевезення, збереження, обліку та праці з радіоактивними речовинами», які почали діяти у 1957 р., «Санітарні правила роботи з радіоактивними речовинами і джерелами іонізуючих випромінювань» (1960); «Основні санітарні правила роботи з радіоактивними відходами і іншими джерелами іонізуючого випромінювання» (ОСП-72/87) від 26 серпня 1987 р. та ін.

Ядерне законодавство СРСР складалося з численних нормативно-правових актів, які своїм регулюванням охоплювали практично усі напрямки використання ядерної енергії. Відносини в ядерній галузі регулювались переважно відомчими нормативними актами, якими була сформована система правового забезпечення ядерної та радіаційної безпеки (основні вимоги, правила дотримання вимог ядерної та радіаційної безпеки; система органів державного контролю за дотриманням норм, правил із питань ядерної та радіаційної безпеки; система санкцій, що мали застосовуватися у випадку недотримання встановлених вимог, правил). Головним змістом усіх вимог, норм, правил із питань ядерної та радіаційної безпеки становили заборони. На той період принцип «заборонено все, що не дозволено» в ядерному законодавстві був ключовим. Треба також відмітити, що нормативно-правовий матеріал мав розпорошений характер, у ньому були відсутні норми, що визначали базові положення правового регулювання у даній сфері (його цілі, принципи тощо).

Після отримання у 1991 р. незалежності, Україна почала формувати своє ядерне законодавство з урахуванням норм та вимог міжнародного права, рекомендацій МАГАТЕ, Міжнародної Комісії з радіаційного захисту тощо. Усі виробничі відносини в урановій галузі, як складовій частині ядерної галузі, регулюються та управляються ядерним законодавством України. Одними з перших законодавчих актів у цій сфері були закони «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи» (від 28.02.1991 р.) та «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного



забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» (від 27.02.1991 р.). Ці закони орієнтувались на вирішення конкретної проблеми, і не були розраховані на застосування у разі виникнення інших ядерних інцидентів і не мали системного впливу на формування ядерного законодавства в Україні.

На теперішній час законодавче поле в урановій галузі та у сфері використання ядерної енергії є доволі складним, в першу чергу, виходячи з вимог забезпечення ядерної та радіаційної безпеки. На законодавчому рівні специфіку уранової галузі та регулювання відносин у її межах визначають:

- Конституція України;
- Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»;
- Закон України «Про поводження з радіоактивними відходами»;
- Закон України «Про видобування і переробку уранових руд»;
- Закон України «Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання»;
- Закон України «Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії»;
- Закон України «Про фізичний захист ядерних установок, ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел іонізуючого випромінювання» тощо.

Як держава, що широко використовує ядерну енергію, Україна є учасником багатьох міжнародно-правових договорів з питань забезпечення ядерної та радіаційної безпеки. Суттєву частину національної нормативно-правової бази у цій сфері складають ратифіковані Верховною Радою України міжнародні конвенції і договори. Як договірна сторона та правонаступник СРСР, Україна бере участь у міжнародно-правових домовленостях, головні з яких визначаються такими документами:

- «Договором про заборону випробувань ядерної зброї в атмосфері, в космічному просторі та під водою» від 05.08.1963 р.;

– Віденською конвенцією про цивільну відповідальність за ядерну шкоду 1963 р.;

– «Конвенцією про оперативне оповіщення про ядерну аварію» від 26.09.1986 р.;

– «Конвенцією про фізичний захист ядерного матеріалу» 1980 р.

– «Конвенцією про допомогу у випадку ядерної аварії або радіаційної аварійної ситуації» від 26.09.1986 р.

Як суб'єкт міжнародного ядерного права Україна регламентує свою діяльність у ядерній галузі і приводить у відповідність до:

– Конвенції з ядерної безпеки (набула чинності 07.07. 1998 р.);

– Конвенції про поводження з радіоактивними відходами та відпрацьованим ядерним паливом від 29.09.1997 р.;

– Конвенції про додаткову компенсацію за ядерну шкоду від 29.09.1997 р.;

– Об'єднаної конвенції про безпеку поводження з відпрацьованим паливом та про безпеку поводження з радіоактивними відходами від 12.11.1996 р.;

– Міжнародної конвенції про боротьбу з актами ядерного тероризму від 14.09.2005 р.;

– Угоди між Україною та Міжнародним агентством з атомної енергії про застосування гарантій у зв'язку з Договором про нерозповсюдження ядерної зброї;

– Угоди про співробітництво між Україною та Сполученими Штатами Америки стосовно мирного використання ядерної енергії тощо.

Окремо слід зазначити, що нормативно-правова база України із забезпечення радіаційної безпеки при експлуатації та виведенні з експлуатації уранових об'єктів на жаль не відповідає сучасним вимогам забезпечення радіаційної безпеки (більшість документів розроблено ще в 80-ті роки минулого століття і потребують перегляду). В 1998 р. в Україні було введено в дію базовий документ з радіаційної безпеки – Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97), однак Міністерством охорони здоров'я (МОЗ), що є правонаступником успадкованих від СРСР відповідних документів, на жаль, не

було розроблено жодного нормативного документу щодо забезпечення радіаційної безпеки в урановій галузі України.

Далі матеріал подано у вигляді реферативного огляду основоположних законодавчих і нормативно-правових документів із зміщенням акцентів з питань законодавства переважно у сторону проблем уранової галузі та різних аспектів її радіаційної та екологічної безпеки. Основні складові цього законодавства розглянуті за рівнем прийняття нормативних та правових актів: міжнародні конвенції та домовленості, Закони та підзаконні акти України, постанови Кабінету Міністрів України тощо.

#### ***1.4.1. Міжнародні договори, конвенції, рекомендації***

Проведення законодавчої та господарської діяльності у сфері уранової галузі України базується на положеннях основоположної *Угоди про партнерство і співробітництво між Україною і Європейськими Співтовариствами та їх державами-членами (витяг)*. Угоду ратифіковано Законом України № 237/94-ВР від 10.11.94 р. Співробітництво в цивільному ядерному секторі регламентується Статтею 62 [115].

*«Конвенція про ядерну безпеку»* прийнята 17.VI 1994 державами-членами МАГАТЕ на Дипломатичній конференції у м. Відні (Австрія). Набула чинності 24.10.1996. Станом на 2015 її учасницями є 78 держав, у т. ч. Україна (від 17.12.1997).

Документ складається з преамбули та 35 статей, об'єднаних у 4 глави («Цілі, визначення і сфера застосування», «Зобов'язання», «Наради договірних сторін», «Заключні статті та інші положення»). Мета Конвенції — досягнення високого рівня ядерної безпеки у світі на основі зміцнення національних заходів і міжнародного співробітництва у сфері безпеки, а також підтримання цього рівня; створення і підтримання на ядерних установках ефективних засобів захисту від потенціальної радіаційної небезпеки; захист окремих осіб, суспільства в цілому і довкілля від негативного впливу іонізуючого

випромінювання таких установок; відвернення аварій з радіологічними наслідками і пом'якшення наслідків у разі, якщо вони матимуть місце (ст. 1).

Конвенція передбачає зобов'язання держав-учасниць щодо застосування найважливіших принципів безпеки (ст. 4–19). Приєднання до Конвенції вимагає від держави істотного підвищення безпеки експлуатації ядерних установок, вдосконалення законодавства з питань ліцензування, системи перевірок і оцінок безпеки ядерних установок. Одним з найважливіших елементів ядерної безпеки, згідно з Конвенцією, є незалежність органів регулювання ядерної та радіаційної безпеки (ст. 8).

Сторони-учасниці Конвенції зобов'язалися готувати і подавати на розгляд наради національні доповіді про стан забезпечення ядерної і радіаційної безпеки і заходи, вжиті договірною стороною для здійснення зобов'язань за Конвенцією (ст. 5, 20); подавати свою національну доповідь і описану в ній програму забезпечення ядерної і радіаційної безпеки іншими договірним сторонам для авторитетного обговорення (ст. 20). Перша нарада з розгляду національних доповідей, згідно зі ст. 20 Конвенції, відбулася 12–23.04.1999 р. у Відні. Україна ратифікувала Конвенцію із застереженням, згідно з яким положення ст. 3 Конвенції не застосовуються до об'єкта «Укриття» (Чорнобильська АЕС), що знаходиться на території України.

Основним міжнародно-правовим документом, який регулює особливо актуальне для України питання поводження з радіоактивними відходами (РАВ) та відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП), є *«Об'єднана конвенція про безпеку поводження з відпрацьованим паливом і радіоактивними відходами»* 1997 р. (Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management) [116]. Конвенцію ратифіковано Законом України № 1688-III від 20.04.2000.

Згідно з п. ст. 2 Конвенції радіоактивні відходи – це радіоактивний матеріал у газоподібному, твердому чи рідкому стані, подальше використання якого не передбачається. Радіоактивні відходи утворюються на всіх етапах ядерно-паливного циклу – від видобутку уранової руди до переробки

опроміненого ядерного палива. На відміну від інших видів промислових відходів РАВ містять ізотопи, які здатні мігрувати в біосфері, концентруватись в біологічних об'єктах. Це пов'язано з додатковим опроміненням живих організмів. Тому гарантування безпеки і захист довкілля залишається однією з найактуальніших проблем розвитку тих сфер людської діяльності, де застосовуються РАВ та ДІВ.

Бурхливий розвиток ядерної галузі у світі та накопичення великих об'ємів ядерних матеріалів обумовив створення *«Конвенції про фізичний захист ядерного матеріалу та ядерних установок»*, уперше підписаної міжнародною спільнотою у 1980 р. Оригінал Конвенції зберігається у МАГАТЕ. Кожна країна-учасниця має його завірену копію. Один раз на п'ять років більшість держав-учасниць Конвенції беруть участь у конференціях з метою, розгляду питання про виконання цієї Конвенції і про відповідність її преамбули, всієї оперативної частини і Додатків вимогам існуючої на даний момент ситуації. Останній раз доповнення до Конвенції були внесені у 2005 р. Конвенція відкрита для приєднання до неї всіх держав.

З 1961 року МАГАТЕ та МКРЗ опублікували ряд рекомендаційних норм для безпечного перевезення радіоактивних матеріалів. Ці норми згодом визнали по всьому світі як єдину базу для внутрішніх і для міжнародних вимог безпеки перевезення в цій галузі. Вимоги, що ґрунтувалися на нормах МАГАТЕ, були прийняті у близько 60 країнах, а також Міжнародною організацією цивільної авіації (ІСАО), Міжнародною морською організацією [115; 116].

*«Правила безпечного перевезення радіоактивних матеріалів»* (Серія видань з безпеки МАГАТЕ No TS-R-1, Відень, 2005) встановлюють норми безпеки, які забезпечують прийнятний рівень контролю за радіаційною, а також пов'язаною з критичністю і тепловиділенням небезпекою для персоналу, майна і навколишнього середовища при перевезенні радіоактивних матеріалів. У цих Правилах використовуються принципи, викладені в публікації *«Радіаційний захист і безпечне поводження з джерелами випромінювання»* (Серія видань з безпеки МАГАТЕ No 120, Відень, 1996) і в публікації *«Міжнародні основні*

*норми безпеки для захисту від іонізуючих випромінювань і для безпеки джерел випромінювання»* (Серія видань з безпеки No 115, МАГАТЕ, Відень, 1996).

Крім міжнародних угод, Україною підписано понад 24 міжурядових та 16 міжвідомчих документів, котрі встановлюють вимоги до інфраструктури регулювання діяльності у сфері використання радіоактивних матеріалів і ядерної енергії та питань безпечного зберігання відходів.

Зокрема в міжнародному документі *«Моніторинг і нагляд за станом хвостосховищ на об'єктах видобутку и переробки уранових руд»* (Серія видань з безпеки МАГАТЕ No 27, Відень, 2002) наведені рекомендації з послідовності проведення інспекції та інвентаризації стану матеріалу хвостосховищ уранового виробництва.

Перший етап передбачає візуальне обстеження та експертний опис стану об'єкта і пов'язаних з ним інженерних споруд, а також цілісності покриттів. Другий етап включає власне вивчення стану тіла хвостосховища та структури ґрунтового покриття, а також відповідності проектної та фактично існуючої форми і структури розміщення матеріалу залишків уранового виробництва в межах хвостосховища. Другий етап виконання робіт передбачає розбурювання поверхні хвостосховища відповідно до технічного завдання, яке повинно складатися на кожен об'єкт або виконання шурфів. У період розбурювання поверхні хвостосховища детальному опису піддаються характерні шари покриттів з урахуванням типу штучно насипаного матеріалу, типу рослинності, наявності кореневих включень і інших явних ознак, що свідчать про структуру і цілісність покриття. Шляхом відбору проб описуються керни хвостового матеріалу: за кольором, грануляційним складом, консистенцією і вологістю.

У Рекомендаціях деталізовано перелік критеріїв необхідних для забезпечення ефективного моніторингу та нагляду за станом хвостосховищ [117–118]: *Водна ерозія* часто є основним механізмом протікання забруднюючих речовин із сховищ відходів. Водній ерозії можуть піддаватися хвостосховища, відвали, мінералізовані відходи та порожня руда. Ерозія може бути викликана рясними дощами, зсувною діяльністю та іншими факторами.

*Структурна цілісність насипів, покриттів і пов'язаних з ними споруд.* До переліку споруд для контролю відходів на поверхні відносять такі компоненти як покриття, насипи, водозливи та інші споруди для управління водним режимом об'єкта. Стан цих об'єктів повинен бути описаний в період інвентаризації і в подальшому підлягати періодичній інспекції. Руйнування будь-якого з цих об'єктів або порушення його функціональності може призвести до негативних наслідків: тріщин, деформації схилів (виступи і поглиблення), протічок, ерозії схилів. Водостоки, зливні системи, канали, що проходять через насип труби та інші стічні елементи повинні піддаватися частому огляду для забезпечення їх дієвості. Наявність дерев і чагарників неприпустиме у водостічних каналах, оскільки вони ускладнюють відтік води і зменшують ємність водостоків. Бетонні споруди і механічне обладнання повинно регулярно перевірятися на наявність ознак деградації і розтріскування.

*Цілісність відвалів, загат і покриттів.* Наземні хвостосховища і відвали можуть бути стабілізовані з використанням різних типів систем покриття, включаючи земляні покриття, сконструйовані багаторівневі покриття, рослинність і чисту пусту породу.

*Нагляд за станом об'єкту.* З метою захисту здоров'я населення і навколишнього середовища, незаконне вивезення і використання хвостосховищ і відвалів повинні припинятися. Пасивні заходи ефективніші, після того як об'єкт закритий, а відвал стабілізовано. Якщо відвали знаходяться біля міських районів, хвостосховища та відходи можуть бути використані неправильно, тому такі ділянки зазвичай захищаються парканом. Такі огорожі повинні регулярно інспектуватися на предмет їх структурної цілісності. Навколо хвостосховищ і відвалів встановлюються знаки, що попереджають про небезпеку використання матеріалів відходів або розкопках на ділянці, вони розташовуються в місцях, де їх буде легко помітити з будь-якої точки. Такі знаки будуть необхідні протягом сотень років після закриття об'єкта і будуть ще більш важливі в майбутньому, коли можуть бути втрачені записи про об'єкт або загублені відомості про властивості матеріалів відходів.

На кожне хвостосховище рекомендується завести паспорт, в якому повинні відобразитися наступні положення:

1. Вступ (загальна законодавча та регулятивна інформація, історія об'єкта, ліцензійні аспекти управління об'єктом, довгострокова програма нагляду);

2. Існуючий стан ділянки/об'єкта (опис прилеглих до сховища відходів ділянок, опис сховища відходів, під'їзд і охорона сховища відходів (хвостосховища), план ділянки розташування об'єктів і території розташування відходів, опис прилеглих ділянок);

3. Інвентаризація (відомості про метод і організації, що проводили інвентаризацію, терміни і співвиконавці робіт, результати інвентаризації (тип матеріалу, активність та ін.) стан інженерних споруд, стан бар'єрів безпеки, стан покриттів, стан рослинного покриву);

4. Фотографії та схеми об'єкта (ділянка зберігання відходів: первинні карти (проектні дані) та первинні креслення (проектні дані), початкові фотографії ділянки, карти і фотографії, зроблені під час попередніх інспекцій)

5. Характеристики реперних відміток (геодезичні знаки, розмітка меж ділянки, розмітка ділянки, попереджувальні знаки, відмітки зміщення);

6. Інспекція об'єкту (регуляторні вимоги: частота інспекції, склад інспекційної команди, підготовка до інспекції, рутинна інспекція об'єкту: на ділянці/об'єкті та за межами ділянки/об'єкта);

7. Програма моніторингу довкілля (схема розташування пунктів спостережень та відомості про аналітичні лабораторії, які працюють за програмою моніторингу).

#### ***1.4.2. Закони України***

Закон України “Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку” від 02.08.1995 р. є основоположним у ядерному законодавстві України.

Зазначений закон встановлює пріоритет безпеки людини та навколишнього середовища, права і обов'язки громадян у сфері використання



ядерної енергії, регулює діяльність, пов'язану з використанням ядерних установок та джерел іонізуючого випромінювання [80].

Особливості правовідносин при видобуванні, переробці уранових руд та використанні продуктів їх переробки як сировини для одержання ядерного матеріалу, визначає особливості діяльності уранових об'єктів, захисту персоналу, населення та охорони довкілля від впливу іонізуючого випромінювання, а також особливості соціального захисту персоналу уранових об'єктів та населення у зв'язку із впливом іонізуючого випромінювання. регулює Закон України «Про видобування і переробку уранових руд» (№ 645/97-ВР від 19.11.97 р.) [79].

Основним завданням цього Закону є: розвиток правових засад державного регулювання безпеки у зв'язку з впливом іонізуючого випромінювання, що виникає під час видобування і переробки уранових руд та використання продуктів їх переробки; вдосконалення правових засад державного контролю за видобуванням і переробкою уранових руд та використанням продуктів їх переробки; визначення особливостей соціального захисту працівників уранових об'єктів у зв'язку з впливом іонізуючого випромінювання; встановлення прав, обов'язків і відповідальності підприємств, установ, організацій, а також працівників уранових об'єктів.

Закон поширюється на: геологічну розвідку родовищ уранових руд; проєктування, розміщення, будівництво, реконструкцію, введення в експлуатацію, експлуатацію, ліквідацію, тимчасове зупинення (консервацію) чи перепрофілювання уранових об'єктів; перевезення уранових руд та продуктів їх переробки; поводження з джерелами іонізуючого випромінювання у процесі розвідки, видобування і переробки уранових руд; придбання, збут, експорт та імпорт уранових руд та продуктів їх переробки; організацію ведення обліку уранових руд та продуктів їх переробки, контролю за їх зберіганням і перевезенням.

Від імені українського народу права власника на уранові руди, які містяться у надрах, здійснюють органи державної влади. Видобуті з надр

уранові руди та продукти їх переробки, які одержані відповідно до законодавства, є власністю суб'єктів видобування та перероблення усіх форм власності.

Держава регулює видобування і перероблення уранових руд та використання продуктів їх переробки шляхом:

- встановлення норм, правил і стандартів щодо безпеки видобування і перероблення уранових руд у зв'язку з впливом іонізуючого випромінювання;
- визначення обсягів видобування і перероблення уранових руд;
- надання ліцензій на видобування і перероблення уранових руд;
- здійснення контролю за дотриманням вимог норм, правил і стандартів при видобуванні і переробленні уранових руд;
- встановлення контролю за використанням уранових руд і продуктів їх перероблення, їх перевезенням, придбанням, збутом, експортом та імпортом.

Видобуті уранові руди та продукти їх перероблення (урановий концентрат, відвали позабалансових руд, хвостосховища) підлягають державному обліку в порядку, встановленому Кабінетом Міністрів України. Підприємства по видобуванню та переробленню уранових руд та користувачі їх продукції зобов'язані здійснювати облік уранових руд та продуктів їх перероблення і надавати відповідні звіти [119–120].

Закон визначає особливості вимог до проектування уранових об'єктів. проект уранового об'єкта повинен передбачати: економічне обґрунтування доцільності реалізації даного проекту та оцінку впливу об'єкта на людину та довкілля; заходи щодо контролю за надходженням радіоактивних речовин у довкілля; заходи щодо охорони довкілля від розповсюдження радіоактивних речовин; заходи для зменшення виділення радону; заходи щодо контролю за радіаційною обстановкою та забезпечення захисту працюючих на урановому об'єкті та населення від впливу іонізуючого випромінювання; заходи щодо безпечного зберігання та переробки радіоактивних відходів.

Експлуатацію уранових об'єктів провадять за наявності ліцензій, отриманих згідно з законом. Додатково до звичайних заходів щодо безпеки

ведення робіт на уранових об'єктах необхідно також вживати заходи щодо: зменшення впливу випромінювання радону та інших радіоактивних газів, пилу та руд на персонал; забезпечення контролю за дозами опромінення персоналу; забезпечення контролю за рівнем радіоактивного забруднення довкілля; захисту довкілля від радіоактивного забруднення; забезпечення контролю за радіоактивним забрудненням гірничошахтного устаткування, обладнання, транспортних засобів тощо; забезпечення очистки шахтних вод та вод спеціальних пралень.

Закон означає умови перевезення уранових руд та обов'язки підприємств по видобуванню і переробці уранових руд щодо безпеки проведення робіт.

Витрати, пов'язані з припиненням діяльності уранових об'єктів, включаючи кошти на дезактивацію, рекультивацію земель, хвостосховищ, здійснення контролю в санітарно-захисній зоні та зоні спостереження, відносяться до складу витрат виробництва. Порядок формування та використання зазначених коштів затверджується Кабінетом Міністрів України.

У місцях розташування уранових об'єктів з метою захисту населення від можливого негативного впливу їх діяльності встановлюються території з особливим режимом, санітарно-захисна зона і зона спостереження. Витрати на створення санітарно-захисної зони та зони спостереження включаються до кошторисів проектів будівництва та реконструкції уранових об'єктів.

Надання надр для геологічного вивчення родовищ уранових руд здійснюється відповідно до *Кодексу України про надра* (132/94-ВР) [121]. Ліцензії на переробку уранових руд, а також на перевезення уранових руд і продуктів їх перероблення видаються відповідно до Закону України «*Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії*» (в редакції Закону № 887-IV (887-15 ) від 22.05.2003). Спеціальні дозволи на будівництво нових об'єктів по переробці уранових руд та реконструкцію діючих об'єктів надаються лише після одержання позитивних висновків державної екологічної експертизи проекту робіт відповідно до Закону України «*Про екологічну експертизу*» (445/95-ВР) та інших державних експертиз згідно з

законодавством України. Експорт та імпорт уранових руд та їх концентратів здійснюється лише юридичними особами за спеціальними дозволами, які надаються у порядку, встановленому Кабінетом Міністрів України відповідно до закону *«Про видобування і переробку уранових руд»* та інших актів законодавства України.

Екологічна безпека в урановій та ядерній галузях в першу чергу передбачає систему поводження з радіоактивними відходами. З метою забезпечення захисту людини та навколишнього природного середовища від шкідливого впливу радіоактивних відходів на сучасному етапі та в майбутньому у 1995 р. було прийнято Закон України *«Про поводження з радіоактивними відходами»* (№ 256/95-ВР від 30.06.95) [80], який поширюється на всі види діяльності з радіоактивними відходами.

До міжнародного співробітництва у сфері поводження з радіоактивними відходами застосовуються норми міжнародних договорів, учасником яких є Україна.

Створення і забезпечення безпечних умов поводження з РАВ вимагало доробки або часткового перегляду нормативно-правової бази в частині, що стосується забезпечення екологічної безпеки; науково-технічного обґрунтування безпеки поводження з РАВ з точки зору дотримання екологічних нормативів з моменту утворення РАВ до остаточного захоронення; розроблення наукових засад для вибору варіантів остаточного захоронення РАВ. Закон України *Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами* № 516-VI від 17.09.2008 р. [122] було розроблено і прийнято для вирішення питань, що накопичились на сучасному етапі розвитку ядерної галузі України.

Важливий крок у напрямку забезпечення ядерної та радіаційної безпеки було зроблено Законом України *«Про охорону навколишнього природного середовища»* від 25.06.1991 р. № 1264-XII. У ньому із врахуванням позитивних напрацювань вітчизняної практики, світового досвіду у вирішенні питань охорони довкілля були сформульовані основні, положення з питань організації

управління у даній сфері, забезпечення екологічної безпеки в процесі здійснення господарської та іншої діяльності, у тому числі у процесі використання ядерної енергії.

Цей Закон має базовий характер, його приписи закріплюють лише вихідні, принципові положення, які мають отримувати подальшу конкретизацію у більш спеціалізованих нормативно-правових актах із врахуванням особливостей тих чи інших сфер правового регулювання.

Закон України «Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання» (15/98-ВР від 14.01.1998 р.) [123] спрямований на забезпечення захисту життя, здоров'я та майна людей від негативного впливу іонізуючого випромінювання, спричиненого практичною діяльністю, а також у випадках радіаційних аварій, шляхом виконання запобіжних та рятувальних заходів і відшкодування шкоди. Закон регулює правовідносини між державою в особі її відповідних органів виконавчої влади, юридичними та фізичними особами, що виникають у зв'язку з практичною діяльністю; право людини на забезпечення захисту від впливу іонізуючого випромінювання.

Україна бере участь у міжнародному співробітництві у сфері захисту людини від впливу іонізуючого випромінювання. Якщо міжнародними договорами України встановлені інші норми ніж ті, що передбачені законодавством України щодо захисту людини від впливу іонізуючого випромінювання, то застосовуються норми міжнародного договору.

#### ***1.4.3. Нормативно-правові документи Верховної Ради, Кабінету Міністрів України та інших органів влади***

Відповідно до законів України розробляються підзаконні нормативно-правові акти, що конкретизують, деталізують правила безпеки при здійсненні діяльності, пов'язаної з використанням ядерної енергії, поводження з ядерними та радіоактивними матеріалами, визначають критерії оцінки ядерної та радіаційної безпеки, здійснення контролю за дотриманням вимог ядерної та радіаційної безпеки тощо.

На сьогодні для регіонів, де розташовані підприємства ядерно-паливного циклу (уранодобувні та переробні комбінати, АЕС), радіаційно небезпечні підприємств та об'єкти, призначені для поводження з радіоактивними відходами, особливе місце займає питання соціально-економічної захищеності населення. Ця проблема законодавчо регулюється Постановою Верховної Ради України «Про Основні напрями державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки» (№ 188/98-ВР від 05.03.1998) [124].

У Постанові, як основні забруднювачі довкілля, означаються промислові підприємства теплоенергетики (атмосферне повітря) і підприємства уранової галузі та ядерної промисловості (атмосферне повітря і землі, через накопичення значної кількості відходів). У документі визначені наступні пріоритетні завдання радіаційної безпеки: розробка заходів щодо забезпечення радіаційного захисту населення України; розробка заходів щодо забезпечення радіаційного захисту населення України у зв'язку з Чорнобильською катастрофою; зменшення радіаційного навантаження на населення України від природних джерел іонізуючого випромінювання; створення системи радіаційного моніторингу.

З метою реалізації права громадян та їх об'єднань на участь у формуванні політики у сфері використання ядерної енергії та радіаційної безпеки одним з першочергових завдань є введення в дію Положення про громадські слухання в питаннях використання ядерної енергії та радіаційної безпеки. (Відповідно до законів України «Про охорону навколишнього природного середовища», «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» і «Про поводження з радіоактивними відходами»).

З метою забезпечення правового регулювання у сфері поводження з радіоактивними відходами відповідно до Закону України «Про поводження з радіоактивними відходами» та постанови Кабінету Міністрів України від 29 квітня 1996 р. N 480 «Про Державну програму поводження з радіоактивними відходами» ДК ЯР України було затверджено «Порядок проведення державної інвентаризації радіоактивних відходів» (наказ N 27 від 11 лютого 2003 року) [125].

Цей Порядок визначає порядок організації та проведення державної інвентаризації РАВ, встановлює її обсяг і періодичність, а також процедуру збору й оформлення результатів інвентаризації. Порядок застосовується підприємствами, установами і організаціями будь-якої форми господарювання при проведенні державної інвентаризації радіоактивних відходів, що утворюються в результаті використання ядерної енергії. Порядок не застосовується до РАВ, що утворюються внаслідок запровадження військових чи оборонних програм, РАВ, що містять лише природні радіоактивні речовини і не утворюються в ядерному паливному циклі, та відходів, які містяться в об'єкті «Укриття».

Державна інвентаризація проводиться з метою виявлення РАВ, забезпечення контролю за їх накопиченням і переміщенням, своєчасної передачі спеціалізованим підприємствам по поводженню з РАВ, планування потужностей сховищ для зберігання та захоронення, а також для забезпечення постійного поновлення та своєчасного внесення змін до Державного реєстру радіоактивних відходів, Державного кадастру сховищ радіоактивних відходів та місць тимчасового зберігання РАВ. В документі означається форма обліку РАВ та порядок використання інформації за підсумками державної інвентаризації РАВ. Хоча виробництво урану на Придніпровському хімічному заводі було зупинено у 1991 році, уранові об'єкти заводу не виведено з експлуатації і не приведено в екологічно безпечний стан відповідно до законодавчих вимог щодо перепрофілювання колишніх уранових виробництв. На вирішення цілої низки пов'язаних з цим проблем спрямована Державна цільова екологічна програма першочергових заходів приведення у безпечний стан об'єктів і майданчика колишнього уранового виробництва виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» на 2019-2023 роки [83].

Постанова КМ України про затвердження Державної цільової економічної програми «*Ядерне паливо України*» № 1004 від 23 вересня 2009 р. спрямована на забезпечення незалежності України від поставок палива для ядерної галузі із Російської Федерації.

У світі існує три основні шляхи забезпечення країни ядерним паливом:

1) Закупівля ядерного палива на світовому ринку (так здійснюють забезпечення ядерним паливом своїх реакторів Фінляндія — 4 реактори, Угорщина — 4, Чехія — 6, Болгарія — 2, Словаччина — 5, Україна — 15 реакторів);

2) Виробництво ядерного палива власними силами (так здійснюють забезпечення ядерним паливом своїх реакторів країни, що володіють повним комплексом ядерних технологій);

3) Виробництво ядерного палива в кооперації з іншими країнами.

Виходячи з реальних науково-технічних і економічних умов найбільш доцільним для України є об'єднання першого і третього шляхів.

Для організації виробництва комплектувальних виробів передбачається придбання необхідних технологій і обладнання, забезпечення будівництва та введення в експлуатацію зазначених виробництв, місце розташування яких буде визначене у техніко-економічному обґрунтуванні. Наукове супроводження виробництва концентрату природного урану передбачає:

- удосконалення технології проведення гірничих та закладних робіт, поводження з відходами гірничого виробництва;
- розроблення зразків техніки і технологій для радіометричного сортування гірничої маси;
- забезпечення радіаційного захисту і медичного моніторингу персоналу та населення;
- зменшення впливу об'єктів гірничого виробництва на навколишнє природне середовище;
- удосконалення технології переробки уранової руди та модернізація обладнання;
- упровадження технології купчастого і блокового вилуговування;
- розроблення нових способів складування відходів гідрометалургійного заводу;



- вивчення технічних та екологічних можливостей розробки уранових родовищ України за технологією підземного свердловинного вилуговування;
- приведення системи радіаційного захисту у відповідність із сучасними вимогами міжнародних норм;
- удосконалення технологій та обладнання для виробництва іонообмінних смол на державному підприємстві «Смоли».

Постанова КМ про затвердження Положення *«Про основні засади організації перевезення радіоактивних матеріалів територією України»* (№1373 від 15.10.2004 р.) визначає основні організаційні заходи з метою забезпечення безпеки перевезення радіоактивних матеріалів, взаємодію органів виконавчої влади, що залучаються до забезпечення безпеки під час перевезення радіоактивних матеріалів.

Перевезення радіоактивних матеріалів територією України здійснюється юридичними та фізичними особами, що мають ліцензії на здійснення цієї діяльності або дозвіл на перевезення радіоактивного матеріалу в кожному конкретному випадку, які видаються в установленому порядку.

Міжнародне перевезення радіоактивних матеріалів здійснюється відповідно до Правил безпечного перевезення радіоактивних матеріалів МАГАТЕ та правил міжнародних організацій, членом яких є Україна, на основі міжнародних договорів про співробітництво у галузі перевезення цих матеріалів. У міжнародних договорах, що стосуються перевезення спеціального матеріалу, визначаються компетентні органи кожної з країн, що забезпечують безпечне перевезення, вирішуються питання передачі відповідальності за ядерний матеріал, фізичного захисту, відшкодування можливої ядерної шкоди.

Під час транзитного перевезення територією України спеціального матеріалу МВС (на підставі договору з вантажовідправником або з іншою юридичною чи фізичною особою за дорученням вантажовідправника)

забезпечує охорону відповідно до правил з фізичного захисту ядерних матеріалів.

Постанова Кабінету Міністрів України Про затвердження *«Порядку ліцензування окремих видів діяльності у сфері використання ядерної енергії»*: від 6 грудня 2000 року уточнює процедуру ліцензування таких видів діяльності у сфері використання ядерної енергії: проектування ядерної установки або сховища для захоронення радіоактивних відходів; переробка уранових руд; перевезення радіоактивних матеріалів; переробка, зберігання та захоронення радіоактивних відходів; підготовка персоналу для експлуатації ядерної установки; проектування систем фізичного захисту та охорони, а також монтаж, налагодження, технічне обслуговування, ремонт інженерно-технічних засобів ядерних установок, ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел іонізуючого випромінювання; підготовка, перепідготовка та підвищення кваліфікації фахівців з фізичного захисту ядерних установок, ядерних матеріалів, радіоактивних відходів, інших джерел іонізуючого випромінювання).

Наказом ДК ЯР України *«Про затвердження Вимог та правил довгострокового зберігання довгоіснуючих та високоактивних радіоактивних відходів до їх захоронення в глибоких геологічних формаціях»* № 169 від 07.12.2007 окреслюються вимоги та правила довгострокового зберігання довгоіснуючих та високоактивних радіоактивних відходів до їх захоронення в глибоких геологічних формаціях. В правилах установлюються основні технічні та організаційні вимоги щодо забезпечення ядерної та радіаційної безпеки при здійсненні діяльності, пов'язаної з довгостроковим зберіганням довгоіснуючих та високоактивних радіоактивних відходів. Основними принципами забезпечення ядерної та радіаційної безпеки при поводженні з радіоактивними відходами, зокрема при довгостроковому зберіганні довгоіснуючих та високоактивних РАВ, є: захист здоров'я людини; захист навколишнього природного середовища; захист за межами державного кордону України; захист майбутніх поколінь; контроль утворення РАВ при експлуатації сховища;

взаємозалежність між різними етапами поводження з РАВ; безпека сховища. В документі наведені також принципи забезпечення ядерної та радіаційної безпеки при довгостроковому зберіганні довгоіснуючих та високоактивних радіоактивних відходів; правила та вимоги до довгострокового зберігання довгоіснуючих та високоактивних РАВ та принципи забезпечення якості їх зберігання.

Крім законів, які безпосередньо стосуються питань ядерно-радіаційної безпеки, велика низка питань стосовно діяльності підприємств уранового виробництва підпадає під дію таких основоположних законодавчих актів загальної дії, як: Земельний кодекс України (Закон № 2768-III від 25.10.2001), Лісовий кодекс України (Закон №3852-XII від 21.01.94 р.), Кодекс України про надра (132/94-ВР від 27.07.1994 р.), Водний кодекс України (№ 213/95-ВР від 06.06.1995) та Законів України: «Про забезпечення санітарного та епідеміологічного благополуччя населення» (№4004-XII від 24.02.94 р.); Про екологічну експертизу (№ 45/95-ВР від 09.02.95 р.); «Про пенсійне забезпечення» (№1788-XII від 05.11.95 р.); «Про охорону праці» (№2694-XII від 14.10.92 р.); «Про метрологію та метрологічну діяльність» (№113/98-ВР від 11.02.98 р.); «Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії» (№ 1370-XIV від 11.01.2000) та ін.

У цілому, на сьогодні законодавство, що регулює відносини в урановій галузі, є фрагментарним і має велику кількість неузгодженостей, оскільки створювалось за відсутності відповідної концепції реформування галузі. До питань, що потребують законодавчого забезпечення з огляду на стратегічні завдання уранової промисловості та вимоги МАГАТЕ, відносяться такі:

– забезпечення необхідного рівня ядерної та радіаційної безпеки урановидобувної та переробної галузей;

– забезпечення необхідного рівня радіаційної безпеки хвостосховищ уранового виробництва шляхом проведення інспекції та інвентаризації стану матеріалу в існуючих сховищах та відвалах урановидобувної галузі;

- створення ефективної системи інформування населення у випадку радіаційної небезпеки;

- забезпечення достатньої захищеності ядерних об'єктів від загроз, пов'язаних з ядерним тероризмом, та виконання заходів, спрямованих на зміцнення міжнародного режиму ядерного нерозповсюдження;

- удосконалення радіаційного захисту персоналу та населення;

- забезпечення належної соціальної підтримки розвитку уранової галузі;

- кодифікація законодавства України у галузі уранового виробництва, оскільки деякі законодавчі акти у сфері використання ядерної енергії суперечать іншим сферам законодавства, не враховують вимог нових нормативно-правових документів, зокрема, рекомендацій МАГАТЕ;

Удосконалення нормативно-правової бази розвитку і функціонування об'єктів уранової промисловості повинно забезпечити пріоритети, напрямки та механізми здійснення довгострокової державної політики, визначеної Енергетичною стратегією України [126]. Подальше удосконалення нормативно-правової бази сприятиме створенню комплексу організаційно-правових засад розвитку і функціонування уранової промисловості на принципах поєднання ринкових відносин і державного управління з метою забезпечення стабільного економічного, соціального розвитку, національної енергетичної безпеки України, а також гармонізації законодавства України із законодавством ЄС.

### **Висновки до розділу 1**

Аналіз світового досвіду показав, що забезпечення екологічної безпеки територій з техногенно-підсиленими джерелами природного походження слід розглядати у тому числі у аспекті радіаційної небезпеки при видобуванні корисних копалин, що містять радіоактивні речовини, та радонової небезпеки від джерел переважно природного походження.

У даному дослідженні розглядаються питання екологічної безпеки території, де відбувалось і дотепер відбувається видобування і перероблення уранової руди і де є техногенно-підсилені джерела природного походження. Ці питання пов'язані із початковою стадією ядерно-паливного циклу, що

стосуються пошуку, розвідки, видобування та перероблення уранової та іншої сировини для функціонування АЕС і є актуальними для України в рамках розвитку Енергетичної стратегії України на період до 2035 року «Безпека, енергоефективність, конкурентоспроможність».

В Україні накопичений великий науковий, практичний досвід та значна кількість архівного матеріалу щодо металогенії та геології урану та супутніх елементів у відкладеннях Українського кристалічного щита та його схилів. Багато фахівців досліджували питання речовинного складу родовищ урану, торію, рідкоземельних та рідко металевих елементів; питання видобування та перероблення уранової сировини. В останні роки багато уваги приділяється питанням впливу на компоненти довкілля при гірничовидобувних процесах.

Важливість радонової проблеми на національних рівнях широко сприйнята у світі. Міжнародні стандарти рекомендують визначати радононебезпечні території, де надходження радону в будівлі очікується вище, ніж на інших територіях. Оскільки в Європейських країнах прийнято вимірювання радону в приміщеннях за уніфікованими вимогами та за сіткою 10 × 10 км, то для країн, що мають намір приєднатись до радонової програми ЄС (включаючи Україну), такі дослідження можуть унеможливлуватись в силу різних, перш за все, економічних причин. В умовах обмеженої кількості прямих вимірювань радону постає необхідність вирішувати радонову проблему з додаванням дистанційних методів дослідження. На сьогодні в Україні відсутній національний план дій щодо зниження радіаційних ризиків від радону. Інформація щодо радонобезпеки території України відсутня на Європейських картах природної радіації

Аналіз ситуації показує, що техногенно-підсилені джерела природного походження для території урановидобування слід розглядати ширше, ніж просто відходи урановидобувних підприємств. Це джерела іонізуючого випромінювання природного походження, які в результаті антропогенної діяльності людини (виробництво, видобуток мінеральної сировини, оброблення та очищення води тощо) були піддані концентруванню або збільшилася їхня

доступність, внаслідок чого утворилося додаткове до природного радіаційного фону опромінювання. Питанням екологічної і радіаційної небезпеки територій, де є джерела і потенційна небезпека від таких джерел природного походження, приділялось не достатньо уваги.

Нарешті, території урановидобування, де містяться відходи видобування і первинної переробки руд, де виявлені специфічні домішки, і які теж розглядаються як техногенно-підсилені джерела природного походження, що можуть бути використані як радіоактивний матеріал для виготовлення брудної бомби і чинити вплив не тільки на компоненти довкілля, а й слугувати терористичною загрозою.

Удосконалення нормативно-правової бази розвитку і функціонування об'єктів уранової промисловості повинно забезпечити пріоритети, напрямки та механізми здійснення довгострокової державної політики, визначеної Енергетичною стратегією України. Подальше удосконалення нормативно-правової бази сприятиме створенню комплексу організаційно-правових засад розвитку і функціонування уранової промисловості на принципах поєднання ринкових відносин і державного управління з метою забезпечення розвитку, національної енергетичної безпеки України, а також гармонізації законодавства України із законодавством ЄС.

У зв'язку з чим обґрунтовується науково-прикладна проблема і актуальність теми дослідження – екологічна (радіаційна, радонова) небезпека територій, де така діяльність відбувається. Науково-прикладна проблема, що розглядається, полягає у відсутності методологічних основ оцінки для визначення екологічної небезпеки територій з високим рівнем природної радіоактивності, враховуючи техногенно-підсилені джерела іонізуючого випромінювання природного походження.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Природничі проблеми національної безпеки України у викликах новітньої історії: монографія / за ред. Г. І. Рудька та В. В. Стецюка. Київ-Львів-Гельдейберг-Малага-Чернівці: Букрек, 2019. 504 с.
2. Хилько М. І. Екологічна безпека України: навч. посіб. Київ, 2017. 266 с.
3. Екологічна безпека територій: кол. монографія / за ред. О. М. Адаменка та Я. О. Адаменка. Івано-Франківськ: Голіней, 2014. 361 с.
4. Ляшенко В. І., Стусь В. П., Лисовая Т. С. Повышение экологической безопасности и защита населения в уранодобывающих регионах Украины. *Маркшейдерия и недропользование*. 2018. № 3(95). С. 41–48.
5. Ляшенко В. І., Топольний Ф. Ф., Мостіпан М. І., Лісова Т. С. Екологічна безпека уранового виробництва: монографія / за ред. Ф. Ф. Топольного. Кіровоград: КОД, 2011, 236 с.
6. Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials From Uranium Mining, Volume 2: Investigation of Potential Health, Geographic, and Environmental Issues of Abandoned Uranium Mines. U.S. Environmental Protection Agency. Published on-line as Vol. 2 of EPA 402-R-05-007. ULR: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-05/documents/402-r-08-005-v2.pdf>.
7. IAEA TEC-DOC-1472, Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM IV). *Proceedings of an International Conference held in Szczyrk, Poland*. (Szczyrk, 17-21 May 2004). IAEA, 2005. 584 p.
8. Michalik B. The European Waste Catalogue – is it a good tool to raise awareness about Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials? *Radioprotection*, 2009. Vol. 44. N 5. P. 805–811.
9. Okyar, H.B, Ma, J., & Pinak, M. UMEX Project, an IAEA Survey of Global Uranium Mining and Processing Occupational Doses (IAEA-CN-261). International Atomic Energy Agency (IAEA), 2018. P. 324–327.
10. Державні гігієнічні нормативи ДГН 6.6.1.-6.5.061–2000. Норми радіаційної безпеки України, доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000). 127 с.

11. Закон України «Про оцінку впливу на довкілля». Відомості Верховної Ради (ВВР), 2017, № 29, ст. 315. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2059-19>.
12. Кодекс України «Про надра». Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1994, № 36, ст. 340.
13. Radiation. Doses, Effects, Risks. UNEP. 1985. 64 p.
14. TENORM Industries and Sources. U.S. EPA. Published on-line. URL: <https://www.epa.gov/radiation/technologically-enhanced-naturally-occurring-radioactive-materials-tenorm>.
15. Anderson B. The risk of exposure to personnel in the oil field due to the presence of radioactive elements in salt deposits in oilfield equipment. *Ocean Ind.* 1990. 25. N 9. P. 33–48.
16. Техногенне забруднення радіоактивними елементами на родовищах корисних копалин / В. О. Шумлянський та ін. Київ: Знання України, 2003. 133 с.
17. Шумлянський В. А., Дудар Т. В., Журавель Н. Е., Безуглая М. В. Минеральные отложения в трубах из нефтепромысловых скважин северной прибортовой зоны Днепровско-Донецкой впадины. *Доп. НАН України*. 1995. № 12. С. 121–126.
18. Shumlyanskiy V. O., Bezugla M. V., Dudar T. V., Zhuravel M. Yu. The Radioactive Mineral Encrustations on the Casings in the Oil-Producing Wells in the Dnieper-Donets Depression, Ukraine. *4<sup>th</sup> International Symposium on the Environmental Geochemistry*. Proceedings: Proceedings: U.S. Geological Survey open-File Report OF97-496. 1997. P. 83.
19. Шумлянський В. А., Дудар Т. В., Журавель Н. Е., Безуглая М. В. Современное рудоотложение из рассолов глубоких горизонтов Днепровско-Донецкой впадины. *Доп. НАН України*. 1999. № 7. С. 126–130.
20. Дригулич П. Г., Пукіш А. В., Новоставський В. А., Шпек М. П. Проблемні аспекти поводження з насоснокомпресорними трубами, що забруднені природними радіонуклідами. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2015. № 3(56). С. 134–139.



21. Дригулич П.Г. Аналіз стану нормативної бази з радіаційної безпеки у нафтогазовій галузі України. *Нафтогазова галузь України*. 2014. № 1. С. 43–46.

22. The ninth International Symposium on Naturally Occurring Radioactive Materials. Denver, Colorado, USA. URL: <https://www.crcpd.org/mpage/NORMIX>.

23. Zhiwen Fan. Update on Development of IAEA Safety Standards for NORM Residues Management. IAEA. URL: <https://nucleus.iaea.org/sites/orpnet/home/Shared%20Documents/T1-Fan-NORM-Residues-Management-IAEA.pdf>

24. European Radon Association. URL: <http://radoneurope.org/>.

25. European Commission, Joint Research Centre – Cinelli, G., De Cort, M. & Tollefsen, T. (Eds.): European Atlas of Natural Radiation, Publication Office of the European Union, Luxembourg, 2019. ISBN 978-92-76-08259-0, doi:10.2760/520053, Catalogue number KJ-02-19-425-EN-C, EUR 19425 EN. Printed by Bietlot in Belgium, 2019. 190 pp. 30.1 cm– 42.4 cm.

26. World Nuclear Reactors and Uranium Requirements, September 2020. *World Nuclear Association*. URL: <http://www.world-nuclear.org/information-library/facts-and-figures.aspx>.

27. Uranium: From Exploration to Remediation. June, 2018. *International Atomic Energy Agency*. URL: <https://www.iaea.org/publications/magazines/bulletin/59-2>.

28. UxC LLC. Uranium Supplies Annual – 2018. URL: [https://www.uxc.com/p/products/rpt\\_usa.aspx](https://www.uxc.com/p/products/rpt_usa.aspx).

29. Сучасний стан виробництва та споживання уранової сировини для потреб ядерної енергетики / Т. В. Дудар та ін. *Екологічна безпека та технології захисту довкілля*. 2019. №1. С. 26–32.

30. Uranium production figures. 2010–2019. Updated May 2020. *World Nuclear Association*. URL: <https://www.world-nuclear.org/information-library/facts-and-figures/uranium-production-figures.aspx>.

31. Uranium 2016: Resources, Production and Demand. A Joint Report by the OECD Nuclear Energy Agency and the IAEA. OECD/NEA Publishing. 2016. 546 p.

32. Map of World distribution of Uranium Deposits. *IAEA*. URL: <https://www.iaea.org/publications/12314/world-distribution-of-uranium-deposits>.

33. Cofman F.E. The management of radioactive waste from uranium mining and milling. Proc. of a Symp. Management of Wastes from Uranium Mining and Milling. Albuquerque May 1982. Vienna: IAEASM-262/29, 1982. P. 3–6.

34. Issues at Operating Uranium Mines and Milles in Canada. *World Information service on energy*. URL: <https://www.wise-uranium.org/umopcdn.html>.

35. Uranium in Saskatchewan. Facts on the industry for 2017. URL: [https://www.cameco.com/uploads/downloads/2017\\_Uranium\\_Fact\\_Sheet.pdf](https://www.cameco.com/uploads/downloads/2017_Uranium_Fact_Sheet.pdf).

36. Кучерский Н. И. Обеспечение радиационной безопасности окружающей природной среды и населения при добыче и первичной обработке урановых руд, обращения с радиоактивными отходами в Навоийском горно-металлургическом комбинате. Докл. Совец. Техн. Комитета МАГАТЭ. (Киев, 22–26 мая 1995). Київ: ГП «Кировгеология», 1995. 9 с.

37. Проблемные вопросы реабилитации бывших урановых производств, 2012. *Атомная энергия*. URL: <https://www.atomic-energy.ru/articles/2012/12/21/37915>.

38. Стратегический мастер-план – Восстановление окружающей среды на площадках уранового наследия в Центральной Азии. *МАГАТЭ*, 2017. URL: [https://nucleus.iaea.org/sites/connect/CGULSpublic/Strategic%20Master%20Plan/18-06030R\\_REP\\_Strategic\\_Master\\_Plan.pdf](https://nucleus.iaea.org/sites/connect/CGULSpublic/Strategic%20Master%20Plan/18-06030R_REP_Strategic_Master_Plan.pdf).

39. Miloš René. History of Uranium Mining in Central Europe, Uranium - Safety, Resources, Separation and Thermodynamic Calculation, Nasser S. Awwad, IntechOpen. December 20th 2017. URL: <https://www.intechopen.com/books/uranium-safety-resources-separation-and-thermodynamic-calculation/history-of-uranium-mining-in-central-europe>.

40. Hähne R., Murphy S., Vrijen J. J. “State and prospects of closure and remediation of tailings deposits from uranium ore processing and heap leaching in Europe” Vienna, Austria: IAEA, 2011.

41. Wallner Mag.a Andrea, Stein Mag. Philipp. Uranium mining in and for Europe. Viena, 2012. 17 p. URL: [http://www.ecology.at/files/pr801\\_2.pdf](http://www.ecology.at/files/pr801_2.pdf).

42. Wismut. New Horizons through Remediation. An Ecological Challenger. Berlin, 2000. 32 p.

43. Генетические типы и закономерности размещения урановых месторождений Украины / Белевцев Я. Н. и др. Київ: Наук. думка, 1995. 396 с.

44. Уранові руди України. Геологія, використання, поводження з відходами виробництва: монографія / Г. В. Лисиченко, Ю. П. Мельник, О. Ю. Лисенко, Т. В. Дудар, Н. В. Нікітіна. *Проект «Наукова книга»*. Київ: Наук. думка, 2010. 221 с.

45. Перспективи розвитку уранової сировинної бази ядерної енергетики України / Верховцев В. Г. та ін. Київ: Наук. думка, 2014. 333 с.

46. Енергетична стратегія України на період до 2035 року «Безпека, енергоефективність, конкурентоспроможність» (Схвалена розпорядженням Кабінету Міністрів України від 18 серпня 2017 р. № 605-р). Київ, 2017. 73 с.

47. Інгульська шахта. ДП «СхідГЗК». URL: <https://rudnik.shtorm.com/>.

48. Звіт про регіональне геологічне вивчення території України «Складання карти уранового і торієвого зруденіння Українського щита масштабу 1:500 000» КП «Кіровгеологія»; кер. О. Михайліченко. Київ, 2018 р. 150 с.

49. Шаталов М. М. Уран надр України: геохімія урану та історія створення мінерально-сировинної бази. *Вісн. НАН України*, 2015, № 10. С. 50–59.

50. Афанасьєв Є. В., Письменна О. Б. Оцінка ресурсно-виробничого потенціалу уранодобувної галузі в контексті вдосконалення механізму регулювання ресурсозбереженням мінерально-сировинної бази України. *Ефективна економіка*. № 8, 2014.

URL: <http://www.economy.nayka.com.ua/?op=1&z=3475>.

51. Кулиш Е. А., Михайлов В. А. Геохимия, минералогия, генезис и классификация месторождений урана. Киев: Логос, 2006. 211с.

52. Коваль В. Б., Возняк Д. К., Крамар О. О. Геолого-економічні та екологічні передумови розвитку гірничо-видобувної промисловості на базі

докембрійських руд центральної частини Українського щита. *Геологія та питання геологічного картування і вивчення докембрійських утворень Українського щита*: Матеріали 4 науково-виробничої наради геологів. (Дніпропетровськ, 8–12 жовтня. 2007). Київ, 2007. С. 153–156.

53. Кулиш Е. А., Комов И. Л., Яценко В. Г., Земсков Г. А., Крамар О. А., Покалюк В. В. Стратегические минеральные ресурсы Украины для ядерной энергетики. Киев: Логос, 2010. 287 с.

53. Розробка та дослідно-експлуатаційні випробування версії 2 програмного забезпечення експертно-аналітичної системи паспортизації та контролю виробничих об'єктів початкової стадії ядерно-паливного циклу: звіт про НДР ІГНС НАН України; кер. Г.В. Лисиченко. Київ, 2010. 196 с. № ДР 0109U005728.

54. Розробка та випробування нових технічних засобів та методик комплексного радіогеохімічного моніторингу типових об'єктів видобування та переробки уранової сировини: звіт про НДР ІГНС НАН України; кер. Г. В. Лисиченко. Київ, 2015. 216 с. (№ ДР 0113U005188).

55. Перспективи розвитку торієвої сировинної бази ядерної енергетики України / відп. ред. В. Г. Верховцев, М. О. Ярошук. Київ: Наук. думка, 2017. 269 с.

56. Про видобування і переробку уранових руд: Закон України від 08.02.95 № 40/95-ВР. Київ: Відомості Верховної Ради України, 1998. 82 с.

57. Сушук К. Г., Верховцев В. Г. Металогенія урану в фанерозої платформної частини України. *Геохімія техногенезу*. Київ, 2019. Вип. 2 (30). С. 56–69.

58. Козинська І. П. Регіональні відміни та зонування промислових ландшафтів регіону видобутку уранових руд. *Географічна наука і практика: виклики епохи*: матеріали міжнар. наук. конф. (Львів, 16–18 травня 2013 р.). Львів, 2013. С. 63–70.

59. Подземное и кучное выщелачивание урана, золота и других металлов. Т. 1: Уран / под. ред. М. И. Фазлуллина. Москва: Руда и металлы, 2005. 408 с.

60. Моніторинг природного середовища після добування урану способом підземного вилуговування: монографія / В. О. Шумлянський, М. М. Макаренко, І. Л. Колябіна та ін. Інститут фундаментальних досліджень Української наукової асоціації. Київ: Логос, 2007. 212 с.

61. Макаренко М. М., Шумлянський В. О., Суботін А. Г. Геологічні умови видобування урану способом підземного вилуговування та природне очищення забруднених підземних вод після його закінчення на Девладівському родовищі. *Наук. праці Інституту фундаментальних досліджень*. Київ: Логос, 2005. Вип. 9. С. 172–181.

62. Державне підприємство Східний гірничо-збагачувальний комбінат. URL: <http://vostgok.com.ua>.

63. Коваленко Г. Д., Дурасова Н. С. Оценка радиационной опасности хвостохранилищ Приднепровского химического завода для населения. *Ядерная и радиационная безопасность*. 2015. № 3. С. 49–53.

64. Копішинська К. О., Широкова І. С. Сучасний стан та перспективи інноваційного розвитку атомної енергетики України. *Економічний вісник Національного технічного університету КПІ*. 2019. С. 351–358.

65. Державна інспекція ядерного регулювання України. URL: <http://www.snrc.gov.ua/nuclear/uk/index>.

66. Доповідь про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні в 2018 році. URL: <http://www.snrc.gov.ua/nuclear/doccatalog/document?id=425406>.

67. Коваленко Г. Д. Радиоэкология Украины: монография. 3-е изд., перераб. и доп. Харьков: ИД «Инжек», 2013. 344 с.

68. Доповідь про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні у 2007 р. Київ: ДК ЯР України, 2008. 112 с.

69. Ляшенко В. И., Коваленко Г. Д. Охрана окружающей природной среды при добыче и переработке урановых руд в Украине. *Экология и промышленность*. 2011. № 4 (29). С. 29–35.

70. Ляшенко В. И., Коваленко Г. Д. Радиационная и социальная защита населения в регионах добычи и переработки уранового сырья в Украине. *Экология и промышленность*. 2013. № 2 (35). С. 21–28.

71. Барбашев С. В., Витько В. И., Коваленко Г. Д. Радиационный мониторинг в Украине: состояние, проблемы и пути их решения. *Укр. НИИ экол. Проблем, Укр. ядер. Об-во*. Одеса: Астропринт, 2011. 76 с.

72. Патон Б. Е., Бакай О. С., Бар'яхтар В. Г., Неклюдов І. М. Про стратегію розвитку ядерної енергетики в Україні. Харків: НТЦ ХФТІ, 2008. 61 с.

73. Ядерная энергетика. Обращение с отработанным ядерным топливом и радиоактивными отходами / Под ред. акад. И.М.Неклюдова. Киев: Наук. думка, 2006. 253 с.

74. Білодід В. Д. Визначення ефективності вироблення електричної енергії атомними електростанціями за методологією повних енергетичних витрат. Частина 1. Витрати енергії на будівництво. *Проблеми загальної енергетики*. 2018. № 2(53). С. 36–44.

75. Дорогань С. Б. Гігієнічні та санітарно-просвітницькі основи профілактики радіотривожності населення регіонів з підприємствами ядерно-енергетичного комплексу. дис. ... канд. мед. наук: / 14.02.01 ДЗ «Дніпровська Медична Академія. Дніпро, 2016. 204 с.

76. Уран в Україні та за її межами: реалії та перспективи. За матеріалами ДНТЦ ЯРБ. URL: <https://www.uatom.org/uranovi-obyekty>.

77. Галкин Н. П., Пономарев Л. А., Шишков Ю. Д. Исследование процессов разделения гексафторидов урана и плутония. *Радиохимия*. 1990. Вып. 5. 754 с.

78. Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку: Закон України від від 08.02.1995 №39/95-ВР. Київ: Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1995. 81 ст.

79. Норми радіаційної безпеки України НРБУ-97 (ДГН 6.6.1.-6.5.001-98). Затверджено постановою Головного державного санітарного лікаря України від 01.12.1997 № 62.

80. Норми радіаційної безпеки України. Доповнення: радіаційний захист від джерел потенційного опромінення НРБУ-97/Д-2000 (ДГН 6.6.1.-6.5.061-2000). Затверджено постановою Головного державного санітарного лікаря України від 12.07.2000 № 116.

81. Про поводження з радіоактивними відходами: Закон України від 30.06.1995 № 255/95-ВР. Київ: *Відомості Верховної Ради України (ВВР)*, 1995. № 27, ст.198.

82. Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами: Закон України від 17.09. 2008. *Відомості Верховної Ради України (ВВР)*, 2009. № 5, ст.8.

83. Державна цільова екологічна програма першочергових заходів приведення у безпечний стан об'єктів і майданчика колишнього уранового виробництва виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» на 2019–2023 роки. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/756-2019-%D0%BF#Text>.

84. Радиоактивные отходы Украины / за ред. Е. В. Собонович. Киев: Издательский центр «ДрУк», 2003. 400 с.

85. Про статус режимної території промислового майданчика колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод» та прилеглих до нього територій: проект Закону України від 29.05.2014 № 4963 (Одержаний ВР України). URL: <https://ips.ligazakon.net/document/JG3TV00A?an=100>.

85. Бойцов А. В. Мировая урановая промышленность: состояние, перспективы развития, вызовы времени. *Актуальные проблемы урановой промышленности*: сб. трудов VIII Междунар. науч.-практ. конф. (Астана, 3–5 авг. 2017 г.). Астана, Республика Казахстан, 2017. С. 14–21.

86. Собонович Э. В. Современные методы ядерной геохронологии. *Институт геохімії навколишнього середовища*: зб. наук. пр. 2013. Вип. 22. С. 79–101.

87. Кошик Ю. И., Кривчиков В. А., Худошина Н А. Завод по производству ядерного топлива. Проект. Том 8. Оценка воздействия на окружающую среду. Желтые Воды: ГП «УкрНИПИИпромтехнологии», 2013. 273 с.

88. Ляшенко В. И. О новом способе образования отрезных щелей при камерной системе разработки с твердеющей закладкой. *Горный журнал*. 1984. № 12. С. 35–37.

89. Ляшенко В. И., Голик В. И. Совершенствование техники и технологии на горных предприятиях сырьевой базы атомной энергетики СНГ. *Цветная металлургия*. 1994. № 7. С. 1–12.

90. Ляшенко В. И., Коваленко В. Н., Голик В. И., Габараев. Бесцементная закладка на горных предприятиях. *ЦНИИцветмет экономики и информации*. 1992. 95 с.

91. Мосинец В. Н., Авдеев О. К., Мельниченко В. М. Безотходная технология добычи радиоактивных руд. Москва: Энергоатомиздат, 1987. 240 с.

92. Сорока Ю. Н., Рец Ю.Н., Руденко С.А., Подрезов А.А. О необходимости учета опасности действия ионизирующего излучения при работе предприятий горной и металлургической отраслей. *Геотехническая механика: Межвед. сб. научн. трудов*. 2016. №130. С. 231–239.

93. Mayer K. and Wallenius M. Institute for Transuranium Elements (ITU) Karlsruhe, Germany at STCU Nuclear Forensics experts' workshop. Tbilisi, Georgia. 08–09. June. 2009.

94. Lawrence Livermore National Laboratory. Identifying the source of stolen nuclear materials. – S&TR January/February 2007. 7 p.

95. Michael J. Kristo, Amy M. Gaffney, Naomi Marks, Kim Knight, William S. Cassata, and Ian D. Hutcheon. Nuclear Forensics Science: Analysis of nuclear material out of regulatory control. URL:

<https://www.annualreviews.org/doi/pdf/10.1146/annurev-earth-060115-012309>.

96. Dudar T. V., Buhera M. A., Lysychenko G. V., Englebrecht A. Uranium Deposits Database for the purpose of Nuclear Forensics in Ukraine. *Proceedings of the National Aviation University*. 4'2014. P. 140–145.

97. Дудар Т. В., Бугера М. А., Лисиченко Г. В. Уранові руди як джерело потенційної небезпеки в разі несанкціонованого обігу радіоактивних матеріалів. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2014. № 4. С. 51–54.



98. Incident and trafficking database ITDB. IAEA data base. Fact Sheets. URL: <https://www.iaea.org/resources/databases/itdb>

99. ITDB. IAEA data base. 2020 Fact Sheet. Fact Sheet 2020. URL: <https://www.iaea.org/sites/default/files/20/02/itdb-factsheet-2020.pdf>.

100. Accelerating the Science. What's the Difference Between a Dirty Bomb and a Nuclear Bomb? URL: <https://www.thermofisher.com/blog/identifying-threats/whats-the-difference-between-a-dirty-bomb-and-a-nuclear-bomb/>.

101. Европейская правда. «Грязная бомба» как оружие террористов: реальна ли ядерная угроза в Европе? Ю. Онищенко. 11 березня, 2016. URL: <https://www.eurointegration.com.ua/rus/articles/2016/03/11/7046071/>

102. Foreign Affairs. The dirty bombs threat: too dangerous to do nothing. Pamela S. Falk. April 4, 2017. <https://www.foreignaffairs.com/articles/2017-04-04/dirty-bomb-threat>

103. Selecting Representative Samples of Uranium Ore and Ore-Concentrates from Ukraine Deposits and their Integrated Investigation: Project P46 Final Report USTC. Manager G. Lysychenko. Kyiv, 2012. 98 p.

104. Uranium ores of Ukraine for the purpose of nuclear forensics / Dudar T. V., Kramar O. O. Lysychenko G. V. Knight K., Englebrecht A. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. ст. VIII міжнар. наук.-практ. конф. (Алушта, 10–14 вересня, 2012 р.)*. Харків, 2012. Т. 1. С. 129–132.

105. Кретинин А. А., Авдеев О. К., Бернадина Л. И. и др. Хранилища радиоактивных отходов в Украине: монография. Киев: Форест-А, 2008. 320 с.

106. Ляшенко В. И., Андреев Б. Н., Куча П. М. Инновационные технологии подземной разработки сложноструктурных месторождений. *Известия Вузов. Горный журнал*. 2015. № 7. С. 9–18.

107. Карамушка В.П., Камнев Е.Н., Кузин Р.З. Рекультивация объектов добычи и переработки урановых руд. Москва: Издательство «Горная книга», 2014. 183 с.

108. Проєкт Державної цільової екологічної програми «Зняття з експлуатації уранових об'єктів на 2020–2024 роки». URL: [http://mpe.kmu.gov.ua/minugol/control/publish/article?art\\_id=245381311](http://mpe.kmu.gov.ua/minugol/control/publish/article?art_id=245381311).

109. Waggitt P., Fawcett M. Small scale uranium mine remediation in northern Australia. In: Merkel B.J., Hasche-Berger A. (eds) Uranium, Mining and Hydrogeology. Springer, Berlin, Heidelberg. 2008. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-87746-2\\_30](https://doi.org/10.1007/978-3-540-87746-2_30).

110. Chareyron, B. Impact of the Kayelekera uranium mine, Malawi. EJOLT Report No. 21, 2015. 77 p.

111. Ядерне законодавство України: збірник нормативно-правових актів/ за ред. акад. Ю. С.Шамшученка. Том 1. Вид. 2-ге перероб. та допов. Київ: Видавничий Дім «Ін Юре». 1999. 648 с.

112. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2014. P. 471.

113. ICRP Publication 103. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Elsvier*. Volume 37. Nos. 2–4. 2007. 330 p.

114. Safety assessment for facilities and activities. IAEA, 2016. URL: <https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1714web-7976998.pdf>.

115. Safety requirements from the IAEA: series documentation on Safety. URL: <https://www.iaea.org/resources/safety-standards/search>.

116. Про створення Державного реєстру джерел іонізуючого випромінювання: Постанова КМ України від 4 серпня 1997 р. № 847. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=847%2D97%2D%EF#Text>.

117. Деякі питання державного регулювання діяльності з використання джерел іонізуючого випромінювання Постанова КМ України від 16 листопада 2000 р. № 847. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=1718-2000-%D0%BF#Text>.

118. Кодекс України «Про надра»: Постанова ВР № 133/94-ВР від 27.07.94, ВВР, 1994, № 36, ст. 341. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/132/94-%D0%B2%D1%80#Text>.

119. Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами: Закон України від 17 вересня 2008 року N 516-VI. Київ: Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2009, № 5, ст. 8.

120. Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання: Закон України від 14 січня 1998 року N 15/98-ВР. Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1998. № 22, ст. 115.

121. Про Основні напрями державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки: Постанова Верховної Ради України від 05.03.1998 № 188/98-ВР. Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1998. № 38–39, ст. 248.

122. Про затвердження Порядку проведення державної інвентаризації радіоактивних відходів (НП 306.5.04/2.059-2002): Наказ Державного комітету ядерного регулювання України від 11 лютого 2003 року N 27. URL: [http://search.ligazakon.ua/l\\_doc2.nsf/link1/REG7481.html](http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/REG7481.html).

123. Про схвалення Енергетичної стратегії України на період до 2035 року «Безпека, енергоефективність, конкурентоспроможність»: Розпорядження КМУ від від 18 серпня 2017 р. № 605-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/605-2017-%D1%80#Text..>

## РОЗДІЛ 2

### МЕТОДОЛОГІЯ ПРОВЕДЕННЯ ДИСЕРТАЦІЙНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 2.1. Обґрунтування методології досліджень

Під методологією досліджень у загальному визначенні ми розуміємо принципи побудови, методи, форми організації та способи наукового пізнання. Особливості методологічного підходу при дослідженні екологічної безпеки територій взагалі, включаючи техногенно навантажені території, методологічно ми використовуємо комплексний підхід, який включає *екосистемний аналіз природно-територіального комплексу*, що досліджується, та *створення дистанційної основи* на всю територію у різних масштабах з відповідною просторовою розрізненістю на місцевості.

Методологія проведення дисертаційних досліджень схематично представлена на рис. 2.1.

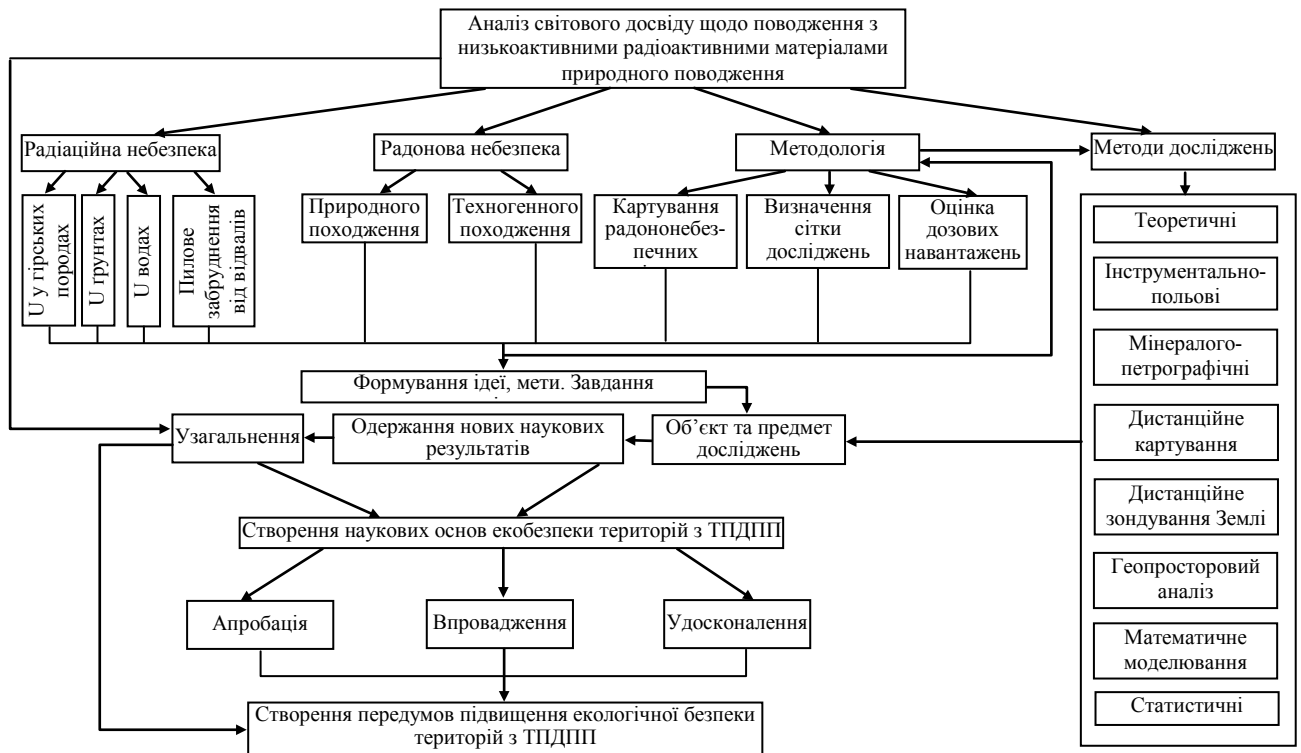


Рис. 2.1. Методологія проведення досліджень

*Дистанційна основа* – це оброблені й систематизовані вихідні матеріали дистанційного зондування в цифровій й аналоговій формах. Метою дистанційної основи є підвищення якості та інформативності карт, які створюються в процесі досліджень. Дистанційна цифрова основа є базою ГІС-проєкту території.

Для отримання обґрунтованих прогнозів стану довкілля потрібен великий обсяг традиційних інженерно-геологічних, геофізичних, гіохімічних тощо польових і камеральних досліджень, які є трудомісткими та вартісними з одного боку. З іншого – задачі об'єктивного оцінювання стану компонентів довкілля та екологічної безпеки територій потребують оброблення великої кількості інформації і просторового аналізу ситуації. Отже, це той випадок, коли потрібно залучати комплексні методи дистанційного зондування Землі (ДЗЗ), геопросторового аналізу, оброблення даних в програмі QGIS тощо. Залучення дистанційних методів до вивчення трансформації довкілля та вирішення низки екологічних завдань широко відображено в навчальних матеріалах та планах підготовки фахівців відповідних напрямів [1–3]. Дистанційні методи надають базову інформацію для дослідження природних і антропогенних геосистем. Дані, отримані за допомогою дистанційних методів, є просторовою основою інженерно-екологічних досліджень і наповнюють їх різноманітною тематичною інформацією.

Класичне визначення методів дистанційного зондування полягає у тому, що сюди відносяться методи вивчення об'єктів Земної поверхні без прямого контакту з атмосфери або з космосу. У нашому випадку аерокосмічна інформація відіграє важливу роль при дослідженнях розломно-блокової тектоніки УЩ, геодинамічних реконструкціях, дослідженні стану та зміни верхньої частини літосфери в умовах високого рівня природної радіоактивності та техногенного впливу урановидобувної і переробної промисловостей.

Інформацію про геологічне середовище Землі, у процесі дистанційного зондування, отримують за допомогою електромагнітної енергії. Фізичні параметри її залежать від структурних та геофізичних характеристик

геологічних об'єктів та їх просторового розподілу, що дає змогу вивчати їх за непрямими ознаками. Вимірювання електромагнітної енергії, яку відбивають або випромінюють досліджувані геологічні тіла, проводяться спеціальними приладами і системами, якими обладнуються літаки та космічні апарати [4].

З появою матеріалів аерокосмічних зйомок дослідники дістали потужне джерело інформації про будову земної кори. Як показали результати дешифрування матеріалів дистанційних зйомок, вона якісно відрізняється за своїм змістом від даних, отриманих наземними методами. Встановлено, що дані дистанційних зйомок вміщують таку інформацію, яка раніше не виявлялася іншими методами та не враховувалася при традиційних наземних геологічних дослідженнях.

Земну поверхню, як геологічну категорію, з позицій дистанційного зондування Землі необхідно розглядати як накладення структур різного віку, що послідовно формувалися в межах літосфери під дією ендегенних та екзогенних процесів. Аерокосмознімки відображають інтегральну картину ділянки земної поверхні з усією сукупністю форм та елементів ландшафту, ґрунтовим та рослинним покривом, гідрографічним станом, який склався і діє на момент знімання, відображаючи результат взаємодії ендегенних та екзогенних факторів [5; 6].

У даній роботі основними матеріалами для дослідження і картографування екологічних змін території та небезпечних проявів є дані багаторічних геологічних розвідувальних зйомок у поєднанні із матеріалами космічних зйомок. Дистанційні зйомки з сучасних космічних носіїв є надзвичайно затребуваними в інформаційному забезпеченні досліджень територій завдяки забезпеченню широких меж просторової розрізненості, значної кількості (десятки і сотні) спектральних каналів різного спектрального розрізнення, оперативності отримання візуальної інформації (до майже реального часу), високої геометричної якості зображень. Важливим в галузі дистанційного зондування є доступність до ринку космічної інформації, особливо безкоштовних програм.

Різноманітність апаратурних космічних комплексів, видів зйомок у поєднанні із сучасними комп'ютерними технологіями обробки дистанційних зображень вимагає відповідно створення нових методологічних підходів стосовно дослідження екологічної безпеки територій.

## **2.2. Методи вирішення завдань досліджень**

Для екосистемного аналізу природно-територіальних комплексів центральної частини УЩ застосовувались теоретичні методи – аналіз і узагальнення закономірностей утворення і локалізації родовищ залізисто-уранової та інших формацій; геології і металогенії урану; природної радіоактивності компонентів довкілля; мінералогії і петрографії уранових руд та рудовмісних порід; радіоактивні елементи земної кори та гідросфери тощо. Теоретичні дослідження доповнювались польовими мінералого-петрографічними дослідженнями родовищ урану України і Канади з використанням вивчення шліфів та аншліфів оптичними методами. Визначення екологічного стану території неможливе без глибокого розуміння природних процесів, притаманних даній території дослідження, та джерел підвищення радіаційного фону території і впливу на компоненти довкілля внаслідок функціонування урановидобувних і переробних підприємств, тобто аналізу екобезпеки природних і антропогенних геосистем [7].

Розрізненість дистанційних матеріалів, які використовуються в процесі створення дистанційної основи, залежить від територіального рівня картографування території. В роботі виділяють три територіальних рівні (рис. 2.2):

а) регіональний (260 км × 125 км) – визначення території уранової спадщини з високим рівнем природної радіоактивності взагалі, де наявні техногенно-підсилені джерела радіації природного походження внаслідок видобування корисних копалин, що містять радіоактивні речовини, і де виявлено основні родовища, рудопрояви і численні точки мінералізації урану і торію на УЩ;

б) локальний (40 км × 25 км) – у межах регіонального рівня – визначення територій з найбільшою просторовою щільністю розломів і лінеamentів, їх

приуроченість до кільцевих структур і певних зон розломно-блокової тектоніки, де локалізовані крупні родовища і рудопрояви урану;

в) детальний («об'єктовий» 3 км × 3 км) – визначення урановидобувних і прилеглих до промислового майданчика шахт територій.

Важливим моментом екологічного дослідження територій є послідовне використання матеріалів дистанційних зйомок – від оглядових (дрібномасштабних (низької просторової розрізненості) космічних знімків до великомасштабних знімків (високого рівня розрізненості) (рис. 2.2).

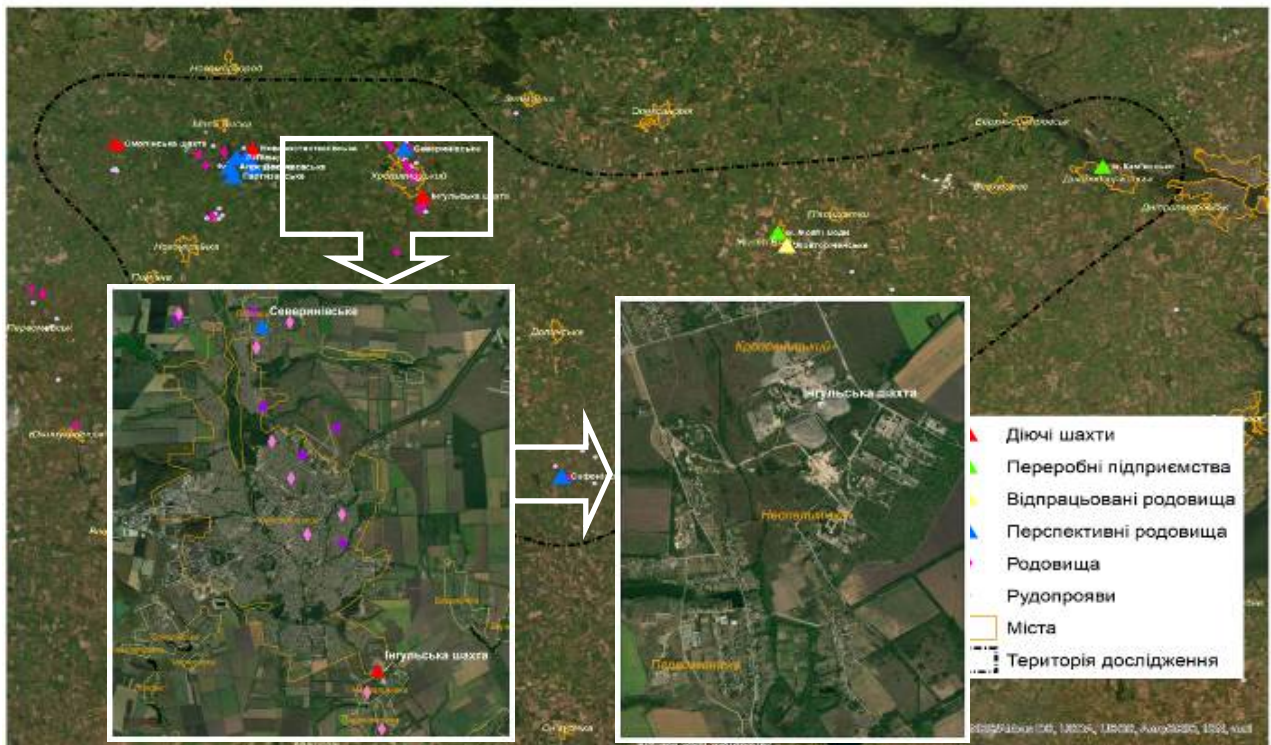


Рис. 2.2. Об'єкти уранової спадщини та природні поклади урану території уранової спадщини України на трьох територіальних рівнях: регіональному (загальний фон, територію дослідження виділено чорним штрих-пунктиром; локальному та об'єктовому – дві вкладки на загальному фоні)

Використання матеріалів дистанційної основи різних рівнів генералізації дозволяє вирішувати цілий ряд завдань, серед яких важливими є огляд фону території, на якій розташовуються об'єкти дослідження, створення простої для сприйняття, але цілісної моделі території як інформаційного поля для подальших науково-практичних узагальнень. Території промислових



майданчиків урановидобувних та прилеглих територій – це антропогенно-трансформовані території, які різко відрізняються від оточуючого фону відбивними й випромінювальними властивостями, температурою поверхні, спектрометричними характеристиками, що дозволяє оцінити характер впливу функціонування видобувного підприємства на прилеглі території.

У роботі використано *багатоспектральні космічні знімки* Landsat-5/TM, Landsat-8/OLI та Sentinel-1, 2, одержаних з геопросторового сервісу EarthExplorer, Геологічна служба США – United State Geological Service (USSG) за різні періоди спостережень з 1990 по 2019 рр. <https://earthexplorer.usgs.gov/> та <https://scihub.copernicus.eu/dhus/> [8]. Знімки оброблювались з використанням програмного забезпечення SNAP, ENVI, ArcGis.

Наступним етапом досліджень екологічної безпеки території є побудова серії тематичних карт із базами даних – наповненням ГІС. *Тематичні карти* відображають вирішення різних завдань, зокрема: дослідження розповсюдження зон просторової щільності розломів та лінеаментів на регіональному рівні; виявлення рівня радонової небезпеки на локальному рівні; на об'єктовому рівні – виявлення динаміки процесів деформування земної поверхні; дослідження даних дистанційної термометрії для виявлення довготривалих змін температури земної поверхні; дослідження ступеню деградації ґрунтово-рослинного покриву в межах 30 км навколо потенційно небезпечних об'єктів тощо.

У роботі важливу роль відіграє аналіз лінійних елементів – *лінеаментний аналіз* території уранової спадщини [9]. Лінеаментам відповідають прямолінійні структури рельєфа, гідрографічної сітки тощо, які, в свою чергу, зазвичай, пов'язують з особливостями будови земної кори – геологічними границями, розривами та сітками тріщинуватості. Лінеаментний аналіз є методом дослідження земної кори для виявлення геодинамічних характеристик території.

Лінеаменти – це лінійні аномалії рельєфу, що генетично пов'язані з розломами і зонами тріщинуватості в земній корі, активними на

неотектонічному етапі. Космічні знімки декількох рівнів генералізації дозволяють виявляти лінеamenti декількох порядків. В наших дослідженнях використовувались лінеamenti регіонального та локального порядків: регіонального – що відповідають найбільшим розломам регіону, і які були активізовані на новітньому тектонічному етапі; локального – що встановлюються на основі космічних знімків високого просторового розрізнення і відповідають окремим розломам і зонам тріщинуватості. Ми досліджували просторову щільність лінеаментів 3–4 та 5–6–7 порядків для вивлення радононебезпечних ділянок за алгоритмом, описаним у розділі 4. *Щільність лінеаментів* інтерпретується як канали міграції радону та зони розуцільнення порід, що просторово збігаються з каналами, за якими відбувається перенос енергії та речовини з нижніх горизонтів земної кори в осадовий чохол.

*Інфрачервона зйомка (ІЧ)* проводиться з метою реєстрації теплового випромінювання об'єктів із супутників в інтервалах довжин хвиль переважно 3,5–5 і 8–14 мкм. ІЧ-зондування здійснюється за допомогою скануючих систем і подальшої візуалізацією радіаційних змін у формі теплових карт. Останні відображають просторово-часове розподілення температурних контрастів земної поверхні і структурних форм літосфери.

За допомогою теплової зйомки вирішуються різні геоекологічні завдання. Відомо про зміну теплового режиму оточуючого породного масиву при видобуванні корисних копалин із збільшенням глибини видобування корисних копалин. У роботі проводився аналіз часових серій дистанційних даних задля картування довготривалих трендів та періодичних складових території дослідження. Використовувались багатоспектральні супутникові знімки природоресурсних супутників Landsat-4,5/TM, Landsat-7/ETM+, Landsat-8/OLI. Період спостережень з 1984 по 2018 рік, знімки обирались більш-менш рівномірно приблизно раз на три роки. Для розрахунку поверхневих температур використовувались дані рівня обробки Level 1T [8].

Ефективним методом моніторингу деформацій/зміщення земної поверхні і техногенних об'єктів, який також застосовується при дослідженнях динаміки земної поверхні в межах промислових майданчиків урановидобувних шахт, є *радіолокаційна інтерферометрія* [10–14].

У роботі використовувалися дані, отримані методом радіолокаційної інтерферометрії (*radar interferometry*) – SRTM та Sentinel-1.

SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) — це радарна топографічна зйомка, яка проводилась за допомогою радіолокаційної апаратури SIR-C з борту космічного корабля багаторазового використання Space Shuttle.

ASTER GDEM (*Global Digital Elevation Model*) — глобальна цифрова модель рельєфу, яку розроблено на основі супутникового стереоскопічного знімання оптикоелектронною апаратурою ASTER [6]. ASTER GDEM є безкоштовно доступною з web-сервера японського центру ERSDAC (<http://gdem.ersdac.jspacesystems.or.jp/>) та поширюється у форматі GeoTIFF з просторовою розрізненістю  $1 \times 1$  кут. с.

Супутники місії Sentinel-1 – перші з сузір'я супутників програми Copernicus, що проводиться Європейським космічним агентством. Місія стартувала запуском супутника Sentinel-1A 3 квітня 2014 року, на якому встановлений радіолокаційний прилад з синтезованою апертурою С-діапазону, що забезпечує збір даних при будь-яких погодних умовах, вдень або вночі.

Центр відкритого доступу Copernicus Open Access Hub забезпечує повний, вільний і безкоштовний доступ до всіх призначених для користувача продуктів супутників Sentinel-1, Sentinel-2 і Sentinel-3 після обов'язкової реєстрації. Ресурс (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/>) має картографічний web-інтерфейс і розвинену систему пошуку, вибору, замовлення і отримання інформаційних продуктів Copernicus.

Радарна інтерферометрія двохполяризаційних радарних знімків Sentinel-1 проводиться з використанням, головним чином, спеціалізованої програмної платформи Sentinel Application Platform (SNAP). Вона є набором виконавчих модулів та інтерфейсів прикладного програмування API (*application*

*programming interfaces*), розроблених з метою використання, перегляду і обробки різноманітних даних дистанційного зондування. Архітектура SNAP призначена для обробки і аналізу даних дистанційного зондування і забезпечує розширюваність, портативність, модульність, сторінкове управління пам'яттю і графічне середовище обробки.

Корегістрація пар радарних зображень, вибір території обробки, власне інтерферометрія і отримання цифрової моделі місцевості проводиться із застосуванням засобів спеціалізованого вбудованого набору Sentinel-1 Toolbox (S1TBX) для роботи з радарними зображеннями Sentinel-1.

Ключовим моментом цього метода є можливість проведення спостережень за динамікою рухів земної поверхні в межах важко доступних ділянок урановидобування незалежно від погодних умов. Метод супутникової радіолокаційної інтерферометрії використовує ефект інтерференції електромагнітних хвиль і заснований на математичному обробленні декількох амплітудно-фазових вимірювань тієї ж самої ділянки земної поверхні із здвигом у просторі прийомної антени радіолокаторів із синтезованою апертурою антени. Метод успішно застосовується для виявлення змінення земної поверхні в районах інтенсивної розробки корисних копалин, наприклад в районі Кривого Рогу та інших [12; 13].

З метою загальної характеристики антропогенної трансформації окресленої території уранової спадщини на регіональному рівні було опрацьовано сучасні методичні підходи до моделювання екологічних територіальних одиниць ELU (*Ecological Land Units*) та проведено картування за матеріалами дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) у форматі LCCA (*Land Cover Change Assessment*) – оцінка змінення земних покривів з використанням багатоспектральних космічних знімків.

Зміна земних покривів та деградація ґрунтово-рослинного покриву території виконувалось за даними ДЗЗ: Landsat 5/TM – 29.05.1986, Landsat 7/TM – 14.06.2001, Landsat 8/OLI – 15.06.2016 тощо за період у 30 років [15–19]. Методика застосовувалась для територій різних об'єктів ядерно-паливного циклу [20–29].

## Висновки до розділу 2

У роботі використано комплексний підхід, який включає аналіз і узагальнення світового досвіду та власних досліджень з питань довготривалого впливу на довкілля внаслідок урановидобування, аналіз даних попередніх геологовишукувальних робіт на радіоактивні елементи та даних щодо джерел природної радіації, мінералого-петрографічний аналіз визначення речовинного складу уранових руд та рудовмісних порід, методи дистанційного зондування Землі при вивченні просторових особливостей трансформації довкілля в урановидобувних регіонах; методи геопросторового аналізу для картування чинників радононебезпеки територій; метод дискримінантних функцій для визначення рівня радононебезпеки території; методи теорії ймовірностей і математичної статистики для обробки результатів вимірювань та моделювання; комп'ютерні методи оцінювання дозових навантажень та радіаційних ризиків.

Обґрунтовано методи використання дистанційних даних для просторової оцінки екологічної безпеки території; методи застосування аналізу часових серій дистанційних даних задля картування довготривалих трендів та періодичних складових території дослідження; методи застосування геопросторового аналізу та математичного моделювання для визначення радононебезпеки територій.

Визначено використання мінералого-петрографічних та спектрометричних досліджень для обґрунтування речовинного та хімічного складу породних відвалів та їх пиловатої фракції для дослідження пилового забруднення та оцінки дозових навантажень від породних відвалів.

Наведені методики математичного моделювання на основі лінійних дискримінантних функцій та комп'ютерні методи оцінювання дозових навантажень та радіаційних ризиків.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Дядін Д. В., Хандогіна О. В. Конспект лекцій з навчальної дисципліни «Геопросторовий аналіз екологічної безпеки» (для студентів денної форм навчання спеціальності 183 – Технології захисту навколишнього середовища). Харків: ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2017. 24 с.
2. Бурштинська Х. В., Станкевич С. А. Аерокосмічні знімальні системи: підручник. Львів: Видавництво Львівської політехніки, 2013. 316 с.
3. Мичак А. Г. Аерокосмічні дослідження геологічного середовища: наук.-метод. посіб. / А. Г. Мичак, В. Є. Філіпович, Л. В. Приходько та ін. Держ. геол. служба України, Півн. держ. регіон. геол. п-во Північгеологія, НАН України, Ін-т геол. наук. Київ, 2010. 246 с.
4. Аэрокосмические методы в геоэкологии / под. ред. В. И. Лялко. К.: Наук. думка, 1992. 205 с.
5. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research / Roy D. P., Wulder M. A., Loveland T. R., Woodcock C. E., Allen R. G., Anderson M. C., Scambos T. A. Remote Sens. Environ. Brazil, 2014. № 145. P. 154–172.
6. Некос А. Н. Дистанційні методи досліджень в екології: навч. посібник. ХНУ імені В. Н. Каразіна. Харків, 2007. 372 с.
7. Приходько М. М. Екобезпека природних і антропогенних геосистем: проблеми, цілі, пріоритети. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: географія*. Тернопіль: СМП «Тайп», 2010. № 1. Вип. 27. С. 219–225.
8. A survival guide to Landsat preprocessing / N. E. Young, R. S. Anderson, S. M. Chignell, A. G. Vorster, R. Lawrence, P. H. Evangelista. *Ecology*, 2017. Vol. 98. No. 4. P. 920–932.
9. Тітаренко О. В., Дудар Т. В., Романенко Є. В. Оценка техногенной нагрузки на геологическую среду с использованием линеаментного анализа и космических съемок. *Экология и промышленность*. 2017. № 2. С. 52–57.

10. Land subsidence monitoring with differential SAR interferometry / Strozzi T., Wegmüller U., Tosi L., Bitelli G., & Spreckels V. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing (PE&RS)*, 2001. 67(11). 1261–1270.

11. Pieraccini M. and Miccinesi L. Ground-Based Radar Interferometry: A Bibliographic Review. *Remote sensing*. 2019. 11. 1029.

12. Urban Area Geodynamic Risk Mapping Using Long-Term Time Series of Sentinel-1 Satellite Radar Interferometry / S. A. Stankevich, O. V. Titarenko, V. Ye. Fillipovich, T. V. Dudar, M. O. Svideniuk. *Information & Security*. ISIJ International 40. December 2018. (no. 1). P. 39–50. DOI: 10.11610/isij.4003.

13. Land Surface Displacement Study for Kryvyi Rih Mining Area using Radar Interferometry Time Series Analysis / S. Stankevich, I. Piestova, O. Titarenko, V. Filipovich, T. Dudar, M. Svideniuk. European Association of Geoscientists & Engineers. *Conference Proceedings, Monitoring 2019*, Nov 2019. Volume 2019. P. 1– 6. DOI: 10.3997/2214-4609.201903199 .

14. Дудар Т. В., Свіденюк М. О., Щербей В. Я. Використання топографічних даних та радіолокаційної зйомки для оцінки стану зсувонебезпечних ділянок. *Екологічна безпека та природокористування*: зб. наук. праць. 2017. Вип. 23. С. 28–35.

15. Stankevich S. A., Dudar T. V., Loik I. V., Neizmailova N. S. Belligerent Landscape Change Analysis using Remote Mapping of Vegetation Cover. *Global Geospatial Information and High Resolution Global Land Cover/Land Use Mapping*. Proceedings of the ISPRS WG IV/2 Workshop. Novosibirsk, 2015. P. 64–71

16. Stankevich S. A., Dudar T. V., Titarenko O. V., Pestova I. O., Neizmailova N. S. Warfare induced vegetation cover change mapping in east Ukraine using multi temporal satellite imagery. *Global Geospatial Information and High Resolution Global Land Cover/Land Use Mapping*. Proceedings of the ISPRS WG IV/2 Workshop. Novosibirsk, 2016. SSUGT. P. 62–69.

17. Stankevich S. A., Kharitonov M. M., Dudar T.V, Kozlova A. O. Risk Assessment of Land Degradation Using Satellite Imagery and Geospatial Modelling

in Ukraine. *Land degradation and desertification – a global crisis IntechOpen*. 2016. P. 53–77. DOI: 10.5772/62403.

18. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Лоїк І. В. Оцінка еколого-економічного збитку, спричиненого деградацією земель Калуського району Івано-Франківської області. *Сталий розвиток національного господарства: еколого-економічна концепція*: кол. моногр. / за ред. О. І. Маслак, Кременчук: Видавець ПП О. В. Щербатих, 2014. С. 204–225.

19. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Свіденюк М. О. Дослідження динаміки деградації земель у зоні спостереження ПУЕК дистанційними методами. *Комплексний геоекологічний моніторинг зони впливу Ташилицької гідроакумлюючої електростанції та Олександрівського водосховища 1998–2016 рр.*: моногр. / за ред. Г. В. Лисиченка. Київ, Наук. думка, 2017. С. 287–291.

20. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Лисиченко Г. В. Дистанційне оцінювання ризику деградації родючих чорноземів в районі Південноукраїнської атомної електростанції. *XIV Українська конференція з космічних досліджень: тези доповідей*. (Ужгород, 8–12 вересня, 2014 р.). Ужгород: ІЕФ НАН України, 2014. С. 164.

21. Станкевич С. А., Лисиченко Г. В., Дудар Т. В. Remote Assessment of Chernozem Soils Degradation in the Vicinity of Nuclear Industry Facilities: South-Ukrainian Power-Generation Area Case Study. *Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і вирішення*: зб. праць та повідомлень. (Київ, 19–22 травня, 2015 р.). Київ, 2015. С. 44–45.

22. Станкевич С. А., Дудар Т. В., Матвєєва О. Л., Ковтун Р. О. Методика картування змін антропогенно навантажених ландшафтів з використанням космічних знімків та геоінформаційних технологій. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи*: матеріали II міжнар. наук.-практ. конф. (Львів, 4–6 листопада, 2016 р.). Львів, 2016. С. 151–152.



23. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Пестова І. О. Land degradation case study within uranium mining areas. *Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і вирішення: зб. праць та повідомлень*. (Київ, 17–20 травня, 2016 р.). Київ, 2016. С. 63.

24. Dudar T. V., Stankevich S. A. Geocological environment capacity assessment in the vicinity of nuclear fuel cycle facilities. *XVI Українська конференція з космічних досліджень: тези доповідей*. (Одеса, 22–26 серпня, 2016 р.). Одеса, 2016. Р. 165–166.

25. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Свіденюк М. О., Щербаченко В. А. Оцінка стану ґрунтового-рослинного покриву в зоні довготривалого впливу Південноукраїнської АЕС. *«Екогеофорум-2017»: Актуальні проблеми та інновації: матеріали міжнар. наук.-практ. конф.* (Івано-Франківськ, 22–25 березня, 2017 р.). Івано-Франківськ, 2017. С. 276–277.

27. Dudar T. V. Steppe Landscape Changes Remote Assessment within Nuclear Facilities in Ukraine. *Ecology, environmental protection and balanced environmental management: education – science – production – 2017: abstracts of XX International scientific conference dedicated to the 10th anniversary of the School of Ecology*. (Kharkiv, April 19–22, 2017). Kharkiv, 2017. P. 89–90.

28. Dudar T. V., Stankevich S. A., Svideniuk M. O., Karmanska A.P. Landscape changes in the vicinity of Khmel'nitska nuclear power plant by remote sensing data analysis. *VI Всеукр. з'їзд екологів з міжнар. участю (Екологія/Ecology-2017): зб. наук. ст.* (Вінниця, 20–22 вересня, 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 23.

29. Dudar T. V., Titarenko O. V., Orlenko T. A. Geoinformation technologies as a tool for territories environmental changes assessment. *Сучасні тенденції розвитку інформаційних систем і телекомунікаційних технологій.*: наук. праці II міжн. наук.-практ. конф. (Київ-Краків, 19 грудня 2019 р.). Київ: НУХТ, 2019. С. 20–23.

### РОЗДІЛ 3

## ОБҐРУНТУВАННЯ КРИТЕРІЇВ ВИЗНАЧЕННЯ ТЕРИТОРІЙ УРАНОВОЇ СПАДЩИНИ (*POST-URANIUM LEGACY SITES*) В УКРАЇНІ ЗА ОЗНАКАМИ ПОТЕНЦІЙНО НЕБЕЗПЕЧНИХ ОБ'ЄКТІВ

### 3.1. Концепція «уранової спадщини»

#### 3.1.1. *Визначення спадщини радіоактивно забруднених територій*

У середині 70-х років минулого століття урановидобувна промисловість розвивалась швидкими темпами відповідно до вимог атомної енергетики у всьому світі. Але екологічне законодавство було не розвинене, і питання збереження довкілля в кращому випадку розглядалися як другорядні. У результаті існуючі на той час території урановидобування розширювались і з'являлись нові ділянки, які згодом почали перетворюватись на території уранової спадщини.

Зростання екологічної свідомості у світі у 90-ті роки минулого століття призвело до виведення з експлуатації та закриття об'єктів гірничовидобувної галузі у розвинених країнах, включаючи і уранові шахти. Тоді ж з'явилися перші дві великі програми по рекультивациі територій уранової спадщини, очолювані Міністерством енергетики США (DOE) і Федеральним міністерством економіки Німеччини (BMWi). Перша зустріч експертів обох країн відбулася у 1993 році в США. Невдовзі до них приєдналися представники інших урановидобувних країн і було створено групу експертів щодо обміну досвідом з питань ремедіації територій видобутку урану – Uranium Mining Remediation Exchange Group (UMREG) – на підставі якої згодом було утворено міжнародну мережу обміну інформацією та неформальної експертної оцінки проектів рекультивациі територій уранової спадщини в різних країнах.

На світовому рівні концепція «radiation legacy sites» – спадщини радіоактивно забруднених територій отримала подальшого розвитку, зокрема на міжнародній зустрічі у Норвегії, 2017 [1].

Визначень «radiation legacy sites» та/або «uranium legacy sites» існує багато, проте два моменти є ключовими: це території, де рівень радіоактивності перевищує фоновий з одного боку, і роботи по їх відновленню не завершені або не проводились взагалі. Це території, радіоактивно забруднені внаслідок антропогенної діяльності в минулому – «affected by past practices», які потребують проведення моніторингу з подальшою рекультивацією земель в разі віднесення її до категорії «спадщини» (МАГАТЕ, 2016) [2].

### ***3.1.2. Уранова спадщина Європи***

У підрозділі 1.2 у контексті екологічної обстановки навколо урановидобувних та прилеглих територій світу вже зазначалось про видобування урану у Європейських країнах у минулому столітті. Оскільки видобування урану у Європейських країнах контролювалось здебільшого Радянським Союзом, то уранові руди транспортувались на переробку до республік Середньої Азії, і питання екологічної безпеки не стояли на порядку денному, як теж зазначалось у розділі 1.2.

У цьому розділі ми зупинемось на урановій спадщині центральної Європи, де також залишено у спадщину радіоактивно забруднені території внаслідок вилучення шахтним та відкритим/кар'єрним способами, або методом підземного свердловинного вилуговування (ПСВ) та перероблення уранової сировини. Наразі такі території потрапляють у сферу дії Європейських стандартів безпеки (BSS – Директива ЄС 59/2013) як радіаційно небезпечні території, які потребують певних заходів щодо можливих шляхів їх екологічної рекультивації і тому контролюються на рівні екологічного законодавства ЄС. Це стосується дванадцяти країн Європи (не включаючи східних країн бувшого СРСР), де такі території існують та чекають на свій час, або повністю чи частково рекультивовані: Болгарії, Естонії, Іспанії, Німеччини, Польщі, Португалії, Румунії, Словенії, Угорщини, Франції, Чеської Республіки та Швеції [3–7].

У перелічених країнах питання уранової спадщини вирішуються по-різному – залежно, зокрема, від екологічних стандартів, прийнятих у кожній з них. Проте завдяки зусиллям громадськості такі території скрізь розглядаються та вирішуються з точки зору як радіологічної так і загальної небезпеки для здоров'я населення та відновлення довкілля.

Відомо, що після другої світової війни у центральній Європі (*Чехословаччині та Східній Німеччині*, а трохи пізніше – у *Польщі*) розроблялись родовища урану для виготовлення ядерної зброї, а згодом – для потреб ядерної енергетики [6; 7]. Весь видобуток контролювався Радянським Союзом, якому належало 50 % прибутку.

Більшість відомих уранових родовищ чеської частини *Богемського масиву* було видобуто або закрито до 1993 року. Видобування ще на двох родовищах Страж (до 1996) і Рожна (до 2017) ще деякий час тривало. Після закінчення видобутку урану способом підземного вилуговування сеноманські води в околицях родовища Страж містили радіонукліди внаслідок тривалого контакту води з урановими мінералами, що виключало її водогосподарське використання. Під час вилучення урану до сеноманського колектору було нагнічено більш як 4 000 000 т сірчаної кислоти і близько 100 000 т аміаку. У даний час проходить санація геологічного середовища після видобутку урану. Санація полягає у відкачуванні залишкових технологічних розчинів з-під землі, видаленні сполук урану і подальшій обробці води. За модельним розрахунками очікується, що санація буде тривати до 2040 р.

Що стосується рудного поля Рожна-Ольши, то порівняно з іншими родовищами рудні тіла тут невеликі, але містять відносно високоякісні руди середнього класу 0,8 % U та до 20 % U. Загальний видобуток урану у цьому рудному районі склав 25,142 т U із середнім вмістом 0,24 % U.

У 2012 році під час підготовки нової Державної енергетичної концепції Чеської Республіки було проведено технічну та економічну переоцінку запасів уранових ресурсів. Загальна кількість визначених умовних ресурсів у 2013 р. становила 119 256 т U. Родовища урану знаходяться у крейдовому басейні

північної Богемії. Ці ресурси наразі знаходяться під заборонаю використання задля збереження джерел підземних вод. Так само заборонено розроблення нових родовищ урану у Словаччині, де нещодавно було оцінено дві ураноносні області – 15 830 т U (поблизу Кошице) та 3 488 т U (Нововеська Гута). Причини – екологічні рухи задля збереження довкілля.

Загальний обсяг виробництва урану в *Східній Німеччині* в 1946–1990 роках становив 219,517 т U, що історично робило її третім найбільшим виробником за США та Канадою. Видобуток урану та переробка уранових руд на двох переробних заводах було припинено в 1989 році. Виведення з експлуатації уранових шахт і виробничих потужностей розпочалося в 1990 році. У період з 1991 по 2012 рік вилучення урану з очищення шахтної води та відновлення довкілля склав 2540 т U з 1992 р. Після закриття всіх уранових родовищ у 1990 р. з 1991 по теперішній час проводяться різномасштабні заходи з ре медіації територій, забруднених ураном та продуктами його розпаду. Про найвідоміший досвід *Східної Німеччини* щодо рекультивації бувших уранових рудників описано у підрозділу 1.2.2.

Розвідка та експлуатація родовищ уранової руди у *Польщі* розпочалась у 1948 р. відкриттям жильних уранових родовищ у Карконоско-Ізерському блоці Богемського масиву . Для переробки уранових руд у тому самому році було створено промисловий завод у Ковари (Нижня Сілезія). За період 1948 та 1967 рр. було видобуто приблизно 650 т урану, а всі уранові руди були вивезені з Польщі до Радянського Союзу.

У 1956 р. проводились геологорозвідувальні роботи геологічною службою у районах верхньосілезького вугільного басейну. Під час цих розвідувальних робіт виявлено невеликі залягання мінералізації урану у відкладах нижнього ордовіку та тріасу. У травні 2012 року було надано ліцензію на видобування урану в районі Радонюв Нижньосілезького воєводства. На сьогодні проводяться дослідницькі проекти, спрямовані на оцінку можливості отримання урану з вітчизняних низькосортних уранових руд та відходів гірських порід, що залишилися під час геологічних робіт з

видобутку урану (Ковари, Нижньосілезьке воєводство). Особлива увага приділяється використанню біологічного вилуговування.

Перша розвідка уранових руд в *Угорщині* розпочалася в 1952 р. за участю Радянського Союзу. Під час повітряної та поверхневої радіометрії у західній частині гірського пасма Мечек було знайдено уранове родовище у 1954 р. У 1956 році спільне радянсько-угорське підприємство з видобутку урану було закрито, а виробництво урану стало виключною відповідальністю угорської держави. Уран на родовищі Мечек видобувався з 1956 по 1997 рік.

Загальний видобуток урану з родовища Мечек становить близько 21 000 т. Товщина рудоносних пісковиків коливається від 15 до 90 м. Рудні мінерали представлені уранінітом, кофінітом, піритом і марказитом.

Із 2006 року дозволів на розвідку уранових родовищ було надано і лише проєкт родовища Мечек виявився актуальним, де нова модель видобування урану була розроблена. Після переоцінки ресурсів було затверджено 17 946 т U для видобування способом підземного вилуговування. Масштабні заходи рекультивациї території проводились в районі родовища Мечек з 1998 по 2008 рр.

У *Португалії* відбувалося видобування урану та радію з родовищ жильного типу, складених вторинними мінералами. Переробні підприємства розташовувались безпосередньо біля шахт. Після закриття останньої шахти у 2001 році почалися роботи з оцінки впливу уранових шахт на довкілля за ініціативи громадськості. Екологічні дослідження дозволили ідентифікувати межі впливу старих уранових шахт, де було зафіксовано забруднення компонентів довкілля, радононебезпечні ділянки, та ділянки накопичення відходів, де можливо надходження радіонуклідів через пилове забруднення приземних шарів атмосфери [Carvalho F. P., 3]. Цими ж дослідженнями встановлено високі концентрації радону в житлових та інших будівлях в районах, що характеризуються підвищеним рівнем природної радіації, і де відбувалось видобування та перероблення уранової сировини в гранітних породах [Carvalho F. P., 4].

### 3.2. Характеристика геологічної основи та природних джерел іонізуючого випромінювання території уранової спадщини України як території з високим рівнем природної радіоактивності

На території України знаходиться одна з найбільших у світі урановорудних провінцій. На карті природної радіації України – це центральна зона Українського щита (УЩ), де зосереджені найбільша кількість відомих родовищ урану, числені аномалії урану і торію в кристалічних породах, аномальні концентрації урану (до  $9 \cdot 10^{-2}$  г/л) в підземних і радону (до 37 000 Бк/м<sup>3</sup>) в ґрунтових водах [8] (рис. 3.1).

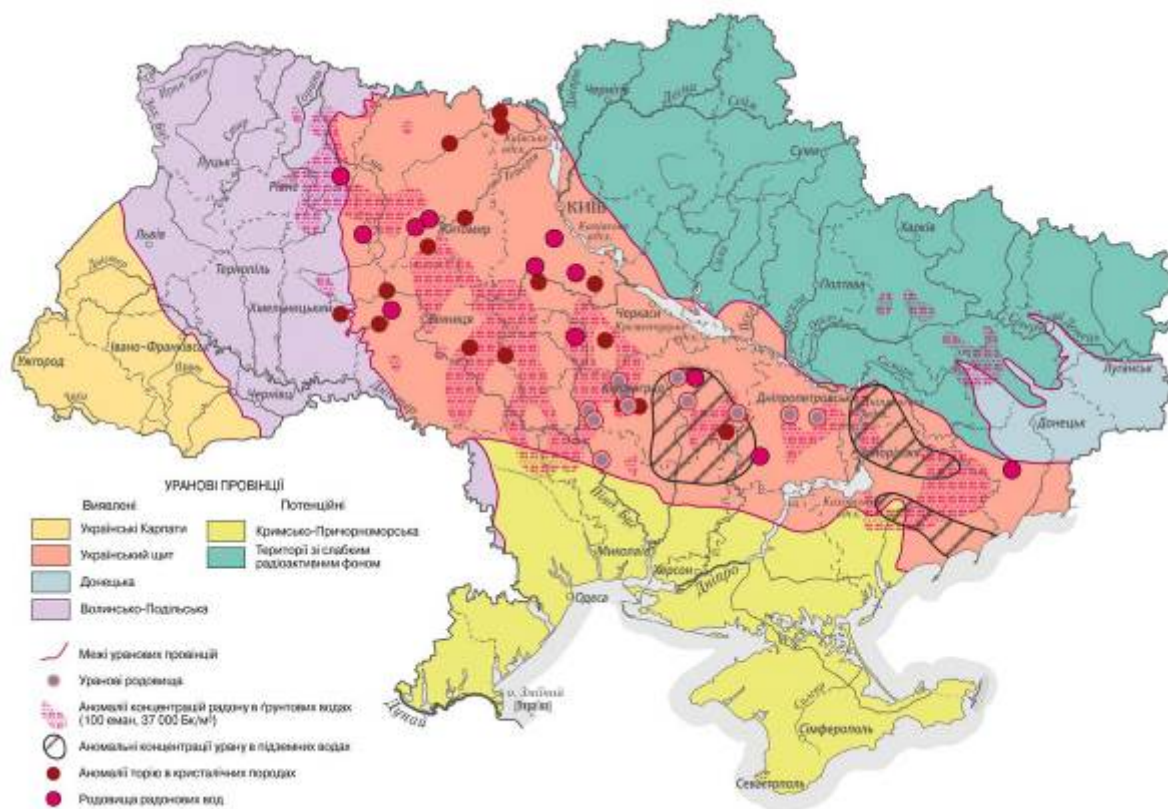


Рис. 3.1. Карта природної радіоактивності України

#### 3.2.1. Загальна характеристика території дослідження

Територія дослідження належить до рівнинних східноєвропейських ландшафтів на межі лісостепових та степових екосистем Дністровсько-Дніпровського північно-степового краю. Одна з особливостей території дослідження – розташування об'єктів урановидобування переважно серед

земель сільськогосподарського призначення (родючих чорноземів), які самі по собі зазнають значного антропогенного навантаження. У районі широко поширені заплавні ландшафти, спричинені розвиненою гідрологічною мережею. Природні ландшафти степового лівобережного району можна знайти лише в межах заповідників. Решта території зазнала значної антропогенної деформації та перетворилася на поєднання різних сільськогосподарських угідь, занедбаних земель та техногенних ландшафтів [9–12].

Змінення земних покривів території виконано за даними дистанційного зондування Землі (ДЗЗ): Landsat 5/TM – 29.05.1986, Landsat 7/TM – 14.06.2001, Landsat 8/OLI – 15.06.2016 за період у 30 років [13–15]. Виділено та проаналізовано типи земних покривів (Land Cover Changes Assessment – LCCA), характерних для території дослідження, та виконано їх якісний та кількісний аналіз. Аналіз проведено загалом по всій території дослідження (табл. 3.1) та окремо по дев'яти локаціям, включаючи території уранових родовищ, що розробляються. Результати аналізу динаміки змінення земних покривів по всій території дослідження та в межах 30 км навколо діючих шахт наведено на рис. 3.2.

*Таблиця 3.1*

**Змінення земних покривів території дослідження**

Тип земного покриву	1986		2001		2016	
	%	km <sup>2</sup>	%	%	%	km <sup>2</sup>
Розорані землі	6,16	6442,67	10,71	11262,2	4,87	5429,97
Розріджена трав'яниста рослинність	29,74	31121,55	32,39	34066,8	32,68	36424,32
Рослинний покрив	7,15	7482,09	11,27	11847,49	14,81	16505,12
Хвойна рослинність	1,76	1845,22	1,71	1798	0,87	966,6
Листяні насадження	4,55	5074,1	3,57	3736,2	3,37	3541,56
Відкриті ґрунти	15,19	15889,73	8,97	9431,22	9,32	10385,33
Водні об'єкти	3,06	3199,03	3,05	3205,78	2,81	3130,13
Штучні покриття	3,35	3509,43	3,4	3719,765	3,53	3930,1



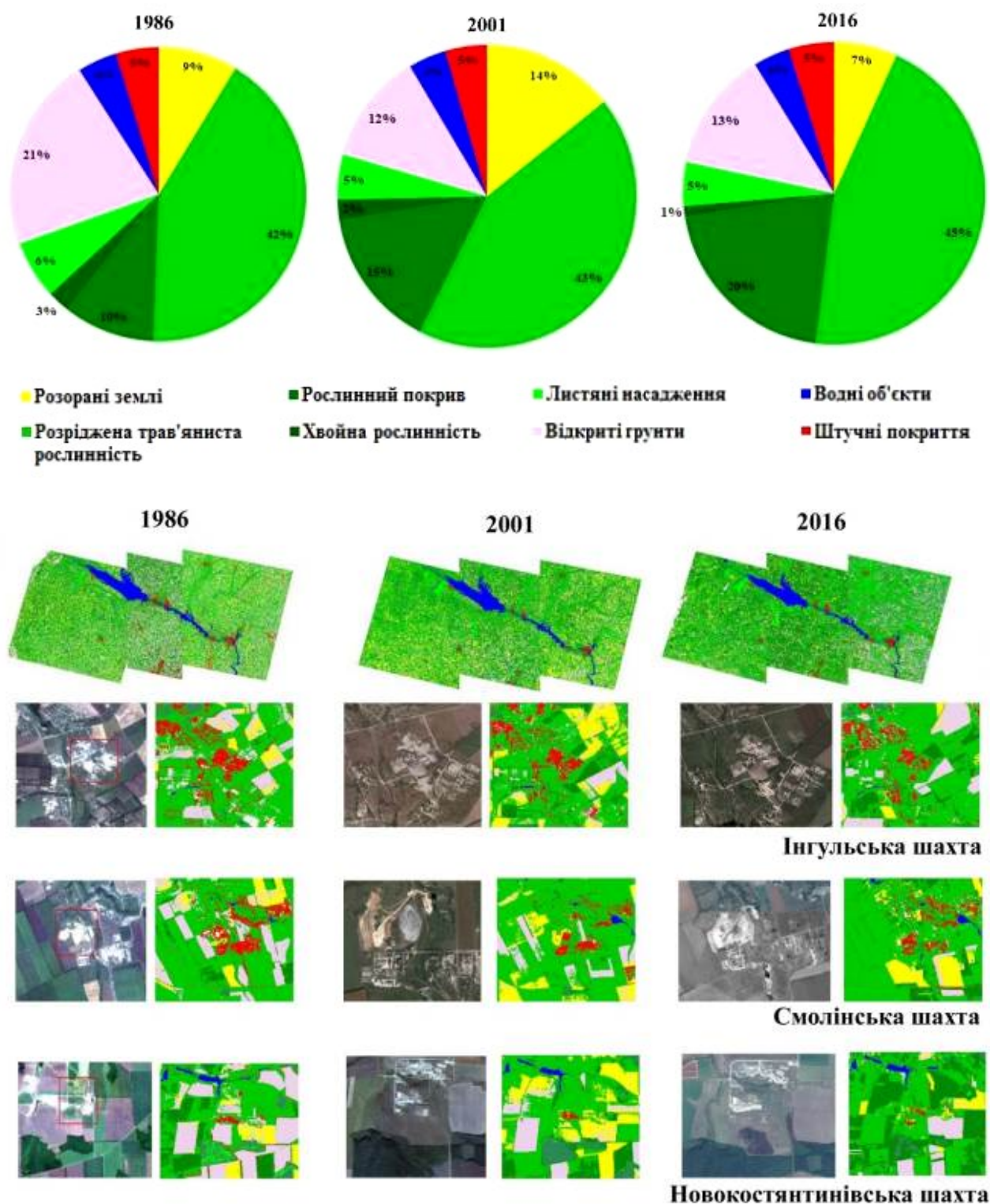


Рис. 3.2 Результати аналізу динаміки змінення земних покривів

Велика частина сільськогосподарських угідь території – це рілля, де вирощують зернові культури. Під рілля використовують чорноземні ґрунти двох типів: чорнозем звичайний – на рівних місцях і чорнозем вилужений – на схилах. До періоду активного антропогенного втручання це були типові земноводний і луговий ландшафти з традиційною ксерофітною і луговою

рослинністю. На даний час місцевість зазнала антропогенної зміни. Луки засаджені не властивими раніше деревними рослинами, в руслі річок і на дні балок побудовані ставки.

Штучні покриття займають у середньому 5 % території. До них належать селітебні території та виробничі та адміністративні будівлі шахт, відвалів, підприємств гірничовидобувної (кар'єри будівельних матеріалів – граніту, піску, глини) та інших підприємств. Територію перетинають шосейні і польові дороги, трубопроводи і лінії електропередач.

*Рельєф території* являє собою слабкопагорбну рівнину, пересічену ярово-балковою мережею, з невеликими водотоками. Рельєф поверхні за абсолютними оцінками у середньому знаходиться в межах від +120 до +230, +237 м (з незначними відхиленнями). Денна поверхня ускладнена повсюдним розвитком яружно-балкової мережі.

*Клімат території* помірно-континентальний. Зима м'яка, з частими відлигами, а літо спекотне. У другій половині літа на території дослідження часто встановлюється антициклонний тип погоди з високими температурами повітря до + 38 °С і більше та тривалими посухами. Відносна вологість повітря становить, в середньому 74 %, найменша вона у травні (62 %), найбільша – у грудні (88 %).

*Опади* випадають найчастіше влітку і восени у вигляді дощів. За теплий період (червень-жовтень) випадає в середньому 280–335 мм, за холодний (листопад-березень) – 125–140 мм. У той же час у степовій зоні мають місце бездощові періоди тривалістю 30–40 днів. Клімату Кіровоградщини властиві і небезпечні явища погоди – такі, як сильні зливи, град, ожеледь, пилові бурі тощо. Нерідким явищем у степовій зоні є пилові або чорні бурі та суховії до 25–30 м/с, характерні для осінньо-літнього періоду, які завдають великих збитків господарству зменшенням або повною загибеллю врожаю.

В *інженерно-геологічній* будові території беруть участь переважно сучасний ґрунтово-рослинний шар, середньо-верхньочетвертинні лесові

суглинки, місцями глини, верхньонеоген-ніжньочетвертинні суглинки і глини, неогенові піски і глини, каолінова і дресвяно-щебенева кора вивітрювання.

*Гідрогеологічні умови* району досліджень визначаються його геологічною і геоморфологічною будовою. Підземні води розвинені в тріщинуватій зоні кристалічних порід і продуктів їх руйнування, а також в осадових породах, водозбагаченість яких дуже різноманітна. Найбільша тріщинуватість і обводненість кристалічних порід простежується до глибин 70–150 м, нижче тріщинуватість суттєво зменшується, концентруючись в окремих зонах тектонічних порушень. Підземні води у різних геолого-літологічних горизонтах гідравлічно пов'язані і утворюють водоносний комплекс з єдиною рівневою поверхнею. Живлення підземних вод відбувається на схилах балок і вододільних ділянках шляхом інфільтрації атмосферних осадів через верхню частину лесовидної товщі.

На території дослідження виділяється серія водоносних горизонтів у палеоген-неогенових і четвертинних відкладеннях, а також вивчені тріщини води в кристалічних породах фундаменту і їх корах вивітрювання.

Водоносні горизонти осадових порід не витримані за потужністю і простяганню, розмиті, розчленовані палеодолинами, сучасною гідромережею і яружно-балковою системою, що успадкувала древній рельєф. Потужності окремих водоносних горизонтів коливаються від 3 до 32 м. У складі їх вміщуючи порід переважають дрібнозернисті, пилюваті, глинисті піски з прошарками глин.

У відкладеннях бучацької світи в палеодепресіях фундаменту переважають різнозернисті піски, часто вуглисті, що іноді переходять у буровугільні шари. Водоносні горизонти характеризуються невисокою водонасиченістю віщучих ґрунтів, а дебіти колодязів і свердловин складають 0,1–1,5 м<sup>3</sup>/год і використовуються для питного водопостачання в основному сільськими мешканцями.

Води палеоген-неогенових відкладів мало відрізняються від поверхневих, мають той самий гідрокарбонатно-хлоридно-сульфатно-

натрієвий склад води, іноді магнієвий чи кальцієвий з загальною мінералізацією 0,2–1,2 г/л. Мінімальна мінералізація (0,2–0,4 г/л) характерна для вод у різнозернистих і грубозернистих пісках, що залягають у палеодепресіях фундаменту.

У с. Лутківка, у колодязях, у першому безнапірному водоносному горизонті, виявлені підземні води з вмістом нітратів до 180 мг/л при ГДК для питних вод 45 мг/л, тобто вище в чотири рази (насичені продуктами розпаду амонійних добрив). Показник рН змінюється від нейтральних вод – 7,1 до слабколужних – 8,5, твердість 1–1,5 мг/екв (дуже м'які). Ці води добре захищені шарами бурого вугілля і вуглистих глин, що мають високі сорбційні властивості. Однак глибина їх недоступна для колодязів, використовується для водопостачання із свердловин.

У кристалічних породах тріщинуватість розвинена до глибини 80–100 м від поверхні фундаменту. Обводненість цього горизонту нерівномірна і змінюється від практично безводних гранітів до інтенсивно обводнених тектонічних зон, де максимальні дебіти досягають 4,6–5,3 л/сек. Тріщинний горизонт у породах фундаменту є основним для водопостачання на великій території.

Тріщинні води мають переважно гідрокарбонатно-хлоридно-сульфатно-натрієвий склад з мінералізацією 0,7–1,0 г/л, рідше зустрічаються зони з водами сульфатно-хлоридно-натрієвого або хлоридно-гідрокарбонатно-сульфатно-натрієвого складу з мінералізацією до 1,2 г/л. Для усіх тріщинних вод характерна практична відсутність нітратів та відсутність бактеріального зараження. У той же час шахтні тріщинні води забруднені нітратами, але не від сільськогосподарських добрив, а від залишків вибухових речовин, а також масляними плівками від паливо-мастильних матеріалів.

Відповідна обробка і пропуск їх після відкачки на поверхню через очисні споруди дозволяє довести їхню якість до санітарних норм. Це дозволяє потім скидати очищені дренажні води на рельєф.

### 3.2.2. Український щит в межах території дослідження

*Кристалічний фундамент* району дослідження складений протерозойськими метаморфічними породами (гранітами, гнейсами, сланцями), зібраними в лінійні складки, і їх продуктами вивітрювання. Відсутні ці породи лише в річкових долинах.

*Осадовий чохол*, представлений палеогеновими, неогеновими, а також четвертинними відкладами, потужністю від декількох до 150 м, залягає на денудаційній поверхні фундаменту.

*Український щит (УЩ)* займає осьову (північну, центральну та південно-західну) частину території України, протягуючись з північного заходу на південний схід майже на 1000 км. За останніми даними загалом в межах території УЩ на сьогодні нараховано 357 радіоактивних об'єктів (урану та торію), у т. ч. 39 родовищ, 298 рудопроявів, 20 проявів мінералізації [19]. Наші дослідження зосереджені в центральній частині УЩ, де виявлено і вивчено найбільшу кількість природних покладів урана серед зазначених. Для характеристики рівня природної радіоактивності території важливі такі поняття – урановорудна формація та геодинамічна обстановка – які вживаються у наступному розумінні.

*Урановорудна (торієворудна) формація* – природна спільнота урановорудних родовищ, що об'єднані: 1) близькістю тектоно-магматичних особливостей формування; 2) єдиним набором рудних і головних супутніх компонентів; 3) схожістю генетичних умов формування; 4) єдністю зв'язку з певним структурно-формаційним комплексом або геологічною формацією [20].

*Геодинамічна обстановка* – сукупність глибинних та поверхневих геологічних процесів (магматичних, седиментаційних, тектонічних тощо), що обумовлені латеральними та вертикальними рухами літосферних плит, мікроплит, блоків, потоків речовини та енергії [21]. Системи геодинамічних обстановок виникають як реакція на певні геодинамічні режими.

Докембрійський фундамент УЩ має блокову будову (рис. 3.3) [19].

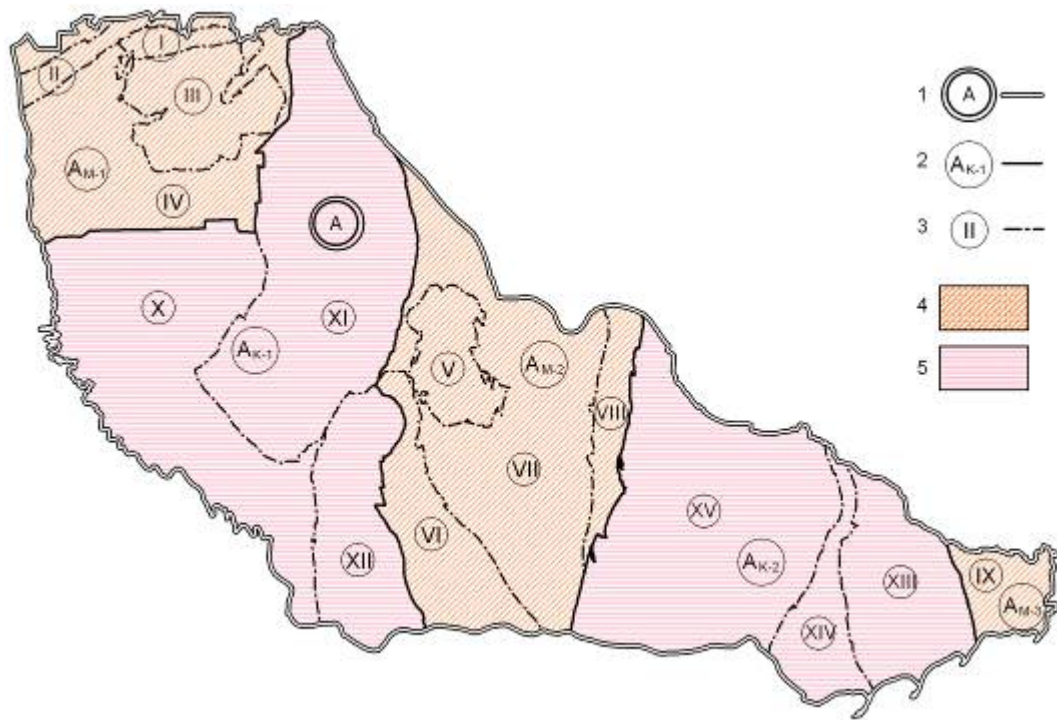


Рис. 3.3. Схема металогенічного районування Українського щита

Умовні позначення:

Межі металогенічних площ, їх індекси та номери: 1 – металогенічної провінції УЩ, 2 – субпровінцій, 3 – структурно-металогенічних зон	Металогенічні площі: 4 – субпровінції архейських кратонів, 5 – субпровінції протерозойських рухомих поясів
---	--

Металогенічне районування (букви та цифри на схемі): А - Металогенічна провінція УЩ

<p><math>A_{M-1}</math> – Волинська субпровінція, СМЗ:  <i>I – Овруцька</i>  <i>II – Суццано-Пержанська</i>  <i>III – Коростенська</i>  <i>IV – Житомирська</i></p> <p><math>A_{M-2}</math> – Кіровоградська субпровінція, СМЗ:  <i>V – Корсунь-Новомиргородська</i>  <i>VI – Звенигородсько-Братська</i>  <i>VII – Кіровоградська</i>  <i>VIII – Криворізько-Ингулецька</i></p> <p><math>A_{M-3}</math> – Приазовська субпровінція, СМЗ:  <i>IX – Східно-Приазовська</i></p>	<p><math>A_{K-1}</math> – Дністровсько-Бузька субпровінція, СМЗ:  <i>X – Подільська</i>  <i>XI – Білоцерківська</i>  <i>XII – Голованівська</i></p> <p><math>A_{K-2}</math> – Дніпровсько-Приазовська субпровінція, СМЗ:  <i>XIII – Західно-Приазовська</i>  <i>XIV – Орхівська</i>  <i>XV – Середньопридніпровська</i></p>
---	---

Блоки першого порядку (мегаблоки) розділяються глибинними розломами. На даний час згідно з прийнятим тектонічним районуванням [22] територія УЩ поділяється на шість мегаблоків (з північного заходу на південний схід): *Волинський, Дністровсько-Бузький, Росинсько-Тікицький, Ингульський, Середньопридніпровський та Приазовський*. Територія наших

досліджень знаходиться в межах *Інгульського та Середньопридніпровського* мегаблоків та *Кременчуцько-Інгулецької міжблокової шовної зони*. Шовні зони є природними геологічними межами між сусідніми мегаблоками.

Інгульський мегаблок розташований в центральній частині УЩ і від суміжного на сході Середньопридніпровського мегаблоку відокремлюється Кременчуцько-Інгулецькою шовною зоною. Середньопридніпровський мегаблок є типовою граніт-зеленокам'яною областю і через Орхівсько-Павлоградську шовну зону на сході межує з Приазовським мегаблоком.

*Розривна тектоніка* території дослідження представлена широким спектром розломів різного рангу і простягання. Ці розломи виражені гідротермальним опрацюванням, перекристалізацією, метаморфізмом вихідних порід, мають різне простягання, часто круте падіння і різну протяжність. Сейсмічна небезпека території визначається сильними підкоровими землетрусами осередкової зони Вранча, розташованій в зоні зчленування Східних і Південних Карпат з Передкарпатським прогином, а також «місцевими» землетрусами, що пов'язані з тектонічними порушеннями Українського щита.

### ***3.2.3. Структурно-металогенічні зони, рудні поля, родовища урану***

Родовища урану України характеризуються низьким вмістом урану в рудах. Проте вони мають низку особливостей, які забезпечують конкурентну здатність уранового концентрату, виробленого із добутої уранової руди. Це зумовлено, перш за все, такими чинниками: великі розміри уранових покладів, що дозволяє застосовувати високопродуктивні системи видобутку; висока міцність вміщуючих порід, що дозволяє проходити гірничі виробки без кріплення та проходити очисні блоки великих обсягів; невеликі водні притоки до гірничих виробок; досить прості заходи радіаційного захисту завдяки невеликому вмісту урану у рудах. Широке розповсюдження родовищ, рудопроявів та точок мінералізації урану і торію на території дослідження зумовлює високий фоновий рівень природної радіоактивності компонентів довкілля [23–25].

*Ендогенні родовища натрій-уранової субформації* представлені численними родовищами, що становлять основу уранової мінерально-сировинної бази України. Утворення родовищ даної субформації пов'язане з процесами лужного натрієвого метасоматозу, який накладений на граніто-гнейсовий субстрат в областях палеопротерозойської тектоно-магматичної активізації. Лужний метасоматоз розвинутий уздовж лінійних тектонічних зон та у вузлах їх перетинання, передував та безпосередньо супроводжував процес уранового рудоутворення. Час формування зруденіння натрій-уранової субформації знаходиться в межах 1850–1700 млн років (після етапу потужної регіональної гранітизації  $2000 \pm 100$  млн років) і аналогічний зруденінню залізо-уранової субформації. Тісний зв'язок процесів уранового рудоутворення з процесами формування альбітитів пояснюється спільністю джерела речовини, а також сприятливими фізико-механічними властивостями натрієвих метасоматитів. На відміну від родовищ залізо-уранової субформації з переважаючим впливом на локалізацію зруденіння складчастих структур, структурний контроль рудних полів та родовищ натрій-уранової субформації визначається, головним чином, зонами розломів, ускладненими розривними порушеннями, що їх оперяють. Областю розвитку зруденіння натрій-уранової субформації є головним чином Кіровоградська та в значно меншій мірі Звенигородсько-Братська структурно-металогенічні зони. У зв'язку із вище розглянутим пропонується деталізована структура ієрархії досліджень (рис. 3.4).

У Кіровоградській структурно-металогенічній зоні (СМЗ) об'єкти натрій-уранової субформації, у тому числі промислові родовища, представлені переважно у межах Кіровоградського та Новоукраїнського рудних районів. Кіровоградський рудний район у межах Кіровоградсько-Черкаської МЗ представлений Щорсівським, Северинівським, Підгайцівським, Західною та Східною зонами Центрального, Мічурінським, Юр'ївським та іншими родовищами. Новоукраїнський рудний район у межах однойменного гранітоїдного масиву об'єднує Новокостянтинівське, Докучаєвське, Апрельське, Партизанське та інші родовища.



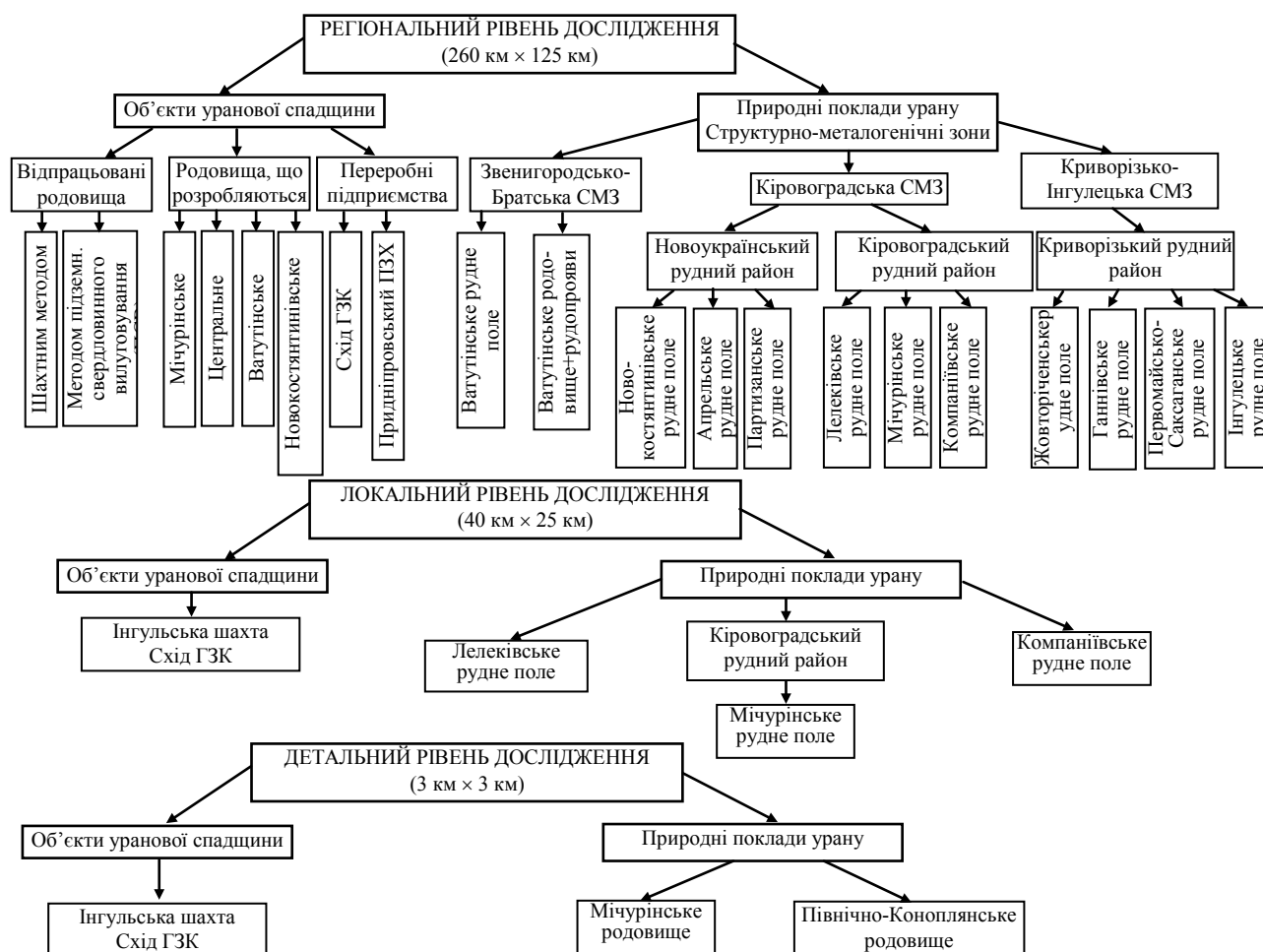


Рис. 3.4. Деталізована структура ієрархії досліджень

Екзогенна уранова епігенетична тріщинно-інфільтраційна рудна формація об'єднує об'єкти, утворення яких відбувалося за рахунок вилуговування урану з різних ендегенних проявів та перевідкладення його в зонах відкритої тріщинуватості кристалічних порід. Характерною особливістю об'єктів даної рудної формації є телескопіювання уранового зруденіння різного генезису – від високотемпературного ендегенного до інфільтраційного екзогенного [19; 27]. Типовим і найкраще вивченим представником уранового тріщинно-інфільтраційного зруденіння на Українському щиті є Михайлівське родовище урану в південній частині Кіровоградської СМЗ. Вік формування екзогенної тріщинної мінералізації відповідає девонсько-тріасовому (герцинсько-кімерійському) періоду рудоутворення (400–200 млн років). Проведені натурні дослідження на Михайлівському родовищі продемонстрували

принципову можливість видобування урану способом ПСВ на об'єктах уранової епігенетичної тріщинно-інфільтраційної рудної формації.

Рудні об'єкти *урано-вуглистої осадово-епігенетичної (інфільтраційної) рудної формації* займають друге місце за своїм промисловим значенням в урановій мінерально-сировинній базі України. Впровадження способу свердловинного підземного вилуговування урану на місці його залягання обумовлює промислову цінність родовищ даної формації. Зруденіння урано-вуглистої осадово-епігенетичної (інфільтраційної) формації широко представлене в металогенічній субпровінції платформного чохла і приурочене до відкладів вугленосної теригенної формації, яка виповнює палеодепресії в поверхні кристалічного фундаменту УЩ. Два родовища – Девладівське та Братське відпрацьовані способом свердловинного підземного вилуговування, Ново-Гур'ївське та Сафонівське родовища, на яких проведені натурні дослідження, знаходяться в резерві. Середня масова частка урану в рудах коливається від 0,015 до 0,030 %. Джерелом урану при формуванні рудних покладів виступають тріщинуваті породи кристалічного фундаменту та їх кора вивітрювання; час формування зруденіння пліоцен-ранньочетвертинний. Родовища урано-вуглистої осадово-епігенетичної (інфільтраційної) рудної формації відповідають геолого-промислового типу «родовища в пісковиках» за класифікацією МАГАТЕ.

*Звенигородсько-Братська структурно-металогенічна зона* розташовується в крайній південно-західній частині Кіровоградської субпровінції. В складі Звенигородсько-Братської СМЗ виділяється Ватутінське рудне поле (рис. 3.4).

**Ватутінське родовище урану** [24–27] розташоване на південно-західній околиці с.м.т. Смоліне Маловисківського р-ну Кіровоградської обл. В тектонічному плані родовище контролюється Звенигородсько-Ганнівською тектоно-метасоматичною зоною (ТМЗ) у вузлі перетинання її широтною Суботсько-Мошоринською ТМЗ. Загальна протяжність зруденіння за простяганням складає декілька сотень метрів. Уранові мінерали в рудах представлені уранінітом, настураном, урановими чернями, гідроксидами урану,

ненадквітом, кофінітом, уранофаном,  $\beta$ -уранотилом, тощо. Ізотопний вік уранового зруденіння складає 1800–1700 млн років. Запаси урану підраховані по категорії  $C_1 + C_2$  при масовій частці урану 0,133 %. Родовище розробляється шахтою «Смолінська» ДП «СхідГЗК». Наразі існує план по виведенню цієї шахти з експлуатації.

*Кіровоградська структурно-металогенічна зона* розташована у центральній частині Кіровоградської субпровінції. В межах території, що охоплює Кіровоградська СМЗ, розвинуті головним чином геологічні формації структурно-формаційних палеозон залишкових флішоїдних басейнів, магматичних дуг та зон глибинного скупчення [19]. Характерною особливістю є розвиток утворень формації мікроклін-альбітових метасоматитів та альбітитів, утворення яких обумовлено тектоно-метасоматичною активізацією уздовж зон розломів у заключну фазу формування колізійних гранітоїдів. Металогенічний обрис Кіровоградської СМЗ визначається в першу чергу наявністю численних родовищ уранової в карбонатно-натрієвих метасоматитах рудної формації, яка пов'язана з формацією мікроклін-альбітових метасоматитів та альбітитів. Родовища уранової в карбонатно-натрієвих метасоматитах рудної формації теж наразі становлять основу мінерально-сировинної бази урану України.

*Новоукраїнський рудний район* приурочений до північно-західної та частково центральної частин Новоукраїнського гранітоїдного масиву і представлений рудними об'єктами натрій-уранової субформації в складі уранової в карбонатно-натрієвих метасоматитах рудної формації. В межах даного рудного району виділяються три рудних поля: Новокостянтинівське, Апрельське та Партизанське. Новокостянтинівське та Апрельське рудні поля розташовані в північно-західній частині Новоукраїнського масиву і об'єднуються в *Новокостянтинівський рудний вузол* [28; 29]. В структурному плані це складний тектонічний вузол, який представлений розломами різного орієнтування, що належать до тектоно-метасоматичних зон, в яких проявлений лужний метасоматоз.

*Новоколянтинівське рудне поле* контролюється однойменною системою субмеридіональних порушень, яка простежена протягом більше 20 км. Слід зазначити, що розломи Новоколянтинівської рудної зони, як і подібних до неї тектонічних зон, наприклад, Кіровоградської, Звенигород-Ганнівської, простягаються в субмеридіональному напрямку на відстань до 250 км за ширини до 10 км. Перспективність цих тектонічних зон щодо покладів уранових руд потребує подальшого вивчення, особливо зважаючи на специфічний розподіл зон метасоматозу і пов'язаного з ним зруденіння.

Рудне поле об'єднує Новоколянтинівське, Лісне, Докучаєвське, Літне родовища. Найбільш масштабне уранове зруденіння проявлене на Новоколянтинівському родовищі, яке знаходиться в північній частині рудного поля, і є найперспективнішим родовищем в Європі, з яким пов'язують майбутнє уранової галузі України.

Уранове зруденіння приурочене до складних зон об'ємного катаклазу в місцях згинів товщ порід і ділянках вторинних тектонічних порушень, де виявляється активний лужний метасоматоз. Мінеральні асоціації вмісних порід і руд принципово не відрізняються від ураноносних прошарків цього генетичного типу. Вміщуючими породами є крупнопорфіробластові граніти. Крім таких (типово новоукраїнських) гранітів, відзначені пегматоїдні їх різновиди. У гранітному масиві нерідкими є останці біотитових гнейсів.

*Новоколянтинівське родовище урану* [19–25] розташоване на західній околиці с. Олексіївка Маловисківського р-ну Кіровоградської обл. Родовище приурочене до тектоно-метасоматичного вузла, який утворений зчленуванням північно-східного Січного розлому з меридіональними Східним та Сієнітовим розломами, що контролюють утворення альбітитів та локалізацію уранового зруденіння. Серед тектонітів найважливіша роль належить зонам мілонітов і катаклазитів етапу деформацій, які можуть успадкувати ранні пластичні деформації, або виходити за їх межі і які мають складну будову.

У складнобудованих метасоматичних ореолах повнопроявлені альбітити. В цілому ці ореоли мають значні розміри (потужність до сотень

метрів), і вони простежуються на глибину до 1600 м. Переважаючими формами рудних тіл є ускладнені лінзи або штокверки.

Зруденіння на родовищі утворює три рудні зони, витримані за простяганням та падінням на сотні метрів. Уранові руди являють собою альбітити з накладеною урановою мінералізацією. Серед уранових мінералів переважають уранініт, настуран, гідроксиди урану, бранерит тощо. Ізотопний вік уранового зруденіння, визначений свинцево-ізотопним методом, становить  $1800 \pm 50$  млн років. Новокосянтинівське родовище є найбільш крупним родовищем урану в Україні – запаси урану підраховано по категорії  $C_1 + C_2$  при масовій частці урану 0,139 %. Масова частка цирконію в рудах складає 0,4 %. На базі цього унікального за запасами урану родовища ведеться будівництво шахти «Новокосянтинівська» ДП «СхідГЗК».

Дослідно-промислова експлуатація Новокосянтинівського родовища розпочалась у 2008 р. Детальними геологорозвідувальними роботами останніх років перспективи цього родовища були значно розширені: щорічний видобуток урану найближчим часом можуть сягнути 900 т і за сприятливих умов із перспективою збільшення до 3000 т.

*Докучаєвське родовище урану* [27] розташоване в 1,5 км на північ від с. Оникієве Маловисківського р-ну Кіровоградської обл. Родовище приурочене до структурного вузла, що утворений перетинанням Докучаєвського розлому північно-західного простягання з меридіональними Східним та Оперяючим розломами в південній частині Новокосянтинівського рудного поля. Уранове зруденіння локалізоване в альбітитах Докучаєвського розлому, а також альбітитах тектонічних швів в його лежачому боці.

Ізотопний вік уранового зруденіння, визначений свинцево-ізотопним методом, становить  $1800 \pm 50$  млн років.

*Апрельське рудне поле* приурочене до північно-західної частини Новоукраїнського гранітоїдного масиву та його північно-західного обрамлення і включає Апрельське родовище та низку рудо проявів. Дані рудні об'єкти контролюються переважно діагональними розломами та вузлами їх перетинання.

*Апрельське родовище урану* [27–29] розташоване в 2,5 км на північний схід від с. Злинка Маловисківського р-ну Кіровоградської обл. Родовище приурочене до структурного вузла, що утворений перетинанням Тарасівського розлому північно-східного простягання, Широтного розлому, який є фрагментом Суботсько-Мошоринської ТМЗ, та Апрельського розлому північно-західного простягання. На півдні до родовища підходять окремі гілки субмеридіонального Анастасіївського розлому. Уранове зруденіння розміщується в альбітитах, які знаходяться серед однорідної товщі крупнопорфіробластових гранітів, і простежене за простяганням та падінням на сотні метрів. Вміст урану в рудах – рядовий. Ізотопний вік уранового зруденіння  $1800 \pm 50$  млн років.

*Партизанське рудне поле* розташоване в межах центральної частини Новоукраїнського гранітоїдного масиву, контролюється системою тектонічних порушень північно-східного простягання і обмежується з заходу та сходу субмеридіональними Анастасіївським і Дорожнім розломами. В межах рудного поля знаходяться Партизанське родовище та низка рудопроявів.

*Партизанське родовище урану* [29] розташоване в 1,5 км на південний схід від с. Мар'янопіль Новоукраїнського р-ну Кіровоградської обл. Родовище приурочене до лежачого боку Адабаського розлому і складається з двох протяжних, витриманих за падінням та простяганням рудних зон. Рудні поклади локалізуються в середині альбітитових тіл.

*Кіровоградський рудний район* завширшки 3,4 – 7,3 км простягається в субмеридіональному напрямі приблизно на 40 км і об'єднує три рудних поля з родовищами уранової в карбонатно-натрієвих метасоматитах рудної формації (натрій-уранова субформація): в північній частині – Лелеківське, в центральній частині – Мічурінське і на півдні – Компаніївське (рис. 3.4).

*Лелеківське (Северинівське) рудне поле* представлено Щорсівським, Северинівським, Підгайцівським, Лелеківським та Центральним родовищами урану разом з численними рудопроявами.

**Центральне родовище урану** [19; 25; 27] розташоване в межах м. Кропивницький. Родовище приурочене до смуги мігматитів між південним замиканням Лелеківського масиву та Завадівською гнейсовою товщею і являє собою складну блокову структуру, що утворена Західним та Кущівським розривними порушеннями субмеридіонального простягання, які входять в систему Кіровоградського розлому. В складі родовища виділяється Західна зона, Східна зона та Ливарна ділянка. Уранове зруденіння Західної зони приурочене до системи швів, що оперяють Західний розлом, Східної зони – до північно-західних та субширотних порушень, що оперяють Кущівський розлом. На півночі родовища, в межах Ливарної ділянки, зруденіння приурочене до однойменного розлому північно-східного простягання. Основні рудні поклади зосереджені в Західній зоні. На півдні родовища рудоконтролюючі структури за простяганням простежуються в межі Мічурінського рудного поля. Літологічний контроль зруденіння виражений в генетичному і просторовому зв'язку з альбітитами, що розвинуті переважно по катаклазитах. Уранові мінерали в рудах представлені в основному бранеритом та уранінітом. Загальні запаси і перспективні ресурси урану Центрального родовища по Західній, Східній зонам та Ливарній ділянці підраховані за категоріям  $C_1 + C_2$  при масовій частці урану 0,097 %, та по категорії  $P_1$  при масовій частці урану 0,090 %. Східна зона родовища розробляється шахтою «Інгульська» ДП «СхідГЗК».

*Мічурінське рудне поле* знаходиться в центральній частині Кіровоградського рудного району і примикає з півдня до Лелеківського рудного поля. Основною рудоконтролюючою структурою Мічурінського рудного поля є Центральна гілка Кіровоградської зони розломів, що представлена Головним Мічурінським розломом. Рудне поле об'єднує Мічурінське, Північно-Коноплянське, Західно-Коноплянське родовища урану та Південно-Коноплянський рудопрояв урану.

**Мічурінське родовище урану** [19; 25; 27] розташоване на південно-східній околиці м. Кропивницький. Структурно родовище приурочене до

східного крила Кіровоградської брахіантикліналі, ядро якої представлене однойменним масивом порфіровидних гранітів кіровоградського комплексу, і контролюється Головним Мічурінським розломом субмеридіонального простягання. Даний розлом з розривними порушеннями, що його оперяють, утворює клиновидний тектонічний блок, у якому вміщуючі породи мігматит-гнейсової товщі інтенсивно катаклазовані і розроблені, що створило сприятливу обстановку для утворення лужних метасоматитів і уранового зруденіння. Структурний контроль зруденіння виражений в чіткій приуроченості уранової мінералізації до зон передрудного катаклазу та мілонітизації альбітитів. Протяжність зруденіння за простяганням становить більше 1 км, найбільша ширина досягає 100 м. Основні уранові мінерали представлені урановими чернями, уранофаном, кофінітом, ненадкевітом. Запаси урану підраховані по категорії  $C_1 + C_2$  при масовій частці урану 0,082 %. Родовище розробляється шахтою «Інгульська» ДП «СхідГЗК».

*Компаніївське (Юр'ївське) рудне поле* розміщується на південь від Мічурінського рудного поля, приурочене до вузла зчленування Софіївсько-Компаніївського розлому з зоною Кіровоградського розлому і включає Юр'ївське родовище та Тернівський рудопрояв.

*Криворізько-Інгулецька структурно-металогенічна зона* розташовується в крайній східній частині Кіровоградської субпровінції і просторово збігається з Інгулецько-Криворізькою шовною міжблоковою зоною [19]. У межах Криворізько-Інгулецької МЗ виділяються дві металогенічні зони: Західно-Інгулецька та Криворізько-Кременчуцька. Ми зупинимось на Криворізько-Кременчуцькій зоні, оскільки в ній розташовані відпрацьовані Первомайське та Жовторіченське родовища.

*Криворізько-Кременчуцька металогенічна зона* просторово приурочена до Криворізько-Кременчуцького глибинного розлому і відповідає площам розвитку порід криворізької серії. Головною металогенічною особливістю Криворізько-Кременчуцької МЗ є наявність родовищ залізо-уранової субформації в складі уранової в карбонатно-натрієвих метасоматитах рудної



формації (Жовторіченське, Первомайське, Кременчуцьке), які пов'язані з утвореннями залізо-крем'янисто-сланцевої (джеспілітової) формації. Другою металогенічною рисою Криворізько-Кременчуцької МЗ є розвиток зруденіння рідкісноземельно-торій-уранової в метаморфізованих конгломератах, гравелітах і пісковиках рудної формації (Микола-Козельське родовище), що пов'язане зі сланцево-конгломерат-пісковиковою формацією. Разом з цими рудними формаціями в межах Криворізько-Кременчуцької МЗ також широко розповсюджене зруденіння уранової гідротермальної в мінералізованих зонах дроблення кристалічних порід рудної формації.

У складі даної металогенічної зони знаходиться Криворізький рудний район.

*Криворізький рудний район* просторово відповідає Криворізькому залізорудному басейну, де сконцентрована основна частина промислових родовищ багатих залізних руд, і являє собою смугу завширшки від 0,5 до 7 км, що простягається з півночі на південь на 120 км. Об'єктами промислового значення в межах Криворізького рудного району виступали на даний час вже відпрацьовані Жовторіченське та Первомайське родовища урану, що приурочені відповідно до Жовторіченського та Первомайсько-Саксаганського рудних полів. В Криворізькому рудному районі з півночі на південь виділяються 4 наступних рудних поля: Жовторіченське, Ганнівське, Первомайсько-Саксаганське та Інгулецьке (рис. 3.4).

*Жовторіченське рудне поле* приурочене до Жовтоводської синкліналі в межах північної частини Криворізького залізорудного басейну і представлено комплексним залізо-уран-рідкісноземельно-ванадій-скандієвим Жовторіченським родовищем зі зруденінням уранової в карбонатно-натрієвих метасоматитах та уранової гідротермальної в мінералізованих зонах дроблення кристалічних порід рудних формацій.

**Жовторіченське родовище урану** [25; 27] розташоване в межах м. Жовті Води Дніпропетровської області і приурочене до Жовтоводської (Жовторіченської) синкліналі. Розглядається нижче з точки зору уранової спадщини.

*Ганнівське рудне поле* приурочене до Східноганнівської синкліналі в межах північної частини Криворізького залізорудного басейну. Рудне поле представлено Ганнівським родовищем та Східно-Ганнівським рудопроявом уранової гідротермальної в мінералізованих зонах дроблення кристалічних порід рудної формації.

*Первомайсько-Саксаганське рудне поле* охоплює центральну частину Криворізького залізорудного басейну, де зосереджені найбільш промислові родовища багатих залізних руд, і приурочене до Первомайсько-Саксаганської (Саксаганської) синкліналі. Дане рудне поле охоплює відпрацьоване Первомайське родовище уранової в карбонатно-натрієвих метасоматитах рудної формації та низку рудопроявів уранової гідротермальної в мінералізованих зонах дроблення кристалічних порід рудної формації, серед яких найбільш значимим є Червоногвардійський рудопрояв.

**Первомайське родовище урану** [25; 27] розташоване в північній частині м. Кривий Ріг Дніпропетровської обл. (Терни). Родовище відпрацьоване в 1948–1967 рр. Розглядається нижче з точки зору уранової спадщини.

*Червоногвардійський рудопрояв (родовище) урану* розташований в межах м. Кривий Ріг. Рудні поклади розкриті гірничими виробками шахти «Нова» і приурочені до тектонічної зони сланцево-роговикових порід (гідрогематитизовані сланці, аспідні сланці, що перемежуються з прошарками безрудних кварцитів). Зруденіння представлено кварц-сульфідно-настурановими прожилками.

*Інгулецьке рудне поле* розташовується в південній частині Криворізького рудного району і приурочене до південної частини Лихманівської синкліналі. Рудне поле представлено Миколо-Козельським родовищем та Інгулецьким рудопроявом на північному фланзі родовища.

Рудне поле об'єднує уранове і торієве зруденіння рідкісноземельно-торій-уранової в метаморфізованих конгломератах, гравелітах і пісковиках рудної формації.

### 3.3. Уранова спадщина України

За певних об'єктивних причин (які наразі не розглядаються), у численних європейських публікаціях (IAEA, UMREG тощо) щодо територій, постраждалих внаслідок видобування та перероблення радіоактивної сировини, об'єкти уранової спадщини України зустрічаються вкрай рідко. Цим дослідженням привертається увага до екологічної безпеки територій уранової спадщини України, де від часів другої Світової війни відбувалося та по сьогоднішній час триває видобування різними способами та перероблення уранової сировини [31–33]. Усі уранові об'єкти експлуатувались і досі працюють за стандартами, що не відповідають рівню захисту, який вимагається європейськими стандартами, і також потрапляють у сферу дії міжнародних стандартів безпеки як території радіаційного забруднення.

Як уже зазначалось у підрозділі 3.1, за міжнародним підходом спадщина утворюється в результаті завершення видобутку і перероблення уранових руд без виконання відповідних обов'язкових заходів. У разі, коли вимоги щодо приведення майданчика в безпечний стан (оператором діючого виробництва) не виконані, усі заходи повинні переходити до розряду спадщини – «існуюче випромінювання». Об'єкти спадщини вимагають ідентифікації за певними критеріями, що встановлюються Регулюючим органом, який повинен визначити відповідність вимог та критеріїв до управління безпекою на об'єктах спадщини і планування заходів щодо їх приведення в безпечний стан.

В українському законодавстві немає чіткого визначення «об'єкт спадщини», а також встановлених процедур приведення майданчика в безпечний стан. Тому у даному дослідженні поставлено завдання: обґрунтувати критерії визначення території уранової спадщини в Україні за ознаками потенційно небезпечних об'єктів (*post-uranium legacy sites*). Автором окреслено територію дослідження довжиною приблизно 260 км і шириною 125 км, де розташовані об'єкти з видобування та перероблення уранової сировини, починаючи з 1945, коли було відкрите Первомайське родовище (рис. 3.5, а, б).

Як видно з рис. 3.5, усі визначені ділянки потрапляють до центральної частини Українського щита, де розміщена більшість виявлених уранових родовищ.

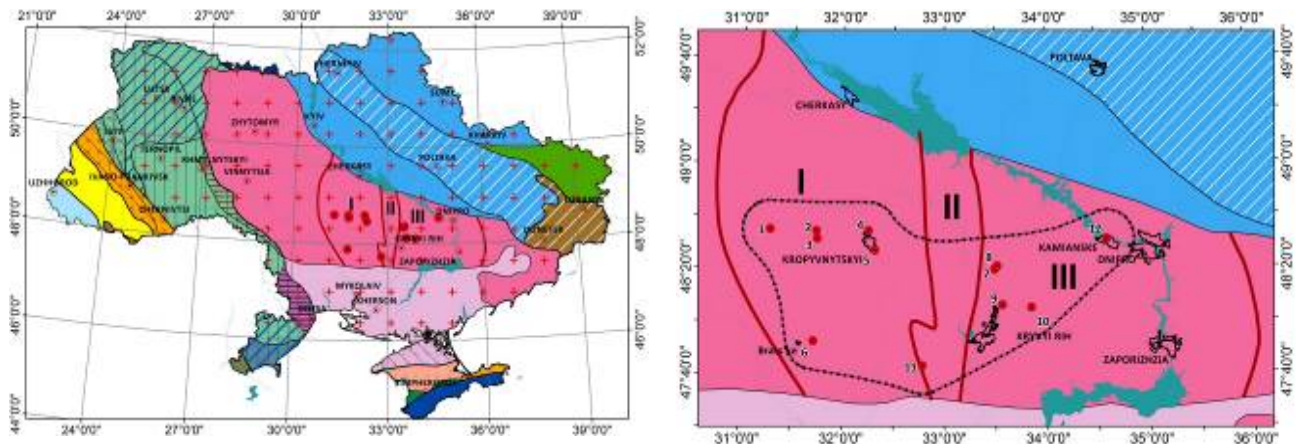


Рис. 3.5. Розташування об'єктів уранової спадщини України:

- I – Інгульський мегаблок; II – Кременчуцько-Інгулецька міжблокова шовна зона;  
III – Середньопридніпровський мегаблок

*Екологічні наслідки діяльності урановидобувних та переробних підприємств*, що призводять до формування об'єктів уранової спадщини України, мають свої особливості [13; 23; 33; 34]. Негативний вплив уранового виробництва на довкілля починається з геологорозвідувальних робіт. Відведення родючих земель під гірничі відводи (шахти, відвали, хвостосховища тощо) призводить до порушення природних режимів підземних і поверхневих водотоків, трансформування ґрунтового покриву.

Діяльність шахт прямо і опосередковано чинить вплив на довкілля. Зміна інженерно-геологічних умов територій, що входять у зону техногенного впливу гірничих виробок, пов'язана із порушенням земної поверхні внаслідок деформацій на ділянках інтенсивного просідання земної поверхні, втрати родючих земель завдяки вийманню гірської маси з шахт та переміщення її на нові місця. Водопритоки сприяють розвитку й активізації процесів просідання земної поверхні, нехарактерних для природних умов території, затопленню шахт, утворенню понижень і провалів, викликають процеси підтоплення і затоплення. Такий вид антропогенного навантаження на довкілля вимагає

постійного моніторингу та отримання оперативної інформації про територію, де розміщений гірничо-видобувний комплекс [33; 34].

Уранові руди на багатьох родовищах світу супроводжуються концентраціями інших рудних елементів. Джерела радіаційного впливу на довкілля різноманітні і висвітлені в багатьох публікаціях [34–41]: це аерозольні, пилові, рідкі, тверді низько активні відходи (НАВ) видобувного і збагачувального комплексів уранових родовищ та родовищ, які збагачені супутніми радіоактивними елементами. Території, в межах яких відбуваються процеси видобування та перероблення радіоактивної сировини, зазнають радіоактивного забруднення різного ступеню. Радіоактивність, джерелом якої є уранові руди, потребує спеціальних заходів захисту населення і довкілля на додаток до загальноприйнятого контролю, який супроводжує видобування руд інших металів, що також висвітлено в численних вітчизняних та зарубіжних матеріалах. Проте на жаль, питання впливу відвалів уранових руд на довкілля залишатиметься актуальним ще довгий час – до тих пір, поки території, де вони складуються, не будуть повністю рекультивовані.

Особливості впливу на довкілля при видобуванні і переробленні уранової руди обумовлюються надходженням разом із відходами радіоізотопів трьох радіоактивних сімейств – урану-238, урану-235 і торію-232. Радіоактивність в основному пов'язана із сімейством урану-238. Рівень радіоактивності відходів різний для різних родовищ і залежить, головним чином, від вихідного вмісту урану в руді, фізико-хімічних властивостей руд і вміщуючих порід, метеорологічними властивості місцевості, а також активності геохімічних процесів, що протікають на родовищі до його розроблення. Мова йдеться про природне вилуговування, що обумовлює утворення різних співвідношень урану з продуктами його розпаду .

На більшості сучасних уранових підприємствах радіоактивне забруднення вище фонового простежується на відстані до 700 м від основного джерела забруднення. На територіях, прилеглих до проммайданчиків уранових рудників, воно обумовлене механічними втратами уранмістячих речовин,

дифузним забрудненням ґрунту, який осідає радіоактивним пилом, аерозолями, які утворюються внаслідок експлуатації рудних складів, відвалів, автомобільних доріг та залізниць.

Особливий вид забруднення (атмосферного повітря, підземних та поверхневих вод, ґрунту, рослинності) пов'язаний із роботою гідрометалургійного заводу (ГМЗ) – забрудненням від хвостосховищ – місць складування і довготривалого зберігання відходів перероблення руди. При переробленні уранової руди близько 14 % сумарної активності переходить в урановий концентрат, у якому знаходиться 90 % урану. Після розпаду короткоживучих дочірніх продуктів залишається близько 70 % початкової активності, зумовленої  $^{230}\text{Th}$  і його дочірніми продуктами. З огляду на те, що в одній тонні руди, що містить 1 кг урану, знаходиться приблизно 0,15 ГБК урану-238 і продуктів його розпаду, після вилучення урану з кожною тонною відходів надходить приблизно 0,1 ГБК радіоактивних продуктів, тобто 100 Бк/г. За даними досліджень, середня активність відходів на хвостосховищах заводів з перероблення руди для України становить 70 Бк/г, а їх загальна площа 542 га. Дослідники доводять, що з точки зору радіаційного впливу на населення переробка урану набагато більш небезпечна, ніж його видобуток шахтним способом.

Видобуток сировини на уранових шахтах призводить до утворення відвалів порід та великої кількості радіоактивного пилу. Пил і радіоактивні гази, що виділяються, потрапляють в атмосферу під час вентилявання шахт. На збагачувальних фабриках уранова руда дробиться і розпилюється. В повітря потрапляють радіоактивний пил та інші отруйні речовини, наприклад, ванадій, миш'як, селен тощо. В результаті екологічний стан довкілля погіршується.

Важливим фактором впливу на екологічне середовище уранових родовищ стало створення техногенного рельєфу: формування підземного виробленого простору, складування розкривних порід у відвалах та промислових відходах, у хвостосховищах. Видобування урану призвело до того, що близько 80 % гірничої маси є відходами виробництва, які складаються у відвалах і

хвостосховищах. Більшість хвостосховищ були неправильно законсервовані і представляють довгострокову екологічну проблему.

У межах промислового майданчику шахти Інгульська відвали пустих і забалансових порід створюють негативний вплив на гідрологічну систему басейну річки Інгул. Рельєф місцевості змінюється від абсолютної відмітки +140 м до +100 м в сторону русла річки Інгул. Цей факт створює можливість формування поверхневого стоку збагачених природними радіонуклідами атмосферних і талих вод інфільтрованих через відвали, а також з автомобільних автошляхів та рельєфу місцевості [36]. Відбувається забруднення ґрунту в межах розташування відвалів, створюється можливість надходження природних радіонуклідів до ґрунтових вод як наслідок вилуговування радіонуклідів атмосферними опадами. До території шахти підведена залізнична колія, по якій у вагонах вивозиться добута уранова руда для подальшого перероблення до гідрометалургійного заводу в м. Жовті Води. Через шахту пролягають автошляхи, за якими здійснюються автоперевезення для господарчих потреб шахтної служби.

Геотехнологічні способи розробки, зокрема найбільш широко розповсюджений метод підземного свердловинного вилуговування (СПВ), в цілому вважається відносною небезпечним. Забруднення ураном та іншими радіоізотопами підземних вод відбувається завдяки втраті контролю за потоками розчинів, що вилуговують. Певну небезпеку становить також зосередження в ставках-накопичувачах пісків, що містять практично весь спектр природних радіонуклідів. Хімічний склад рідких відходів урановидобування наведено у табл. 3.1 [39]. Наразі в Україні розглядається перспектива розроблення нових уранових родовищ методом ПСВ, проводиться оцінка впливу на довкілля найбільш перспективних з них (Сафонівське, Михайлівське, Гур'ївське).

Уранові родовища, наведені у табл. 3.2, які відпрацьовані, або на завершальній стадії відпрацювання і в зоні впливу яких за відомими даними наявні ознаки радіаційно забруднених територій, можуть бути віднесені до об'єктів уранової спадщини після проведення додаткових радіоекологічних досліджень.

Таблиця 3.1

**Хімічний склад рідких відходів урановидобування**

Компонент	Концентрація	Компонент	Концентрація
Уран природний	0,3÷10,0 мг/л	Залізо	0,5÷1,0 мг/л
Радій-226	$(5,0\div 10,0) \cdot 10^{-11}$ Кі/л, 1,9÷3,7 Бк/л	Хлориди	2,0÷300 мг/л
Радон-222	$(5,0\div 10,0) \cdot 10^{-11}$ Кі/л 1,9÷3,7 Бк/л	Гідрокарбонати	20÷400 мг/л
Натрій і калій	40÷150 мг/л	Сухий залишок	500÷1000 мг/л
Кальцій	100÷300 мг/л	pH	6,8÷7,5
Стічні води спецпральних і душових			
Уран	0,5÷15,0 мг/л	Нітрати	100÷250 мг/л
Радій-226	$(1,0\div 1,4) \cdot 10^{-10}$ Кі/л 3,7÷5,2 Бк/л	Сухий залишок	3000 мг/л
Сульфати	250÷400 мг/л	pH	8,0

Таблиця 3.2

**Уранові родовища, які можуть розглядатися як об'єкти спадщини\***

Родовище, рік відкриття	Загальна екологічна оцінка	Реабілітаційні роботи
Первомайське, 1945	Родовища розвідані і відпрацьовані підземним способом. Вилучено велику кількість гірничорудної маси, яка частково перероблялась як уранова, частково як залізна руда, частково потрапляла у відвал. Екологічна ситуація контролювалася видобувним підприємством	Необхідно дослідити сучасну радіоекологічну обстановку
Жовторіченське, 1946		
Девладівське, 1955	Розвідка родовищ проводилася бурінням. Видобуток проводився методом підземного свердловинного вилуговування, що небезпечно для підземних вод	Реабілітація відбувається природним шляхом, не контролюється
Братське, 1962		
Мічурінське, 1964	Родовище знаходиться в експлуатації. Відбувається видобуток руди підземним способом. Радіаційний фон в м. Кропивницький змінюється в межах 18–28 мкР/год. Виявлено 800 аномальних об'єктів, з яких 28 мають ПЕД в епіцентрі понад 1000 $\mu$ Р/рік, 106 від 45 до 100 $\mu$ Р/рік. Походження аномальних об'єктів пов'язано з втратою шматків уранової руди і використанням їх в якості будівельних матеріалів	Було проведено дезактивацію аномальних об'єктів 1-ї і 2-ї груп, аномалії 3-ї групи дезактивації не підлягають
Ватутінське, 1966	Родовище знаходиться в експлуатації. Закінчується видобуток руди підземним способом найближчим часом. Відвали знаходяться на території проммайданчика	Пошук порід, які без дозволу було використано як будівельні матеріали, проведено в 1990–1992 рр.
Северинівське, 1968	Розвідка родовища проводилася бурінням. Розвідка не завершена, шахта законсервована. Ситуація контролюється держпідприємством «Кіровгеологія», яке проводило розвідку	Реабілітаційні процеси не на порядку денному, але на контролі

\* Складено за матеріалами [40–45]



Радонова небезпека може виникнути під час усіх розглянутих процесів (див. підрозділ 4.1.

До організованих джерел радіоактивного забруднення для урановидобувних підприємств відносяться розкривні і допоміжні виробки (шурфи, свердловини), через які відбуваються викиди в атмосферу відпрацьованого повітря і видача на поверхню руди, відходів попутного видобутку, рудничних і дренажних вод.

До неорганізованих джерел радіоактивного забруднення відносяться шахтні проммайданчики, де здійснюється транспортування руди, її навантаження, попереднє дроблення, складування, радіометричне сортування. Неорганізованими джерелами є також рудні склади, відвали забалансових руд і пустих порід. В окремих випадках забруднюючі радіоактивні речовини проникають у компоненти довкілля через розломи, тріщини, незатомповані свердловини шляхом фільтрації.

### **3.4. Класифікація та наукове обґрунтування заходів щодо визначення об'єктів уранової спадщини “post-uranium legacy sites”**

Авторкою науково-теоретично обґрунтовано визначення радононебезпечної території уранової спадщини України та запропоновано класифікацію об'єктів цієї спадщини за видами діяльності та ознаками потенційно небезпечних об'єктів. Дослідження в роботі зосереджені на територіях урановидобування та прилеглих територіях на трьох рівнях – регіональному, локальному та об'єктовому, за порядком, відображеним на рис. 2.2.

Район, що розглядається, є потенційно радононебезпечним, для якого районування території за рівнем радононебезпеки є питанням найближчого майбутнього, пріоритет якого вирішуватиметься в межах муніципалітетів, територіальних об'єднань. Визначення рівня радононебезпеки повинно стати основою для просвітницької діяльності та інформування населення про радонові потенціали територій.

Наступна класифікація уранової спадщини запропонована авторкою в роботах [31–32] та наведена у табл. 3.3.

Таблиця 3.3

### Території уранової спадщини України

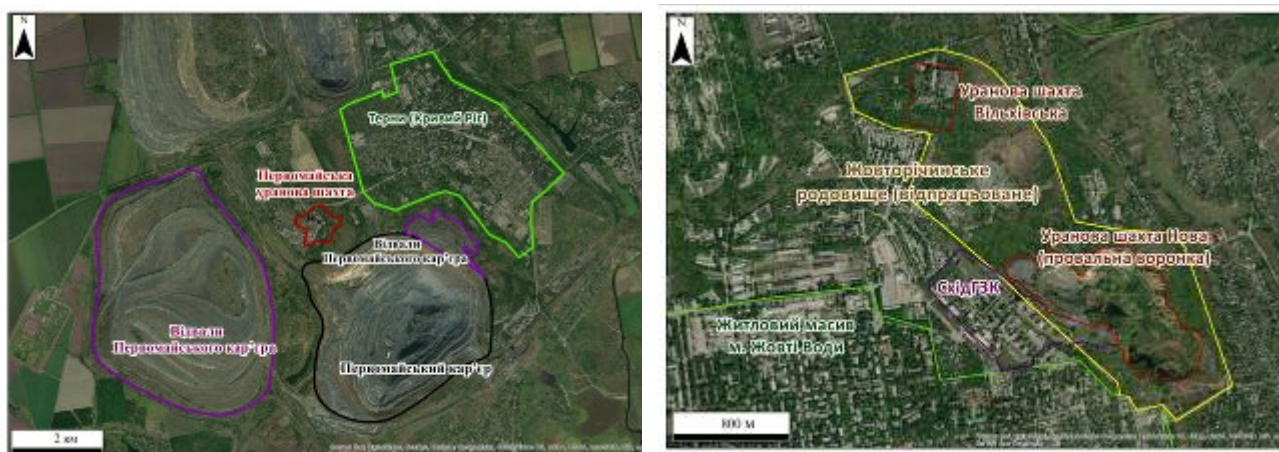
<i>Території відпрацьованих уранових родовищ</i>			
Назва об'єкту спадщини	Назва підприємства	Розташування	Примітки
Первомайське родовище	ДП «СхідГЗК», шахти «Об'єднана», Північна, Первомайська та ін. (недіючі)	Терни (Кривий Ріг) Дніпропетровської обл.	<i>Відпрацьоване шахтним способом</i>
Жовторіченське родовище	ДП «СхідГЗК», шахти «Нова», «Вільхівська» та ін. (недіючі)	місто Жовті Води Дніпропетровської обл.	<i>Відпрацьоване шахтним способом</i>
Девладівське родовище	ДП «СхідГЗК», ділянка підземного свердловинного вилуговування «Девладове»	с. Довгівка Софіївський р-н Дніпропетровської обл.	<i>Відпрацьоване методом підземного свердловинного вилуговування</i>
Братське родовище	ДП «СхідГЗК», ділянка підземного свердловинного вилуговування «Братське»	смт. Братське Братський р-н Миколаївської обл.	<i>Відпрацьоване методом підземного свердловинного вилуговування</i>
<i>Території діючих урановидобувних підприємств</i>			
Інгульська шахта	ДП «СхідГЗК» «Інгульська шахта» (з 1969 р.)	с. Неопалимівка Кропивницький р-н Кропивницької (Кіровоградської) обл.	<i>Відпрацьовує Мічурінське та Центральне родовища</i>
Смолінська шахта	ДП «СхідГЗК» «Смолінська шахта» (з 1975)	смт. Смоліне Маловиськівський р-н Кропивницької (Кіровоградської) обл.	<i>Відпрацьовує Ватутінське родовище</i>
Новокостянтинівська шахта	ДП «СхідГЗК» «Новокостянтинівська шахта» (з 2011)	с. Олексіївка Маловиськівський р-н Кропивницької (Кіровоградської) обл.	<i>Відпрацьовує Новокостянтинівське родовище</i>
<i>Території переробних підприємств</i>			
Жовті Води	ДП Східний гірничозбагачувальний комбінат (СхідГЗК)	місто Жовті Води Дніпропетровської обл.	<i>Діюче підприємство</i>
Кам'янське	Виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод» ВО ПХЗ	місто Кам'янське Дніпропетровської обл.	<i>Недіюче підприємство. Закрите в 1991 р.</i>

Визначенню територій уранової спадщини («radiation legacy sites» та/або «uranium legacy sites») передують два моменти: перший – антропогенна діяльність в минулому – «*affected by past practices*», де рівень радіоактивності перевищує фоновий (потужність еквівалентної дози досягає 350 мкЗв/год); другий – об'єкти довкілля характеризуються підвищеним вмістом урану (породи – до 40–53 г/т; ґрунти – до  $0,5\text{--}1,9 \cdot 10^{-4}\%$ ; вода –  $5 \cdot 10^{-6}\text{ г/л}$  –  $9 \cdot 10^{-2}\text{ г/л}$ ), продуктів його розпаду, та супутніми елементами, проте кожна окреслена локація відрізняється як рівнем потенційної небезпеки для довкілля, включаючи джерела ТПДПП, так і підходами щодо екологічного моніторингу та подальшої рекультивациі територій.

### ***Території (локації) уранових родовищ, відпрацьованих шахтним способом***

Запаси уранової руди на цих родовищах давно відпрацьовані. Проте залишилися екологічні наслідки, пов'язані із техногенним забрудненням територій, залишених у спадок наступним поколінням. Це обумовлено низкою причин, серед яких мають місце недосконалість технологічних процесів та відсутність норм екологічної безпеки. Практичне вирішення приведення територій в екологічно безпечний стан стримується перш за все через брак планування і реалізації проєктів відновлення довкілля та відсутність фінансування для виконання довготривалих реабілітаційних програм.

***Локація Первомайського родовища (територія «спадщини відпрацьованого родовища» legacy site)*** (залізисто-карбонатно-уранові руди) показано на рис. 3.6, а. Саме родовище було відкрито відразу після війни у 1945 році у північній частині міста Кривий Ріг. Подальше вивчення підтвердило відкриття першого в тодішньому СРСР великого уранового родовища. Руду розпочав видобувати трест «Кривбасруда», а з 1951 року – спеціально створений гірнично-збагачувальний комбінат «СхідГЗК». Уранові руди було відпрацьовано у 1968 році, проте експлуатацію шахти було ще продовжено задля видобутку багатих залізних руд.



а

б



в

— населені пункти

— локація родовища (mining site)

Рис. 3.6. Локації родовищ, відпрацьованих шахтним способом:

а – локація Первомайського родовища; б – локація Жовторіченського родовища;

в – м. Жовті Води і околиці з розташуванням уранових хвостосковищ

В геологічному відношенні Первомайське родовище знаходиться в північній частині Криворізької складчасто-розломної структури. У цій структурі геологічні утворення характеризуються дуже високим ступенем метаморфізму, інтенсивними проявами процесів метасоматозу, наявністю

численних розривних порушень, які слугують як радононосні підвідні структури безпосередньо в поверхневий шар ґрунту. Радонові аномалії також асоціюються із зонами активізації глибинних розломів тектонічних структур (розривних порушень, зон тріщинуватості і дроблення, тектонічно ослаблених блоків). Саме через це став можливим розвиток накладених метасоматичних процесів у вулканогенно-осадових породах, з якими пов'язане також утворення багатих руд заліза й урану.

Родовище є комплексним залізо-урановим. Уранове зруденіння головним чином відноситься до уранової в карбонатно-натрієвих метасоматитах рудної формації (залізо-уранова субформація) і приурочене до катаклазованих, брекчійованих, розсланцьованих, мілонітизованих кристалосланців, залізистих кварцитів, амфіболітів, альбітитів, залізних руд з накладеними процесами егіринізації, рибекітизації, альбітизації, карбонатизації, гематитизації.

За висновками фахівців на Первомайському родовищі уранова мінералізація була цілком локалізована в промислових залізних рудах. Встановлено, що руди мають карбонат-гематит-магнетитовий склад із вкрапленням уранових мінералів. Отже, ці залізні руди одночасно класифікують як уранові. Склад їх відносно простий: крім залізородних мінералів (30–75 %), карбонатів (20–70 %) і силікатів зрідка зустрічаються хлорит, біотит, альбіт; окремі зерна піриту, халькопіриту, сфену, апатиту, циркону. Уранова мінералізація представлена уранінітом, настураном, вторинними силікатами та сульфатами урану.

Ізотопний вік зруденіння складає  $1800 \pm 30$  млн років. Разом з гідротермально-метасоматичним зруденінням на родовищі зустрічається прожилкове сульфідно-нastуранове зруденіння (уранова гідротермальна в мінералізованих зонах дроблення кристалічних порід формація) з віком 220 млн років.

Як і для інших родовищ цього генетичного типу, хімічний та мінеральний склад руд значною мірою залежить від типу первинних метаморфічних порід, тоді як форма рудних тіл визначається також складчастими і розривними деформаціями.

*Локація Жовторіченського родовища (територія «спадщини відпрацьованого родовища» legacy site)* (альбіт-уранові, сульфід-настуранові та малакон-апатитові руди) – рис. 3.4, б – було відкрито у наступному 1946 році після ретельного обстеження на радіоактивність усіх діючих на той час рудників Криворізького басейну. Промислова експлуатація цього родовища розпочалась на початку 1950-х років, а на початку 1990-х запаси уранової руди було вичерпано до глибини 1,5 км. Однак на верхніх горизонтах було виявлено й розвідано комплексні рідкіснометалеві та рідкісноземельні руди, проте розпочати видобуток останніх вже із затоплених водою шахт не вдалось.

Основною структурою родовища є ізоклінальна складка з майже вертикальним падінням. Вихідний склад порід у зонах тектонічних порушень зазнав значних змін під впливом лужного метасоматозу. Первинні доломіт-кварцитові та біотит-хлоритові асоціації заміщені на метасоматити, головними породотвірними мінералами яких є силікати й алюмосилікати (85–90 % за масою), у меншій кількості – амфіболи, егірин, хлорит; у залізистих породах до 10–15 % – гематиту і магнетиту.

На ділянках розвитку малакон-апатитової мінералізації в карбонатно-натрієвих метасоматитах виявлені ванадій-скандієві руди, що дозволило виділити на Жовторіченському родовищі новий тип комплексного рідкіснометалевого зруденіння – уран-рідкісноземельно-ванадій-скандієвий. Головним мінералом-концентратором скандію та ванадію є егірин-акміт. Час проявлення метасоматичних процесів та пов'язаного з ним уранового та комплексного скандій-ванадієвого зруденіння оцінюється в 1800 млн років. Уранове гідротермально-метасоматичне зруденіння в карбонатно-натрієвих метасоматитах на родовищі сполучене з жильним зруденінням уранової гідротермальної в мінералізованих зонах дроблення кристалічних порід рудної формації, яка представлена настурановими та сульфідно-настурановими рудами. Крім настурану уранова гідротермальна мінералізація представлена уранінітом і кофінітом.

Уранова мінералізація локалізується у вигляді пласто-стовпо-лінзоподібних тіл та різноманітних жил. Головне промислове значення мають шаруваті пластоподібні поклади протяжністю від кількох сотень метрів до 1 км, особливо вузлові зони у місцях перетину тектонічних структур.

Детальне вивчення мінералогії та петрографії руд та вміщуючих порід має велике значення для розробки технологічних схем збагачення уранових руд, їх гідрометалургійної переробки та подальшого впливу на компоненти довкілля та способи рекультивації території. На жаль, геологічна інформація по рудах цих родовищ недостатньо узагальнена та опублікована через особливий режим секретності щодо уранових об'єктів того часу і залишилась розпорошеною у різних засекречених звітах. Тому для віднесення територій до об'єктів уранової спадщини необхідно дослідити сучасну радіоекологічну обстановку зазначених родовищ.

Уранові руди Жовторіченського родовища відпрацьовані в 1951–1989 рр. гірничими виробками до глибини 1,5 км. Видобуто 19,0 тис. т урану. За запасами скандію родовище відноситься до унікальних.

#### ***Території (локації) родовищ, відпрацьованих методом підземного свердловинного вилуговування***

На даний час території відпрацьованих Девладівського та Братського родовищ рекультивовано (рис. 3.7 а, б, в, г). Проте рекультивація не призвела до екологічно безпечного стану цих ділянок. Це було продемонстровано в одному з останніх досліджень, проведених за підтримки ЄС молодими експертами українських неурядових організацій [43].

Уранові руди були знайдені тут у вуглефікованих піщано-глинистих товщах бучацької світи, перекритої київськими глинами. У 1955 р. на північний схід від міста Кривий Ріг було відкрито Девладівське родовище під час розвідування наявності нікелю у буровугільних еоценових відкладах. З 1962 року на території родовища почали проводити дослідницькі та натурні роботи по вилуговуванню урану на місці його залягання, а з 1967 року почалась його промислова експлуатація, яка тривала до 1983 року (майже 17 років).

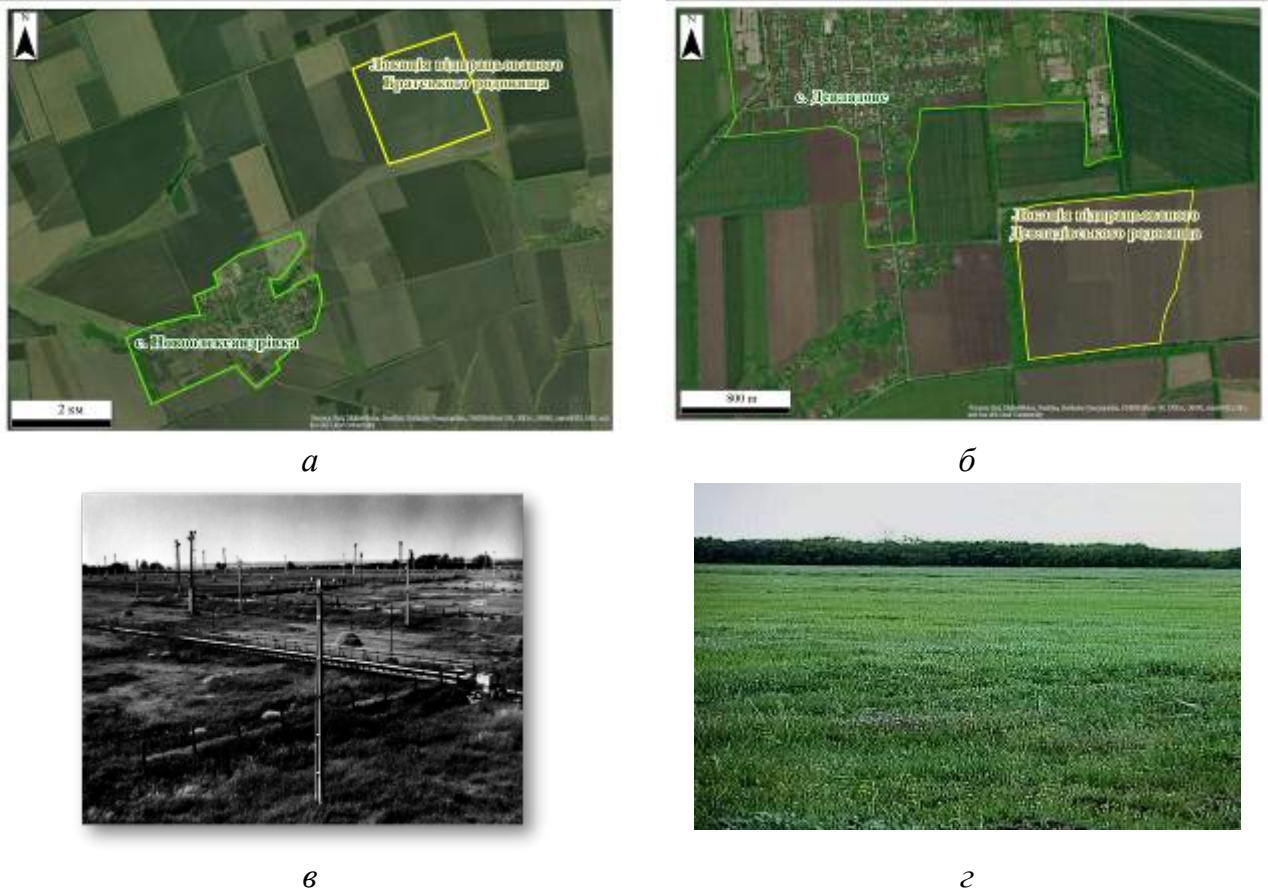


Рис. 3.7. Локації родовищ, відпрацьованих методом підземного свердловинного вилуговування:

*а* – локація Братського родовища; *б* – локація Девладівського родовища;  
*в* – Братське родовище 1970, геотехнологічне поле; *г* – після рекультивації, 2010

Взагалі у Дніпровському басейні виявлено та досліджено близько двох десятків родовищ і рудопроявів урану. Всі вони локалізуються в обводнених осадових вуглих піщано-глинистих породах буцацького ярусу та мають ряд факторів, сприятливих для відпрацювання методом підземного свердловинного вилуговування (ПСВ).

Сприятливими факторами для відпрацювання методом ПСВ є невелика глибина залягання руд (від перших до 80–100 м), достатня водонасиченість рудних горизонтів та прийнятні геотехнологічні параметри вилуговування урану. Аналогічно до Девладівського також було відпрацьоване Братське родовище (1972–1983 рр.) – майже 11 років. Зацікавленість до цього району щодо можливості видобування урану методом ПСВ триває до цього часу.



Було б дуже доцільно використовувати набутий досвід в інших уранових регіонах світу для планування майбутніх рекультиваційних робіт щодо відновлення територій. Адже мова йдеться про запуск сірчаноокислих розчинів у водоносні горизонти, близько розташовані до поверхні в умовах густонаселеної місцевості.

### ***Території (локації) уранових родовищ, що розробляються***

У 1970-х роках минулого сторіччя центр урановидобувної промисловості в Україні перемістився до Кропивницької області, де Мічурінське та Ватутінське уранові родовища було введено в експлуатацію. Розроблення цих родовищ триває по сьогоднішній час. Відоме державне підприємство «Східний гірничозбагачувальний комбінат» (СхідГЗК), до складу якого входять зазначені підприємства – єдине підприємство в Україні, що забезпечує видобуток природного урану і виробництво його оксидного концентрату. Інгульська шахта – 8 км у південно-східному напрямку від м. Кропивницький, с. Неопалимівка, Смолінська та Новокостянтинівська шахти знаходяться відповідно біля селищ Березівка та Олексіївка Маловиськівського району Кіровоградської області (рис. 3.8, а, б, в).

На сьогодні в країні існує розвинена інфраструктура видобування урану та виготовлення уранового концентрату. Родовища, що розробляються, мають великі розміри уранових покладів, характеризуються високою міцністю урановмісних порід, що дозволяє проходити очисні блоки великих об'ємів, а гірські виробки без кріплення, а також відносно простими заходами щодо радіаційного захисту завдяки невеликому вмісту урану в рудах.

У більшості країнах території, де триває видобування та/або перероблення уранової сировини, не відносяться до «уранової спадщини» («uranium legacy sites»). Проте пропонуємо розглядати ці території у такому контексті, оскільки за довгі роки експлуатації уранових родовищ вони набули усі ознаки радіоактивно забруднених внаслідок активної антропогенної діяльності та потребують проведення моніторингу з подальшою рекультивацією земель.

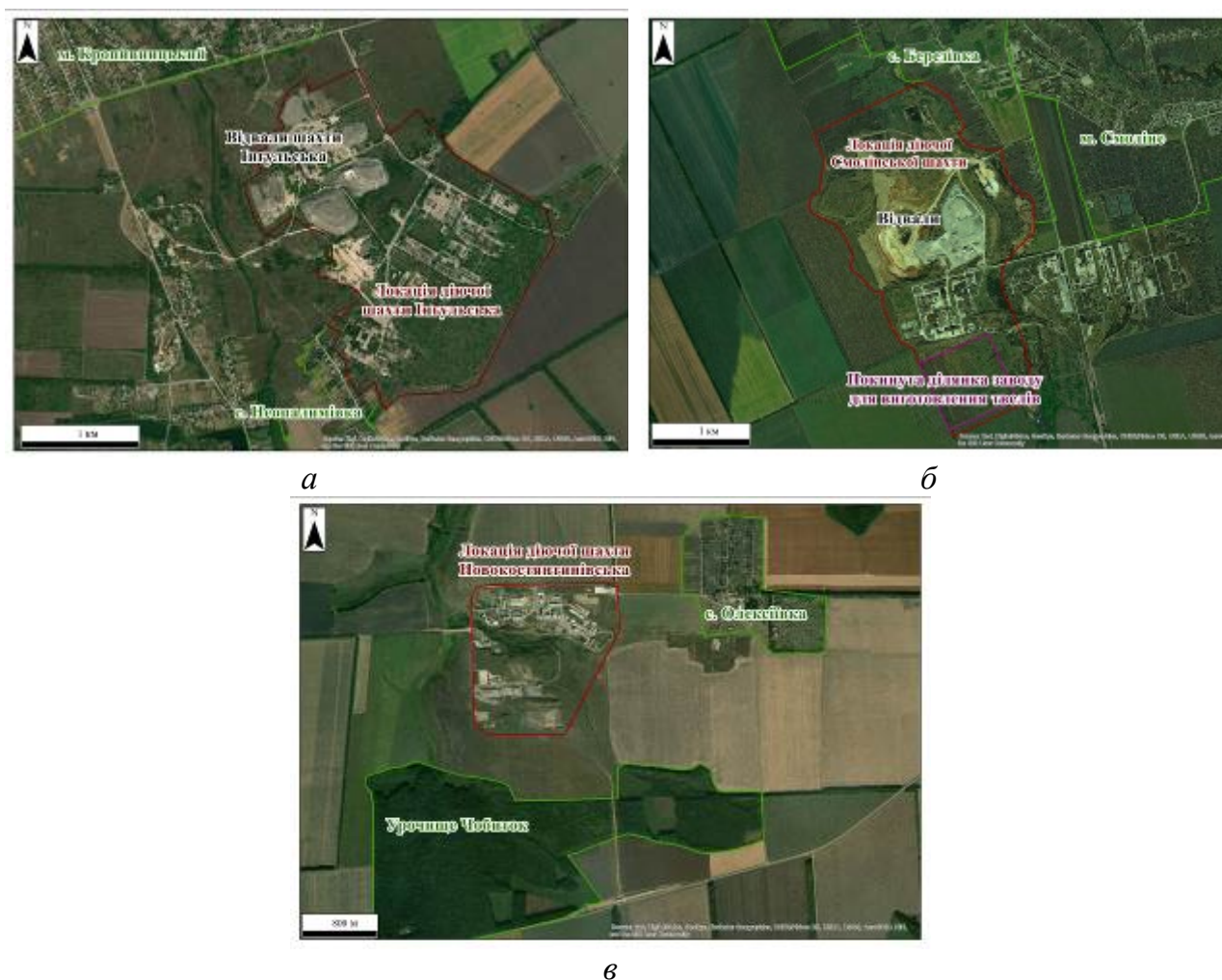


Рис. 3.8. Території діючих уранових підприємств:  
 а – Інгільської; б – Смолінської та в – Новокостянтинівської шахт

За даними, опублікованими асоціацією «Український ядерний форум» [45; 46], за більше як 50 років на Інгільській шахті пройдено майже 500 км гірничих виробок, пробурено 6,6 тис. км свердловин. За більш ніж 45 років існування Смолінської шахти було пройдено 267 км гірничих виробок, пробурено 6,3 тис. км свердловин, видобуто майже 28 млн тонн руди.

На Новокостянтинівській шахті видобуто 1 млн тонн руди при запланованій потужності – до 2,5 млн тонн на рік.

### ***Території переробних уранових підприємств***

Питаннями поводження з відходами видобування і перероблення уранових руд нині опікуються Міністерство енергетики України та уповноважена ним організація Східний гірничо-збагачувальний комбінат – ДП «СхідГЗК».

Як вище зазначалось, державне підприємство «СхідГЗК» виконує всі роботи з видобування і перероблення уранових руд в Україні. Урановий концентрат одержують на гідрометалургійному заводі (ГМЗ) в місті Жовті Води зі змішаної рудної маси з чотирьох діючих родовищ, оскільки ці руди одного генетичного типу та аналогічні за технологією вилучення урану. Хвостосховища діючого ГМЗ розташовані на площі 256 га із середньою активністю відходів 75 Бк/г (за даними [47]). Розглядаються два хвостосховища: відпрацьований кар'єр бурих залізняків (КБЗ) та балка Щербаківська (Щ) – рис. 3.9.



Рис. 3.9. Територія міста Жовті Води із радіаційно небезпечними ділянками:

1. Сірчаноокислотний завод; 2. Схід ГЗК; 3. Хвостосховище КБЗ;
4. Хвостосховище Балка Щербаківська; 5. Хвостосховище ГМЗ;
6. Територія відпрацьованого Жовторіченського родовища;
7. Житлова забудова міста Жовті Води; 8. Краснокутський ліс

*Хвостосховище «КБЗ» (кар'єр бурих залізняків)* розташоване на північній околиці міста. Кар'єр використовувався під складування відходів без спеціальних протифільтраційних пристроїв. Складування хвостового матеріалу, що представляє собою відходи перероблення уранових руд, відбувалося в період з 1964 по 1995 рр. шляхом гідроналиву. Наразі більша частина поверхні хвостосховища вкрита ізолюючим шаром ґрунту, а на решті частини

розташований ставок, який використовується як резервна ємність. Загальна активність складованого матеріалу – близько 27 000 Кі. Площа хвостосховища становить 55,6 га, об'єм твердих відходів 12,4 млн м<sup>3</sup>.

*Хвостосховище Балка Щербаківська*, хвостосховище «Щ», яке розташоване 1,5 км на південь від міста, складається з двох секцій: «старої» та «нової». «Стара» секція площею близько 100 га використовується як резервна, а «нова» продовжує заповнюватися. Пилові частки хвостосховища «Щ» є джерелом радіоактивного забруднення повітряного середовища південної частини міста в літній період. З обох хвостосховищ виділяється радон, який внаслідок дифузії і перенесення вітром призводить до збільшення техногенного радіаційного фону.

*Державне підприємство «Східний гірничо-збагачувальний комбінат»* (ДП «СхідГЗК») – єдине в Україні підприємство, що забезпечує видобуток природного урану і виробництво його оксидного концентрату. Три діючі уранові шахти комбінату за своїм енергетичним еквівалентом рівноцінні 60-ти вугільним шахтам, іншими словами, одній третині всього Донбасу (в порівнянні до 2014 року). Основна продукція комбінату – концентрат природного урану – складає близько 78 % від загального обсягу випуску продукції.

ДП «СхідГЗК» було створене в 1951 році. Першу руду шахта «Нова» комбінату видала в 1956 році, перший кілограм концентрату урану отримали в 1959 році.

Загальні характеристики діючих підприємств, номенклатура та місця складування відходів ДП «СхідГЗК» наведено на рис. 1.5. За цими даними ДП «СхідГЗК» основну масу твердих радіоактивних відходів становлять хвости (співвідношення за масою ~4,2, за радіоактивністю ~19,2). У процесі переробки руд вилучається лише 15 % загальної активності, а після розпаду короткоживучих радіонуклідів у хвостах практично назавжди (на сотні мільйонів років) залишається 70 % первинної активності [48–50].

У зонах розроблення родовищ Кіровоградського району на шахтах Інгульській (експлуатується з 1972 р.) та Смолинській (експлуатується з 1976 р.) загалом накопичилось, близько 10,6 Мт відвалів «пустих» порід та позабалансових руд активністю близько  $2 \cdot 10^{13}$  Бк. Частина цих відвалів рекультивована.

Уран у позабалансових рудах входить переважно до складу власних мінералів (оксиди, силікати), другорядне значення мають ізоморфні домішки. Проте слід враховувати, що рудні мінерали у відвалах зазнають значних змін (окиснення, гідратація, конгруентне й інконгруентне розчинення тощо) під впливом екзогенних чинників. Ці вторинні зміни недостатньо досліджені.

Основною радіаційною небезпекою в інфраструктурі виробництв ДП «СхідГЗК» залишається гідрометалургійний завод (ГМЗ), що викидає у навколишнє середовище  $\alpha$ -випромінюючі аерозолі довгоіснуючих радіонуклідів уранового ряду (рудний пил) під час роботи основних цехів заводу, а також скидає пульпу на поверхню в разі аварійних ситуацій із порушенням цілісності пульпопроводу. У санітарно-захисній зоні заводу створено постійний радіаційний контроль головних джерел радіаційної загрози, здійснюється систематичний дозиметричний контроль персоналу заводу.

В останні роки керівництво ДП «СхідГЗК» приділяє значну увагу природоохоронним заходам щодо зменшення негативного впливу на довкілля, а саме: ведуться підземні гірничі роботи, введено в експлуатацію низку очисних споруд, проводиться моніторинг довкілля. ГМЗ почав переробляти уранові руди з урахуванням природоохоронних заходів.

Отже, реально реалізувати безвідходну технологію підземного урановидобування з розміщенням усіх твердих відходів у виробленому просторі, очищенням шахтних вод і корисним їх застосуванням. За цією технологією (без нарощування обсягів твердих відходів і з поступовою ліквідацією накопичених) може працювати, наприклад, перспективна уранова шахта Новокостянтинівська. Для переробного виробництва також можливе створення маловідходної технології з коефіцієнтом використання відходів на рівні 0,5–0,6.

*Виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод»* ВО «ПХЗ» було одним з найбільших підприємств з перероблення уранових руд в колишньому СРСР в період з 1949 по 1991 рр. (упродовж більш як 40 років). На ньому перероблялися уранові руди з усієї країни, а також країн Східної Європи. Складний виробничий комплекс складався з об'єктів зберігання і сортування руд, системи їх транспортування, розмелювальних цехів, цехів кислотного і содового вилуговування, екстракційних цехів методами радіохімії і гідрометалургії, об'єктів складування залишків екстракційного виробництва (хвостів) і низькоактивних виробничих відходів, а також інших об'єктів на території загалом майже 300 га.

Після припинення виробничої діяльності на ВО «ПХЗ» з переробки уранових руд воно було реструктуризоване в низку спеціалізованих підприємств різного профілю, що не переймалися питаннями поводження з відходами уранового виробництва. При цьому об'єкти ВО «ПХЗ» залишались у державній власності, але не були виведені з експлуатації у встановленому законом порядку, а радіаційнонебезпечні споруди і хвостосховища не були приведені в екологічно безпечний стан, відповідно до чинних нормативно-законодавчих вимог із перепрофілювання колишніх уранових виробництв. Економічна ситуація у перше десятиліття незалежності України призвела до того, що найбільш забруднені об'єкти ВО «ПХЗ» (будівлі колишніх уранових виробництв, пульпопроводи, складські та інші приміщення), а також хвостосховища решток гідрометалургійної переробки урану, що формувалися з 1948 до 1980-х років, фактично на багато років залишилися без нагляду й відповідного контролю.

Лише у 2000 р. за рахунок коштів резервного фонду Кабінету Міністрів України було вжито перших протиаварійних заходів з ремонту та укріплення огорожувальних споруд інженерного захисту на хвостосховищах «Західне» та «Дніпровське», тим самим знижено ймовірність зсувів і розмиву огорожувальних дамб й отже ризики аварійного винесення радіоактивно забруднених порових вод хвостосховищ у водну систему Дніпра, формування

значних потоків еманції радіоактивного газу радону на ділянках складування відходів уранового виробництва, рознесення радіоактивного пилю з їх поверхні на території проммайданчика і прилеглих населених пунктів.

Проте стан захисного покриття більшості хвостосховищ та інженерних споруд колишньої інфраструктури уранового виробництва на ВО «ПХЗ» незадовільний і погіршується з кожним роком під впливом природних чинників і через відсутність відновних заходів.

Для здійснення рекультиваційно-відновлювальних робіт на забруднених територіях і поводження з радіоактивними відходами колишнього уранового виробництва ВО «ПХЗ» і «Придніпровський хімічний завод» наказом Мінпаливенерго України N 562 від 13.12.2000 було створено Державне підприємство «Бар'єр» (ДП «Бар'єр»). Цьому підприємству на баланс у встановленому порядку передаються усі потенційно небезпечні об'єкти ВО «ПХЗ».

З метою усунення існуючого комплексу радіоекологічних проблем з територією колишнього ВО «ПХЗ», була розроблена і затверджена постановою КМ України від 26.11.2003 № 1846 спеціальна Державна програма приведення небезпечних об'єктів ВО «Придніпровський хімічний завод» в екологічно безпечний стан, забезпечення захисту населення від шкідливого впливу іонізуючого випромінювання. Проте недостатнє фінансування, унеможливило практичну реалізацію цієї Програми не виконані вже розроблені проєкти, не забезпечені вимоги законодавства, чинники екологічних загроз наростають.

Так, за результатами радіоекологічного моніторингу (2005–2008 рр.), що виконувався ДП «Бар'єр» та залученими ним організаціями, надійність колишніх захисних споруд зменшується, що спричинює активізацію й розширення зон впливу джерел радіоактивного забруднення на території колишнього ВО «ПХЗ» повітряним і водним шляхами міграції, в тім числі хімічних забрудників від решток екстракційних реагентів, розчинів нейтралізації відходів та ін.

Небезпеку цих об'єктів для населення прилеглих територій підтверджують численні факти розкрадання з них радіаційно-забруднених матеріалів. Так, 16 липня 2007 р., з території майданчика для тимчасового зберігання демонтованих технологічних трубопроводів колишнього ВО «ПХЗ», за яким наглядало ДП «Бар'єр», викрадено 6 радіаційнозабруднених металевих резервуарів, які використовували в технологічних процесах переробки уранових руд. Вони виготовлені з неіржавної сталі, діаметром близько 2,5 м масою ~ 2,5 т; потужність експозиційної дози гамма-випромінювання на їх поверхні становить до 500 мкР/г, що у 25 разів перевищує природний радіаційний фон.

26 липня 2007 р. частину фрагментів викрадених резервуарів вилучили з території несанкціонованого заготівельного пункту металобрухту в м. Кам'янське. Три неушкоджених резервуари були знайдені неподалік від огорожі проммайданчика ДП «Бар'єр». Усі вилучені фрагменти і резервуари переміщені на територію ДП «Бар'єр», яка нині охороняється цілодобово.

З наведеного вище випливає, що проблеми, які існують на проммайданчику колишнього ВО «ПХЗ», мають комплексний характер і стосуються багатьох аспектів, а саме: екологічних, технологічних, медичних, соціальних. Їх неможливо вирішити на галузевому, місцевому чи регіональному рівні. Розпорядженням КМ України від 18 березня 2009 р. № 284-р була схвалена концепція Державної цільової екологічної програми приведення в безпечний стан уранових об'єктів колишнього виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод». Постановою КМ України від 21 серпня 2019 р. № 756 затверджено Державну цільову екологічну програму першочергових заходів приведення у безпечний стан об'єктів і майданчика колишнього уранового виробництва виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» на 2019–2023 роки [51, 52].

Територія колишнього ВО «ПХЗ» визнана як «важка спадщина після розпаду СРСР», «територія техногенного лиха». Більша частина об'єктів не експлуатуються, вони залишаються незаконсервованими і спричиняють шкоду



довкілля, персоналу та населенню. За даними обстежень виявлено витоки радіаційно забруднених підземних вод до річок Коноплянки та Дніпра. Деякі інженерні споруди хвостосховищ знаходяться в аварійному стані, що може призвести до виникнення аварійних ситуацій.

Територія спадщини колишнього ВО «ПХЗ» контролюється на рівні держави, за міжнародними проектами оцінено ризики впливу хвостосховищ технологічних відходів на здоров'я людей та довкілля, розроблено методологію ремедіації, програму заходів на найближчий час. Обговорюються питання використання об'єктів після приведення їх у відносно безпечний стан. Однак процес реабілітації такої території дуже складний і тривалий (розглядається цифра у 15–20 років). Тому набуває актуальності міжнародна співпраця, також важливі діалоги з місцевими органами управління, громадськістю регіону, регуляторними органами тощо. На підставі аналізу ситуацій на запропонованих ділянках уранової спадщини, зроблено узагальнення заходів щодо віднесення об'єктів до категорії «спадщини», які представлені у табл. 3.4. На підставі цих заходів можливо визначення кількісних критеріїв щодо віднесення об'єктів до категорії «спадщини».

Таблиця 3.4

#### Заходи щодо визначення об'єктів уранової спадщини України

№ з/п	Заходи щодо віднесення об'єкту до категорії «спадщини»
1	Визначення потужності еквівалентної дози гамма опромінення на території об'єкту – більше фонового значення (більше 0,15–0,20 мкЗ/год)
2	Визначення радіонуклідів $^{238}\text{U}$ – $^{234}\text{U}$ – $^{230}\text{Th}$ – $^{226}\text{Ra}$ – $^{210}\text{Po}$ – $^{210}\text{Pb}$ , $^{230}\text{Th}$ в компонентах довкілля – ґрунтах, воді, аерозолях
3	Визначення об'ємних концентрацій Rn-222 на територіях бувших виробництв, будівлях промислового і житлового призначення, в зонах проживання населення
4	Визначення ексхалатції радону Rn-222 на поверхні хвостосховищ та гірських відвалів, забруднених територіях промайданчиків
5	Визначення вмісту супутніх елементів, концентрація яких перевищує фонові для кожного об'єкту – наприклад, V, Sc, Cr, As, Ni для територій уранових родовищ альбітитової формації
6	Визначення вмісту радіонуклідів і токсичних елементів в аерозолях, які відбираються на промайданчиках, робочих місцях персоналу, місцях проживання населення і зонах проведення земляних та будівельних робіт

На урановидобувних і переробних підприємствах країн ЄС активно розвиваються програми міжнародної технічної співпраці, спрямовані на надання допомоги в здійсненні реабілітаційних проєктів. Аналіз показує, що ефективність виконання таких задач багато в чому залежить від наявності відповідних національних стратегій екологічної безпеки, нормативних вимог та регуляторних механізмів, а також досвіду в управлінні подібними проєктами відповідно до міжнародних стандартів. Така діяльність потребує великої фінансової підтримки та плідної співпраці між державними установами (у тому числі науково-дослідними), ЄС, міжнародними організаціями, ДП «СхідГЗК», органами місцевого самоврядування та неурядовими організаціями.

### Висновки до розділу 3

Території, де в Україні експлуатувалися в минулому та дотепер функціонують урановидобувні та переробні підприємства, і де є наявні техногенно-підсилені джерела іонізуючого випромінювання природного походження, розглядаються з точки зору «уранової спадщини». За розробленою класифікацією окреслено територію довжиною приблизно 260 км і шириною 125 км, де розміщені такі об'єкти, та представлено короткий аналіз (огляд) дев'яти таких локацій.

Наразі такі території потрапляють у сферу дії Європейських стандартів безпеки (BSS – Директива ЄС 59/2013) як радіаційно небезпечні території, які потребують певних заходів щодо можливих шляхів їх екологічної рекультивациі.

На підставі аналізу територій наукового обґрунтовано заходи щодо віднесення об'єкту до категорії уранової спадщини: визначення потужності еквівалентної дози гамма опромінення; визначення вмісту природних радіонуклідів  $^{238}\text{U}$  –  $^{234}\text{U}$  –  $^{230}\text{Th}$  –  $^{226}\text{Ra}$  –  $^{210}\text{Po}$  –  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{230}\text{Th}$  у компонентах довкілля – ґрунтах, воді, аерозолях; визначення об'ємних концентрацій Rn-222 на територіях бувших виробництв, будівлях промислового і житлового призначення, в зонах проживання населення; визначення ексхаляції радону

Rn-222 на поверхні хвостосховищ та гірських відвалів, забруднених територіях промайданчиків; визначення вмісту супутніх елементів, концентрація яких перевищує фонові для кожного об'єкту – наприклад, V, Sc, Cr, As, Ni для територій уранових родовищ альбітітової формації; визначення вмісту радіонуклідів і токсичних елементів в аерозолях, які відбираються на промайданчиках, робочих місцях персоналу, місцях проживання населення і зонах проведення земляних та будівельних робіт.

Визначено дев'ять локацій у межах Кіровоградської урановорудної субпровінції: території відпрацьованих уранових родовищ шахтним способом та методом підземного свердловинного вилуговування, діючих урановидобувних та переробних підприємств, що використовувались в минулому «*affected by past practices*», де рівень радіоактивності помітно перевищує фоновий і значення потужності еквівалентної дози досягають 350 мкЗв/год, а компоненти довкілля характеризуються підвищеним вмістом урану (гірські породи – до 40–53 г/т; ґрунти – до 0,5–1,9·10<sup>-4</sup>%; вода – 5·10<sup>-6</sup>г/л – 9·10<sup>-2</sup>г/л), продуктів його розпаду та супутніх елементів.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Regulatory Supervision of Legacy Sites: The Process from Recognition to Resolution. *Report of an international workshop Lillehammer, 21-23 November 2017*. URL: <https://www.dsa.no/publication/nrpa-report-2018-4-regulatory-supervision-of-legacy-sites-the-process-from-recognition-to-resolution.pdf>
2. Environmental contamination from uranium production facilities and their remediation. *In: Proc. an Int. Work. Held Lisbon, Port. 11-13 Febr. 2004*. IAEA, 2005. URL: [https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1228\\_web.pdf](https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1228_web.pdf).
3. Carvalho F. P. The National Radioactivity Monitoring Program for the Regions of Uranium Mines and Uranium Legacy Sites in Portugal. *Procedia Earth Planet. Sci.*, 2014. Vol. 8. P. 33 – 37 DOI: 10.1016/j.proeps.2014.05.008.

4. Carvalho F. P., Oliveira J. M., Malta M. Radon in a uranium bearing region of Portugal. *In Book of Abstr. 5th Int. Conf. Radiation and Applications in Various Fields of research (RAD 2017)*, Budva, Montenegro. 2017. P. 452.

5. Waggitt P. Uranium mining legacies remediation and renaissance development: an international overview. *In: Merkel B.J., Hasche-Berger A. (eds) Uranium, Mining and Hydrogeology*. Springer, Berlin, Heidelberg. DOI [https://doi.org/10.1007/978-3-540-87746-2\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-540-87746-2_2).

6. Miloš René. History of Uranium Mining in Central Europe, Uranium - Safety, Resources, Separation and Thermodynamic Calculation, Nasser S. Awwad, IntechOpen, 2008. URL: <https://www.intechopen.com/books/uranium-safety-resources-separation-and-thermodynamic-calculation/history-of-uranium-mining-in-central-europe>.

7. Hähne R., Murphy S., Vrijen J. J. State and prospects of closure and remediation of tailings deposits from uranium ore processing and heap leaching in Europe. Vienna, Austria: IAEA, 2011. URL: [https://wwwpub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/P\\_1524\\_CD/PDF/STI\\_PUB\\_1431.pdf](https://wwwpub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/P_1524_CD/PDF/STI_PUB_1431.pdf)

8. Національний атлас України /голов. ред. Л. Г. Руденко. Київ: ДНВП «Картографія», 2007. 435 с.

9. Kovach V. O., Dudar T. V. Uranium Industry Impact on Landscape in Ukraine. *International conference "Ecological, economical and cultural methods of landscape assessment and evaluation in the light of the UN climate change convention and the UN convention on biological diversity*, Warsaw WULS – SGGW Press, 2009. P. 74–78.

10. Дудар Т. В. Геологічне середовище з позиції розвитку та функціонування урановидобувних об'єктів. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. ст. XIII між нар. наук.-практ. конф. (Харків, 11–15 вересня, 2017 р.)*. Харків, 2017. С. 175–181.

11. Dudar T. V. Isaienko V. M., Nekos A. N. Ecological safety of disturbed mining lands. *International Scientific Symposium «Sustainable Development – State and Prospects»*. Proceedings. (Lviv-Slavske, 12–15 February, 2020). Lviv, 2020. P. 129–131.

12. Дудар Т. В. Станкевич С. А. Бугера М. А. Антропогенні перетворення ландшафтів в зонах видобування урану. *IV Всеукр. з'їзд екологів з міжнар. участю (Екологія/Ecology-2013)*: зб. наук. ст. (Вінниця, 25–27 вересня, 2013 р.). Вінниця: Вид-во-друкарня ДІЛО, 2013. С. 359–361.

13. Dudar T. V. Steppe Landscape Changes Remote Assessment within Nuclear Facilities in Ukraine. *Ecology, environmental protection and balanced environmental management: education – science – production – 2017: abstracts of XX International scientific conference dedicated to the 10th anniversary of the School of Ecology*. (Kharkiv, April 19–22, 2017). Kharkiv, 2017. P. 89–90.

14. Dudar T. V., Stankevich S. A. Geocological environment capacity assessment in the vicinity of nuclear fuel cycle facilities. *XVI Українська конференція з космічних досліджень: тези доповідей*. (Одеса, 22–26 серпня, 2016 р.). Одеса, 2016. P. 165–166.

15. Dudar T. V., Titarenko O. V., Orlenko T. A. Geoinformation technologies as a tool for territories environmental changes assessment. *Сучасні тенденції розвитку інформаційних систем і телекомунікаційних технологій.*: наук. праці II міжн. наук.-практ. конф. (Київ-Краків, 19 грудня 2019 р.). Київ НУХТ, 2019. С. 20–23.

16. Dudar T. V., Piestova I. O., Orlenko T. A. Anthropogenic threats on landscapes in the vicinity of the uranium mine. *Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і вирішення*: зб. праць та повідомлень. (Київ, 24–26 травня, 2017 р.). Київ, 2017. С. 69.

17. Dudar T. V., Railko V. I. Level of anthropogenic transformation of mining landscapes case study: Kirovograd district. *VI Всеукр. з'їзд екологів з міжнар. участю (Екологія-2017)*: зб. наук. ст. (Вінниця, 20–22 вересня, 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 22.

18. Dudar T. V., Stankevich S. A., Svideniuk M. O., Karmanska A.P. Landscape changes in the vicinity of Khmel'nitska nuclear power plant by remote sensing data analysis. *VI Всеукр. з'їзд екологів з міжнар. участю (Екологія/Ecology-2017)*: зб. наук. ст. (Вінниця, 20–22 вересня, 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 23.

19. Звіт про регіональне геологічне вивчення території України «Складання карти уранового і торієвого зруденіння Українського щита масштабу 1:500 000» КП «Кіровгеологія»; кер. О. Михайліченко. Київ, 2018. 150 с.
20. Металлогения урана континентальных блоков земной коры / Г. В. Афанасьев, С. В. Бузовкин, Б. Б. Голубев и др. Ленинград: Недра, 1980. 256 с.
21. Геодинамическая карта Украины. Масштаб 1:1 000 000. Объяснительная записка / В. Г. Пастухов, К. П. Астахов, М. К. Багинян и др. Киев: Госкомгеологии Украины, 1993. 213 с.
22. Кореляційна хроностратиграфічна схема раннього докембрію Українського щита (пояснювальна записка) / К. Ю. Єсипчук, О. Б. Бобров, Л. М. Степанюк та ін. Київ: УкрДГРІ, 2004. 30 с.
23. Дудар Т. В., Коваленко Г. Д., Фаррахов О. В. Радіоекологічна безпека при видобуванні уранових руд. *XVIII конференція з фізики високих енергій та ядерної фізики*: тези доп. (Харків, 3 березня, 2020 р.). Харків, 2020. С. 108.
24. Уранові руди України. Геологія, використання, поводження з відходами виробництва: монографія / Г. В. Лисиченко, Ю. П. Мельник, О. Ю. Лисенко, Т. В. Дудар, Н. В. Нікітіна. *Проект «Наукова книга»*. Київ: Наук. думка, 2010. 221 с.
25. Dudar T. V., Lysychenko G. V., Vuhera M. A. Uranium resources of Ukraine: geology, mineralogy, and some mining aspects: monograph. *Lambert Publishing House*. Riga, 2018. 100 p.
26. Урановые месторождения Украины / Я. Н. Белевцев, А. Х. Бакаржиев, В. Б. Коваль и др. *Геол. журн.* 1992. № 5. С. 28–44.
27. Генетические типы и закономерности размещения урановых месторождений Украины / Я. Н. Белевцев, В. Б. Коваль, А. Х. Бакаржиев и др. Киев: Наук. думка. 1995. 397 с.
28. Кинякин П. Ф., Михальченко И. И., Погукай В. И. Апрельское месторождение урана Украинского щита. *Особенности развития минерально-*

сырьевой базы урана Украины, его добыча и обогащение. Тезисы докладов международной научно-практической конференции. Киев, 2009. С. 15–18.

29. Погукай В. И., Иванов Б. Н., Михальченко И. И. Перспективы выявления месторождений урана в Партизанском рудном поле. *Особенности развития минерально-сырьевой базы урана Украины, его добыча и обогащение*. Тезисы докладов международной научно-практической конференции. Киев. 2009. С. 63 – 66.

30. Environmental safety of the territory of uranium mining and milling legacy in Ukraine / T. V. Dudar та ін. *VIII-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю. (Екологія/Ecology–2019)*: зб. наук. ст. (Вінниця, 25–27 вересня, 2019 р.). Вінниця: ВНТУ, 2019. С. 51.

31. Дудар Т. В. Уранова спадщина України: екологічні наслідки. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: зб. наук. ст. XV міжнар. наук.-практ. конф. (Харків, 9–13 вересня 2019 р.). Харків, 2019. С. 157–161.

32. Dudar T. V. Uranium mining and milling facilities legacy sites: Ukraine case study. *Environmental Problems*. Lviv, 2019. Volume 4, Number 4. P. 212–218. DOI: 10.23939/ep2019.04.212.

33. Дудар Т. В., Маслова Ю. В., Савицька М. А., Бугера С. П. Аналіз розвитку урановидобувної галузі та пов'язаних з нею проблем екологічної безпеки. *Наукоємні технології*. 2011. № 3–4 (11–12). С. 87–92.

34. Dudar T. V., Zakrytnyi Ye. Ye., Buhera M. A. Uranium Mining and Associated Environmental Challenges for Ukraine. *Science-Based Technologies*. 2015. № 1(25). 68–73.

35. Барбашев С. В., Витько В. И., Коваленко Г. Д. Радиационный мониторинг в Украине: состояние, проблемы и пути их решения. Укр. НИИ экол. Проблем, Укр. ядер. Об-во. Одеса: Астропринт, 2011. 76 с.

36. Ляшенко В. И., Зельниченко В. М., Горб В. А. Эколого-экономическая оценка технологии добычи руд. *Цветная металлургия*. 1992. № 7–8. С. 20–24.

37. Козин Л. Ф., Волков С. В. Современная энергетика и экология: проблемы и перспективы. Киев: Наук. думка, 2006. 134 с.

38. Визначення параметрів радіаційного стану навколишнього середовища в районі розташування Заводу по виробництву ядерного палива / Ю. М. Сорока, О. І. Молчанов, М. М. Сорока, Ю. М. Рець. *Збірник наукових праць НПУ-Д.: Національний гірничий університет*. Дніпропетровськ, 2013. №41. С. 161–166.

39. Про необхідність обліку небезпеки дії іонізуючого випромінювання при роботі на підприємствах гірничої і металургійної галузей / Ю. М. Сорока, О. А. Подрезов, С. А. Руденко, Ю. М. Рець. *Геотехническая механика: Межвед. сб. научн. трудов*. Днепропетровск, 2016. №130. С. 231–239.

40. Бакаржієв А. Х., Лисенко О. А. Історія створення сировинної бази України. *Мінеральні ресурси України*. 2018. № 1. С. 4–14.

41. Корніловіч Б. Ю. Сорокін О. Г., Павленко В. М. Кошик Ю. Й. *Природоохоронні технології в уранодобувній та переробній промисловості*. Київ, 2011. 156 с.

42. Молчанов А. И., Сорока Ю. Н., Руденко С. А., Сорока М. Н. Комплексные исследования радиационной обстановки в жилых и административных помещениях г. Желтые Воды. *Збірник наукових праць НПУ-Д.: Національний гірничий університет*. Дніпропетровськ. 2015. №47. С. 161–165.

43. Екологічна безпека уранових шахт: URL: [http://atom.org.ua/wp-content/2016/03/Uran\\_mines\\_Ukraine\\_report.pdf](http://atom.org.ua/wp-content/2016/03/Uran_mines_Ukraine_report.pdf).

44. Суцук Є. Г., Верховцев В. Г. Металогенія урановорудних районів в осадовому чохлаі Українського щита. *Зб. наук. пр. ІГНС НАН України*. Київ, 2017. Вип. 27. С. 50–74.

45. Полулях С. Ядерне серце України. *Атомпром України*. 2017. №2. С. 6–8.

46. Рязанцев В. Територія техногенного лиха. *Атомпром України*. 2017. №2. С. 20–24.

47. Коваленко Г. Радиоекология Украины. Харьков: ИНЖЕК, 2013. 344 с.

48. Радиоактивные отходы Украины / под. ред. Е.В. Собонович. Киев: Издательский центр «ДрУк», 2003. 400 с.



49. Сорока Ю. Н., Чесанов В. Л. Методология анализа риска, как инструмент для принятия решений по вопросам реабилитации территорий, для бывшего предприятия по переработке урановых руд ПО «Приднепровский химический завод». *Строительство, материаловедение, машиностроение: Сб. научн. трудов. ГВУЗ «Приднепр.гос.академия стр-ва и архитектуры*. 2015. Вып 83. С. 182–187.

50. Молчанов А. И., Сорока Ю. Н., Руденко С. А., Сорока М. Н. Комплексные исследования радиационной обстановки в жилых и административных помещениях г. Желтые Воды. *Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет*. 2015. №47. С. 161–165.

51. Виконання комплексного моніторингу навколишнього природного середовища. Заключний звіт за договором № 16-16 від 10.11.2016 між ДП «Бар'єр» та Центром моніторингових досліджень і природоохоронних технологій (ТОВ «Екомонітор»). 139 с.

52. Державна цільова екологічна програма першочергових заходів приведення у безпечний стан об'єктів і майданчика колишнього уранового виробництва виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» на 2019–2023 роки. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/756-2019-%D0%BF#Text>.

## РОЗДІЛ 4

### ВИЯВЛЕННЯ РАДОНОНЕБЕЗПЕЧНИХ ТЕРИТОРІЙ УРАНОВОЇ СПАДЩИНИ “POST-URANIUM LEGACY SITES” ШЛЯХОМ ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДИКИ ГЕОПРОСТОРОВОГО АНАЛІЗУ

#### 4.1. Концепція радононебезпеки територій

Концепція радононебезпеки територій (“radon-prone areas,” “high radon areas,” “radon affected areas”) розглядається у контексті Європейських стандартів безпеки (BSS – Директива ЄС 59/2013, Стаття 103 § 3), де вказано, що в кожній країні-члені ЄС має бути розроблений і затверджений національний план дій щодо захисту населення від радону і при цьому повинні бути визначені потенційно радононебезпечні території [1]. В ЄС BSS визначається, що радононебезпечні території – це такі, де з природних причин слід очікувати підвищених концентрацій радону в приміщеннях більше, ніж в інших частинах країни. Європейський атлас природної радіації (EANR), що являє собою набір карт, де відображається рівні природної радіоактивності з різних джерел [2], не містить даних про радоновий потенціал для України. На сьогодні в Україні національного плану дій щодо зниження радіаційних ризиків населення від радону не існує. Методика визначення потенційно радононебезпечних територій на державному рівні не вирішена, проблема забезпечення стратегій захисту населення від впливу опромінення радоном знаходиться у стадії розроблення, і тому зазначені питання залишаються надзвичайно актуальними.

Міжнародна комісія з радіаційної безпеки (МКРЗ) вбачає практичні переваги у виділенні радононебезпечних зон, тобто зон, де більше, ніж звичайно будинків мають підвищену концентрацію радону [3]. Запропоновано, що зони, де більше 1 % будинків мають концентрацію радону, що в 10 разів перевищує середньо національні показники, розглядати як радононебезпечні, і протирадонові заходи повинні бути спрямовані на такі радононебезпечні зони.

Нагадаємо трохи про радон. *Радон (Rn)* – це невидимий радіоактивний газ, без запаху, у 7,5 раз важчий за повітря (концентрується біля підлоги будівель). Радон-222 є результатом постійного радіоактивного розпаду урану-238 на стадії наступного розпаду радію-226. Основними ізотопами радону є радон-222 – продукт розпаду радію-226 з уранового ряду природних радіонуклідів і радон-220 з торієвого ряду. Вони широко відомі як радон і торон. Елемент радон є благородним газом і обидва ізотопи розпадаються на ізотопи твердих елементів, атоми яких приєднуються до присутніх в повітрі центрів конденсації і часточок пилу. Радон-222 розпадається з періодом напіврозпаду 3,82 діб, шляхом випускнення альфа-частинки в полоній-218. Полоній-214 розпадається до свинцю-210 період напіврозпаду якого 23,3 роки і далі розпадається до стабільного свинцю-206.

Поступово накопуючись у земній корі, радон надходить до її поверхні через зони розломів, тектонічні неузгодження тощо. На поверхні радон накопичується у підвалах, погрібах, цокольній частині будівель. Не знаходячи вільного виходу, радон піднімається вище до перших поверхів приміщень через щілини, вентиляційні ходи тощо.

*Небезпечність радону* полягає у тому, що він і продукти його розпаду є альфа випромінювачами. Проникнення радіоактивних ізотопів інгаляційним шляхом до органів дихання, є одним з найбільш небезпечних видів дії випромінювання на організм людини. Вдихання радону тривалий час призводить до іонізаційних процесів, головним чином, у легенях та бронхах, про що останнім часом з'явилося багато публікацій в різних країнах. При вдиханні повітря радіоактивні речовини, що містяться в ньому, на 75 % затримуються на всьому протязі дихального тракту. Радіоактивні аерозолі затримуються в легенях, або розпадаються безпосередньо в легенях, або виводяться в кровоносне русло і осідають в різних органах.

*Радон і радіоактивні продукти його розпаду* вносять основний внесок в радіаційний фон житлових і виробничих будівель. Вдихання радону в приміщеннях будівель обумовлює ефективну дозу опромінення в середньому

близько одного мЗв на рік, тобто половину дози опромінення людей від усіх природних джерел [4; 5]. Усвідомлення першочергово радіологічного значення радону призвело до розробки та реалізації практично у всіх розвинених країнах світу широкомасштабних програм щодо оцінки рівнів опромінення населення, розробці та здійсненню заходів щодо його зниження (Швеція – з 1985 р, США – з 1989 р. тощо).

Найбільш ретельні дослідження виконані в США. До 1991 року було обстежено близько 1,5 млн будівель. Середнє значення активності радону в американських будинках становить 55 Бк/м<sup>3</sup>. У 1986 р Федеральне агентство з охорони навколишнього середовища США рекомендувало вважати 150 Бк/м<sup>3</sup> граничнодопустимою величиною питомої активності радону в повітрі житлових будівель. Публікації даних про радоновий ризик у ЗМІ викликали зворотну реакцію у американської громадськості, і у жовтні 1988 року президент Р. Рейган підписав антирадоновий законодавчий акт («Indoor Radon Abatement Act of 1988»).

Наразі вже ні в кого не викликає сумніву, що більш високі дози опромінення населення характерні для територій з підвищеною природною радіоактивністю і районів розміщення підприємств, які видобувають і переробляють мінеральну сировину (особливо радіоактивну), а також галузей гірничовидобувної промисловості, теплової енергетики і металургії. Вміст радону і його продуктів розпаду в повітрі житлових і громадських будівель цих районів часто вище діючих гігієнічних нормативів.

До зон підвищеного радонового ризику відносяться також території, де на поверхню землі виходять граніти, гнейси, фосфорити тощо, де вміст урану і торію в них до 100 кларків і більше. На території колишнього СРСР до таких районів, зокрема, було віднесено Алданський та Український кристалічні щити, Улутау, Каратау, деякі райони Таджикистану тощо.

Еманация радону істотно вище там, де порода дезінтегрована (антропогенні розломи, зони вивітрювання тощо). З усієї суми екологічних факторів найбільш помітний вплив на радоннебезпеку надають фактори,

пов'язані із просторовим розміщенням жителів у межах розвитку зон тектонічних порушень і інших неоднорідностей в геологічній будові територій. Територіально концентрації і потоки радону вкрай нерівномірні і залежать від геолого-геофізичних характеристик природного середовища - вмісту урану і торію в ґрунті, структури ґрунту і підстилаючих порід; вмісту урану і торію в ґрунтових водах; кліматичних умов.

Природний радіоактивний газ радон присутній у зовнішньому повітрі й усередині всіх будівель, включаючи робочі місця. Він є неминучим джерелом радіаційного впливу, як в житлових приміщеннях, так і на робочих місцях. Наземна будівля, особливо якщо вона побудована з місцевої мінеральної сировини з вмістом природних радіонуклідів і має підвал, може розглядатися як проміжна ланка між літосферою й атмосферою. При відкритих дверях та вікнах повітря всередині будинку не буде істотно відрізнятися від повітря зовні. Якщо ж усе щільно закрито, то концентрація радону всередині будівель буде значно вищою, ніж у зовнішньому повітрі.

За даними Міжнародної комісії з радіологічного захисту (МКРЗ), Наукового комітету з дії атомної радіації (НКДАР) ООН найбільша частина дози опромінення (близько 80 % від загальної), одержуваної населенням в звичайних умовах, пов'язана саме з природними джерелами радіації [5; 6]. При цьому прийнято вважати, що на радон і продукти його розпаду припадає більше 80 % дози опромінення, одержуваної населенням планети за рік від усіх природних джерел радіації [7]. Цей радіоактивний газ несе відповідальність за 10 % реєстрованих щорічно в світі захворювань на рак легенів. Першоджерелом надходження природного радону у повітря будівель є геологічне середовище під ними. Оскільки природні характеристики геологічного середовища особливі для різних частин світу, то рівень радонової небезпеки теж відрізняється в різних країнах для різних територій.

Так, у США, за існуючими нормативами, гранично допустимі викиди забруднюючих атмосферу речовин промисловими підприємствами не повинні збільшувати смертність населення більш ніж на 0,001 %. Тим часом розрахунки

показують, що при середній активності радону в американських будинках  $55 \text{ Бк/м}^3$  радонове опромінення викликає 20 тис. додаткових випадків смерті від раку легенів щорічно. Істотно підвищується з тієї ж причини ризик неракових захворювань дихальних шляхів [7; 8]. Реакція організму не залежить від того, чи відбувається опромінення від техногенних або природних джерел, оскільки дія іонізуючого випромінювання не може залежати від походження джерела. Тому контроль радону в повітрі приміщень може мати не тільки самостійне значення, але і входити в число реабілітаційних заходів для територій, що піддаються техногенному впливу.

В Україні питання визначення радононебезпечних територій недостатньо висвітлюються в науковій літературі. За публікаціями країн бывшего СРСР, де в Радянські часи розвивалась уранова промисловість, можна скласти узагальнене уявлення щодо непрямих (геологічних) критеріїв радононебезпечних територій (табл. 4.1) за [9; 10] з коригуванням.

У 2009 р. Всесвітня організація охорони здоров'я (ВООЗ) у публікації «Проблема радону в закритих приміщеннях з точки зору суспільної охорони здоров'я. Довідковий посібник ВООЗ» запропонувала рекомендованим рівнем безпеки для радону в оселях вважати  $100 \text{ Бк/м}^3$  [7].

Відповідно до Норм радіаційної безпеки України, нормативною величиною є середньорічна еквівалентна рівноважна об'ємна активність (ЕРОА) радону в повітрі приміщень, яка не повинна перевищувати:

- $50 \text{ Бк/м}^3$  для новобудов і реконструйованих будівель, а також дитячих, санаторно-курортних та лікувально-оздоровчих закладів;
- $100 \text{ Бк/м}^3$  для будівель, що експлуатуються.

Нормативи ЕРОА радону в повітрі житлових будинків, рекомендовані МКРЗ, наведені у табл. 4.2 на підставі аналізу [3; 11]. Як видно із табл. 4.2 до 1980 року в жодній країні світу не встановлювалися нормативи щодо вмісту радону і його ДІР у приміщеннях будівель. Отже, питання нормування для існуючих і проєктованих будівель та зниження доз опромінення населення має важливе значення для розроблення протирадонових заходів з урахуванням геологічної ситуації та нормативних актів кожної країни.

## Критерії оцінки радононебезпеки територій

Масштаб дослідження	Структурно-геологічні	Радіо-геохімічні	Гідро-геологічні	Сейсмічні	Техногенні
1 : 1 000 000	Зони тектонічної і тектоно-магматичної активізації	Ураноносні і торієносні геохімічні провінції	Гідрогеологічні провінції з широким розвитком радонмістячих вод	Зони сейсмічної активності	Урановорудні провінції з діючими урановидобувними підприємствами
1 : 500 000 – 1 : 200 000	Геологічні формації, що спеціалізуються на радіоактивні елементи. Урановорудні райони і структурно-металогенічні зони. Дренажні структури і області розвантаження радону	Ураноносні і торієносні геохімічні зони	Гідрогеологічні масиви з широким розвитком радонмістячих вод	Області сейсмічної активності	Урановорудні області з діючими урановидобувними підприємствами
1 : 50 000 – 1 : 25 000	Геологічні тіла, що містять високорадіоактивні породи і руди. Ділянки концентрації радону, шляхи його міграції і зони його розвантаження	Зони привносу радіоактивних елементів (U, Th, Ra, Rn)	Структурні розвантаження радонмістячих вод (включаючи родовища радіоактивних елементів)	Області сейсмічної активності, неотектонічні розриви	Відвали уранових і уранмістячих руд, хвостосховища, райони і зони техногенного порушення геологічного простору
1:10 000 і більше	Високорадіоактивні гірські породи і руди з високим коефіцієнтом еманування, дренажні структури і осередки розвантаження	Джерела радонмістячих вод, включаючи шахтні води родовищ радіоактивних елементів	Поля концентрацій урану і торію, наявність легкорозчинних форм знаходження урану і радію в гірських породах і рудах, аномальні поля вмісту радону в ґрунтах	Сейсмоактивні зони і сучасні неотектонічні порушення	Відвали уранових і уранмістячих руд, хвостосховища, райони і зони техногенного порушення геологічного простору

Таблиця 4.2

**Нормативи ЕРОА радону в повітрі житлових будинків, Бк/м<sup>3</sup>**

Країна	Для будинків		Примітки
	побудованих	що здаються у експлуатацію	
Швеція	100	100	Прийнято в 1984 р.
	400	200	Дійсні на 2020 р.
Фінляндія	400	100	Прийнято в 1986 р.
США	80	–	Прийнято в 1986 р.
	250	150	Дійсні на 2020 р.
Канада	400	–	Запропоновано в 1985 р.
	400	200	Дійсні на 2020 р.
Німеччина	200	–	Запропоновано в 1986 р.
	400	200	Дійсні на 2020 р.
Великобританія	200	50	Запропоновано в 1987 р.
	400	200	Дійсні на 2020 р.
Росія	200	100	Прийнято в 1990 р.
Україна	100	50	Прийнято в 1991 р.

## 4.2. Природні та техногенно-антропогенні фактори формування радонової небезпеки

### 4.2.1. Природні фактори формування радонової небезпеки

Фактори, що зумовлюють формування потенційно радонебезпечних територій, визначаються шляхами надходження радону в атмосферу та повітря будівель. Вони широко висвітлені в багатьох публікаціях, зокрема в працях [11–14].

Усі фактори приблизно зводяться до наступного. У місцях, де породи фундаменту з підвищеним вмістом урану підходять до денної поверхні в межах розломів, очікуються підвищені концентрації природних радіонуклідів на поверхні в ґрунтах, а також аномалії об'ємної активності радону до 10 000 Бк/м<sup>3</sup> і більше. Концентрація <sup>222</sup>Rn в атмосферному повітрі залежить від вмісту <sup>238</sup>U та <sup>226</sup>Ra в гірських породах, корі вивітрювання материнських порід, ґрунтах і підземних водах, від коефіцієнта еманування <sup>222</sup>Rn з ґрунту, від властивостей і стану ґрунту, від наявності зон і площ з родовищами, рудопроявами та просто урановою мінералізацією. Про геологічні фактори, що



слід розглядати при дослідженні радононебезпеки територій, йдеться і в роботах [15–19]. Тут також робиться акцент на ураново-рудні регіони земної кори, де також можуть спостерігатися радонові або радій-радонові підземні води, вихід мінералізованих радонових вод на поверхню вздовж глибинних розломів і зон тріщинуватості. З іншого боку, часто зустрічаються випадки, коли слаборадіоактивні породи містять в своїх пустотах і тріщинах високий вміст радону.

Суттєву роль відіграють структурно-тектонічні фактори – наявність глибинних розломів достовірних і недостовірних, зон тріщинуватості, мілонітизації, брекчіювання тощо. Тектонічні зони набувають хороших колекторських властивостей, у них відбувається накопичення радону, підвищується коефіцієнт еманування. В результаті такі тектонічні порушення перетворюються на радононосні підвідні структури безпосередньо в поверхневий шар ґрунту. Радонові аномалії також асоціюються із зонами активізації глибинних розломів тектонічних структур (розривних порушень, зон тріщинуватості і дроблення, тектонічно ослаблених блоків). Якщо над такими структурами розташовуються будівлі, імовірність накопичення в них високих концентрацій радону різко підвищується.

Шляхи надходження радону в атмосферне повітря і повітря приміщень далеко не обмежуються переліченими. Також важливу роль відіграють будівельні матеріали, структура будівель, культура провітрювання та догляду за приміщеннями тощо [19–25].

Радон відноситься до керованих джерел. Його вміст у повітрі будівель можна легко знизити, якщо збільшити вентиляцію приміщень, обмежити надходження ґрунтового газу герметизацією підвального простору тощо.

Наші дослідження пов'язані із територією Українського щита та визначенням радонебезпеки території. Тому ми зосереджуємо увагу на природних факторах, включаючи геологічні та структурно-тектонічні.

Вихідні дані для вивчення радононебезпеки базуються на опрацюванні матеріалів багаторічних геологічних досліджень 1992–2003 рр. [26; 27]:

геологічних карт уранового і торієвого зруденіння докембрійських утворень УЩ масштабу 1:500 000, карти уранового і торієвого зруденіння докембрійських утворень центральної частини Інгульського мегаблоку масштабу 1:200 000, карти уранового і торієвого зруденіння докембрійських утворень Криворізько-Кременчуцької структурно-формаційної зони масштабу 1:200 000, а також бази даних уранових родовищ, рудопроявів та точок мінералізації в межах центральної частини УЩ. Як додаткові матеріали використовувались також карта докайнозойських відкладів, карта неотектоніки, карта ґрунтів Кіровоградського району Кіровоградської області, а також дані поверхні рельєфу (SRTM, ALOS) та дані стосовно вмісту урану в об'єктах середовища та потужності експозиційної дози порід чохла (мкЗв/год) [28] і потужності дози на висоті 1 м (мкЗв/год) [29].

#### ***4.2.2. Техногенно-антропогенні фактори формування радонової небезпеки***

Техногенно-антропогенні фактори формування радонової небезпеки пов'язані із геологорозвідувальними та гірничовидобувними роботами, особливо із функціонуванням урановидобувних підприємств [30–35].

Техногенні аномалії потужності експозиційної дози (ПЕД) локалізуються, головним чином, уздовж транспортних магістралей і їх основним джерелом є відходи видобування і перероблення уранової сировини, які в 1970-х роках несанкціоновано використовували в процесі прокладки і ремонту авто- і залізничних магістралей, в будівництві. А крім того, уранова руда, що видобувалася і продовжує видобуватися на Кіровоградщині, транспортується залізницею та автомобільними шляхами з трьох діючих урановидобувних шахт до міста Жовті Води на перероблення до СхідГЗК.

*Територія міста Кропивницький та його околиць*, що розташовані в районі тектонічного вузла глибинних розломів, які часто контролюють уранове зруденіння, є показовою з точки зору наявності природних та техногенних факторів радононебезпеки [36–38]. Симптомів отруєння радоном немає, проте у

Кіровоградській області вже визнали на різних рівнях, що проблема існує і її треба вирішувати. Кропивницький – це єдине місто в світі, де безпосередньо під житловими кварталами йде видобування радіоактивної сировини вибуховим способом. За показниками обласного управління охорони здоров'я в місті Кропивницький аномальні в межах України рівні онкозахворюваності та смертності від онкозахворювань, а також динамічно зростаючий первинний вихід на пенсію по інвалідності, пов'язаний з онкозахворюваннями у працездатному віці [38].

У підрозділі 3.2 вже зазначалось, що максимальні для України концентрації радіоактивних елементів зосереджені в межах Кіровоградського блоку Українського щита. Тут же розташовані майже всі великі родовища урану. Але незалежно від того, чи розробляються родовища урану чи ні – природний процес розпаду урану і торію з утворенням радіоактивних газів радону і торону триває завжди. У засобах масової інформації зазначається, що статистичний мешканець міста Кропивницький 95 % дози опромінення отримує від внеску радону.

На території міста Кропивницький і його околиць породи фундаменту з підвищеним і аномальним вмістом урану можуть підходити близько до денної поверхні, що обумовлює наявність підвищених концентрацій радіонуклідів на денній поверхні, у відкладеннях перекриваючих порід, а також аномалій еквівалентної рівноважної об'ємної активності радону (ЕРОА) до 10 000 Бк/м<sup>3</sup> при нормі 100 Бк/м<sup>3</sup> в будівлях на території міста.

Тривалий час (більше 20 років) спеціалісти геологорозвідувальної експедиції 37 (ГРЕ № 37) КП «Кіровгеологія» проводили різнопланові радіоекологічні роботи в місті Кропивницький (Кіровоград). Крім того, для оцінки екологічного стану міста використовувались дані спеціалізованих на уран геологорозвідувальних робіт, які ГРЕ № 37 проводила протягом більш як півстоліття. В паспортах уранових родовищ часто вказується експедиція № 37 як першовідкривач багатьох з цих родовищ (Мічурінське, Докучаєвське тощо).

Згідно виконаним у 1990-і роки вимірюванням спеціалісти ГРЕ № 37 виявили численні аномалії гамма-поля і оконтурили їх ізолініями в 30 мкР/год. Ними ж встановлений закономірний зв'язок підвищеного гамма-фону з дорогами і вулицями, які покриті забрудненим щебневим матеріалом. В окремих місцях виявлено локальні аномалії з потужністю експозиційної дози (ПЕД) гамма-поля від 40 до 1500 мкР/год: 118 аномалій ПЕД гамма-поля на Завадівський ділянці, 91 аномалія на ділянці селище Гірський, Масляниківка, 56 аномалій на ділянці Катранівка, Балка, Центр, 94 аномалії на ділянці Кущівка, Телецентр. Пізніше деякі з виявлених аномалій було дезактивовано, проте зовсім не в тому обсязі, який потрібен у такій ситуації.

Згідно вимірюванням об'ємної активності ДПР радону і торону радон-торонова обстановка по місту Кропивницький була визнана як вельми несприятлива. Середньорічна еквівалентна концентрація радону і торону в еквіваленті радону в місті склала  $234 \text{ Бк/м}^3$ , з коливаннями по мікрорайонах міста від  $69 \text{ Бк/м}^3$  (сел. Гірничий) до  $323 \text{ Бк/м}^3$  (Суха Балка) та  $577 \text{ Бк/м}^3$  (Завадівка). Два останніх мікрорайони міста – Суха Балка та Завадівка – розташовані в зоні впливу Мічурінського та Центрального родовищ урану, що наразі експлуатуються. В межах цих родовищ за результатами аналізів проб ґрунту на радій виявлений вміст вище кларкового в 1,5-2,0 рази. Несприятливим фактором для цих двох мікрорайонів є також і те, що в їх межах зустрічаються виходи кристалічних порід на поверхню, товща перекриваючих осадових порід є незначною. Важливим є сейсмічний вплив, обумовлений проведенням вибухових робіт у підземних гірничих виробках Інгульської шахти. Порова концентрація радону в ґрунті по місту взагалі висока і коливається від  $13,6 \cdot 10^3$  до  $81 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^3$ . За матеріалами досліджень ГРЕ № 37 окрім зазначених, найбільш несприятливими по радоновому фактору є: мікрорайони Лелеківка з розрахунковою середньорічною ЕРОА радону –  $209 \text{ Бк/м}^3$ , Арнаутово –  $178 \text{ Бк/м}^3$ , Масляниківка –  $171 \text{ Бк/м}^3$ [36].

Ураховуючи той факт, що Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) регламентують не об'ємну активність ОА ДПР радону, а еквівалентну

рівноважну об'ємну активність (ЕРОА) радону, то ситуація буде виглядати гірше. Для того, щоб оцінити за отриманими даними ЕРОА радону, необхідно ввести ряд поправок: на добові варіації концентрацій радону і його ДПР (у ранні години активність радону і ДПР в 3–4 рази вище, ніж увечері); на місячно-сезонні варіації концентрацій радону і ДПР (у зимові місяці активність радону і ДПР в 2,0–2,5 рази вище, ніж в літні); на зрушення радіоактивної рівноваги (коефіцієнт дорівнює 0,4 за результатами проведених досліджень).

На підставі обрахування зазначених вище даних, зроблено висновок, що основний внесок (до 98 %) в сумарну ефективну дозу (ЕД) опромінення населення міста Кропивницького від техногенно-підсиленних джерел природного походження вносить внутрішнє опромінення легенів радоном і продуктами його розпаду. Значення ефективної дози (ЕД) від радону оцінюються в межах від 1,7 до 39,1 мЗв·рік<sup>-1</sup> (середньозважена ЕД від радону для України становить 3,8 мЗв·рік<sup>-1</sup>).

Про те, що ситуація в місті за останній період якщо і покращилась, то не набагато, свідчать дослідження фахівців ДУ «Інститут громадського здоров'я імені О.М. Марзєєва Національної академії медичних наук України, 2018 [24; 25]. У результаті обстеження вмісту радону в повітрі дитячих навчальних закладів міста Кропивницький встановлено, що у приміщеннях дитячих закладів на першому поверсі радіаційно-гігієнічний норматив 50 Бк · м<sup>-3</sup> перевищується у більш як 70 % випадків, з них рівень 100 Бк · м<sup>-3</sup> перевищується у приблизно 38 % випадків, рівень 200 Бк · м<sup>-3</sup> – у 8,4 % випадків. При цьому дослідження підтвердили, що рівні радону у приміщеннях, розташованих вище першого поверху, значно менші, ніж на першому поверсі.

Звичайно, при розгляді питання радіаційної небезпеки потрібно враховувати всі фактори – природні та техногенно-антропогенні. В нашому випадку для ідентифікації радононебезпечних зон в межах територій суб'єктів господарювання на локальному рівні запропоновано розглянути такі 13 факторів радононебезпеки з урахуванням особливостей досліджуваної території, розглянутої у розділі 3: природні поклади урану (родовища,

рудопрояви, точки мінералізації); вміст урану у гірських породах; у корі вивітрювання материнських порід; у ґрунтах; у підземних та поверхневих водах; осадовий чохол: його потужність та гамма-активність порід; просторова щільність розломів: достовірних і недостовірних; просторова щільність лінеаментів 3,4 та 5,6,7 порядків; відстань від санітарно-захисної зони видобувного підприємства; потужність дози на висоті 1 м від земної поверхні (див. рис. 4.1).

### **4.3. Геопросторовий аналіз радононебезпечних територій**

#### ***4.3.1. Регіональний рівень***

В представленому дослідженні запропоновано розглянути просторову щільність розломів території за сіткою 5 км × 5 км для визначення зон з найбільшою їх щільністю і наступного детального аналізу однієї з таких зон на локальному рівні. Щільність розломів та лінеаментів (як уже зазначалось у розділі 2) інтерпретується як канали міграції радону та зони розущільнення порід, що просторово збігаються з каналами, за якими відбувається перенос енергії та речовини з нижніх горизонтів земної кори в осадовий чохол.

Важливість дослідження просторової щільності розломів пов'язана із емануючою здатністю оточуючих гірських порід – процесом виділення радону із мінералів і гірських порід, що містять урано-радієву мінералізацію, в поровий або тріщинний простір. Не всі атоми радону можуть виділитися в поровий простір, тому для характеристики ступеню вивільнення радону використовується коефіцієнт еманування – здатність виділяти накопичений радон. Його величина залежить від характеру породи, її структури і ступеню її роздробленості. Чим менші зерна породи, тим активніше триває процес еманції. Виділення радону істотно залежить від таких характеристик гірських порід – концентрації урану, пористості і коефіцієнта еманування. В процесі тектонічної діяльності підвищується пористість гірських порід, утворюються системи різнонаправлених тріщин, порожнин. Тектонічні зони набувають

хороших колекторських властивостей, в них відбувається накопичення радону, підвищується коефіцієнт еманування. У результаті, більша частина тектонічних порушень перетворюється на радононосні підвідні структури.

Із усієї суми екологічних чинників помітний вплив на радонебезпеку має просторове розміщення населення в межах розвитку зон тектонічних порушень та інших неоднорідностей у геологічній будові територій, пов'язаних з їхньою обводненістю. Розломи розглядаються як рудоконтролюючі структури земної кори. Розглянуті родовища урану приурочені до певних розломів та вузлам їх перетину (див. розділ 3.1). Ці диз'юктивні формування разом з областями динамічного впливу характеризуються високою щільністю локальних диз'юктивів, структура яких найбільш сприятлива для проникнення флюїдів, особливо в періоди активізації розломно-блокового середовища. Це відомий факт щодо приуроченості більшості відомих родовищ до розломних зон – ділянок, найбільш схильних до проникнення рудотвірних розчинів в земній корі. Як приклад можна навести роботи щодо використання параметру щільності розломів як одного із критеріїв при пошуках золота у Західній Австралії та при дослідженнях структури земної кори російських і білоруських вчених [39–42]. Також зазначимо, що у сучасній літературі параметр просторової щільності розломів висвітлюється недостатньо. Цей параметр слід розглядати ширше як інформативний показник властивостей земної кори. Він зумовлює флюїдо- і газопроникність літосфери, сприяє концентрації і відкладенню рудних мінералів, формуванню рудних полів і родовищ, а також і надходженню радону до поверхні землі.

На підставі аналізу відомих моделей та методів геопросторового аналізу [43–44], які були адаптовані до застосування при вирішенні задач радонової зйомки території, створено базу даних потенційно радонебезпечних локацій за 13 запропонованими факторами радонової небезпеки як основи для розроблення математичної моделі визначення рівня потенційної радонової небезпеки. Блок-схему вихідних даних та факторів радонебезпеки для геопросторового моделювання наведено на рис. 4.1.

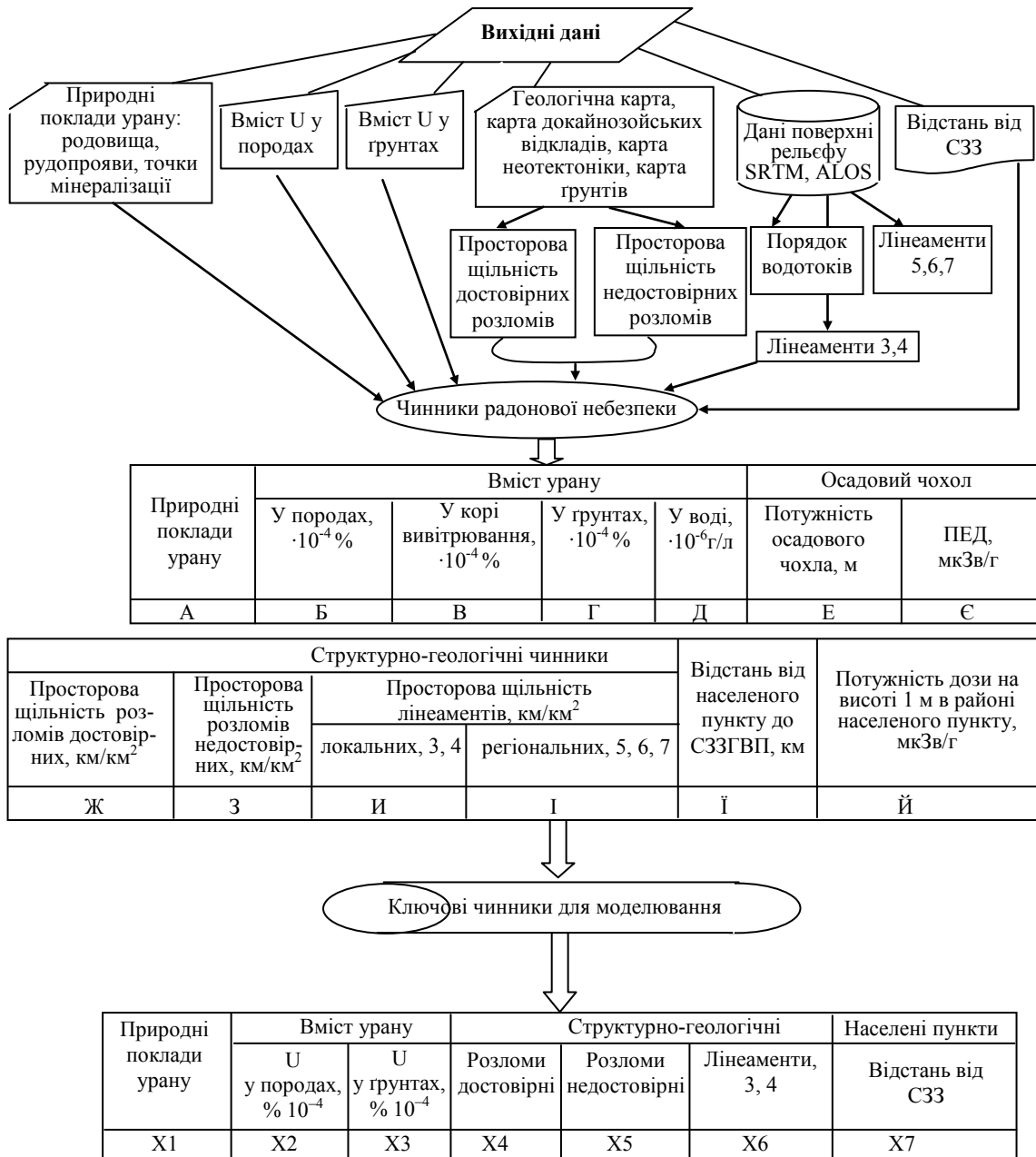


Рис. 4.1. Блок-схема вихідних даних для геопросторового моделювання

Визначено алгоритми геопросторового аналізу та побудовано карту просторової щільності достовірних та недостовірних розломів за сіткою  $5 \text{ км} \times 5 \text{ км}$  на регіональному рівні (рис. 4.2).

Отримана результуюча карта надала можливість визначити наявність та просторовий розподіл зон підвищеної щільності розломів та їх приуроченість до кільцевих структур території. Нижче описано етапи геопросторового моделювання щільності розломів.



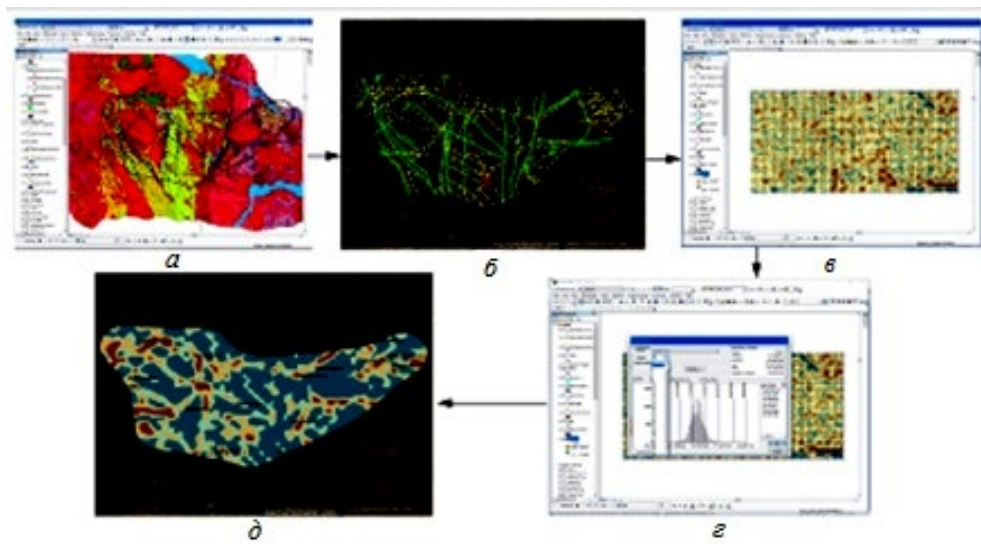


Рис. 4.2. Послідовність побудови карти просторової щільності розломів  
*a* – геопросторова прив'язка геологічної карти;  
*б* – створення поверхні розломів; *в* – просторова щільність розломів;  
*г* – перекласифікація геопросторової щільності розломів за рівнем потенційної  
 радонової небезпеки; *д* – результуюча карта просторової щільності розломів

### Етапи геопросторового моделювання щільності розломів (регіональний рівень) – пп 1-7

1. Створення поверхні розломів (рис. 4.3):

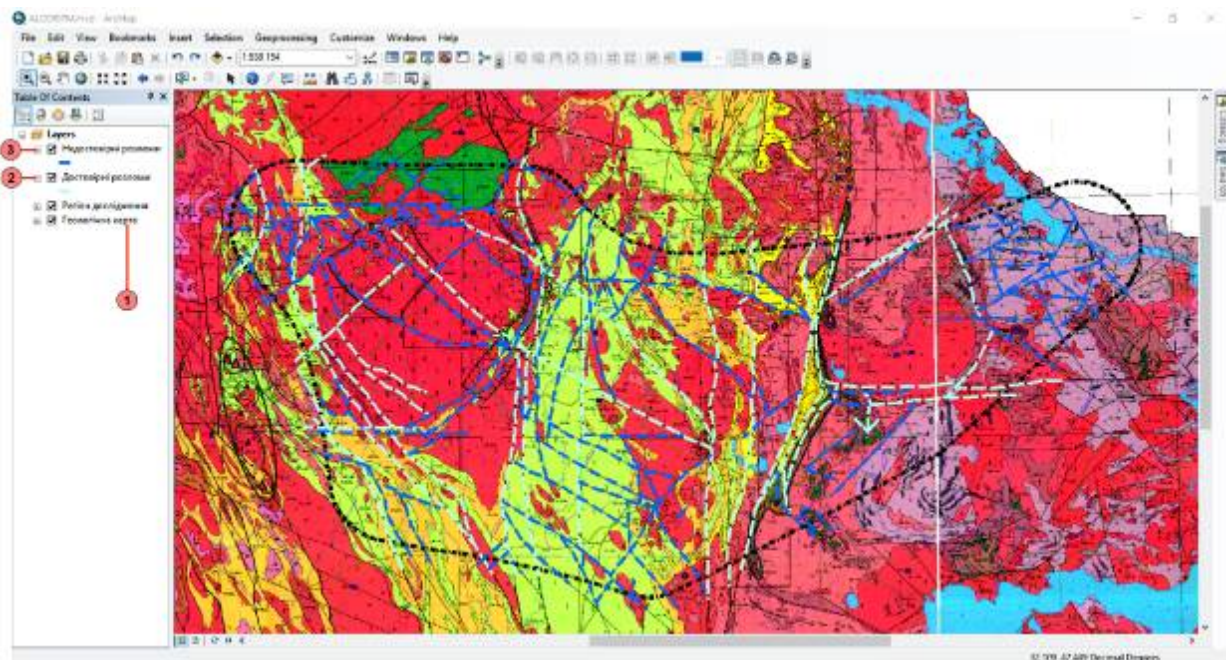


Рис. 4.3. Створення поверхні розломів – геопросторова прив'язка геологічної  
 карти уранового і торієвого зруденіння УЩ м-бу 1: 500 000 (1); винесення  
 достовірних розломів (2); винесення недостовірних розломів (3)  
 Отриманий результат – рис. 4.4.

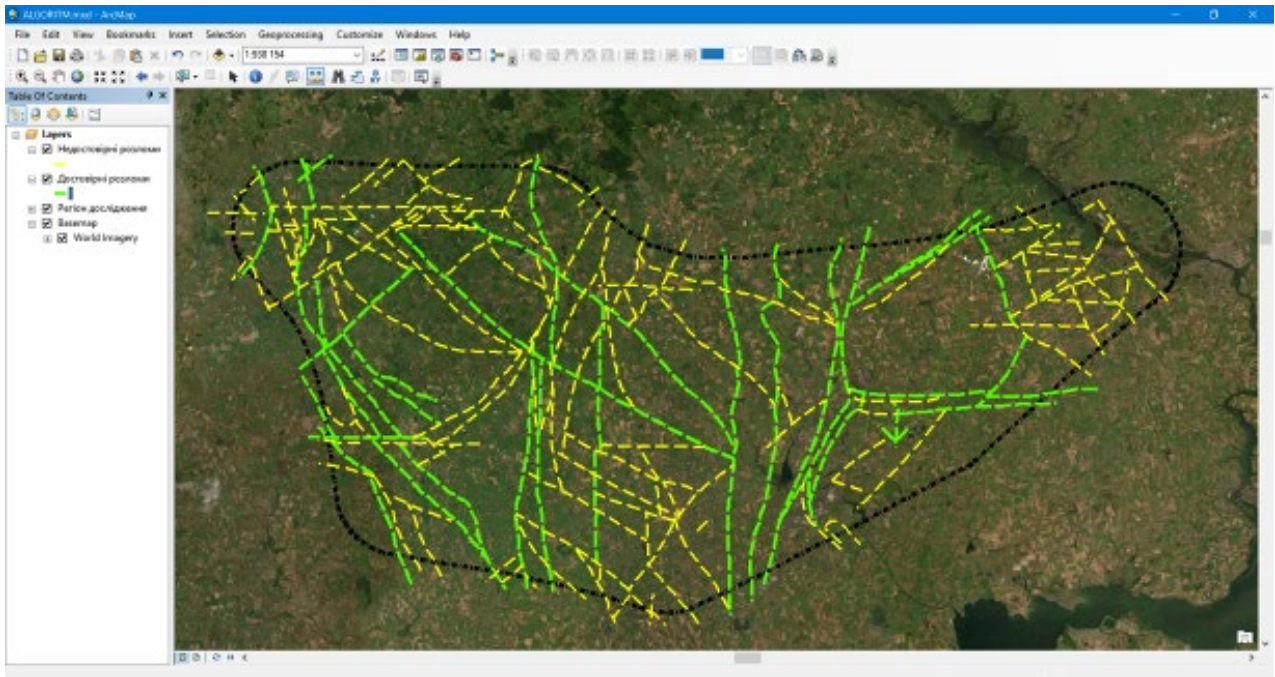


Рис. 4.4. Просторова поверхня розломів

2. Створення сітки для просторового моделювання (рис. 4.5): знайти процедуру Fishnet (1); вказати файл для збереження результату створення сітки (2); визначити екстенд розташування сітки (3); вказати висоту комірки просторової сітки (4); указати широту комірки просторової сітки (5); встановити кількість стовбців сітки (6); встановити кількість рядків сітки (7); призначення центроїдів комірок (8); вибрати опцію – полігон (9).

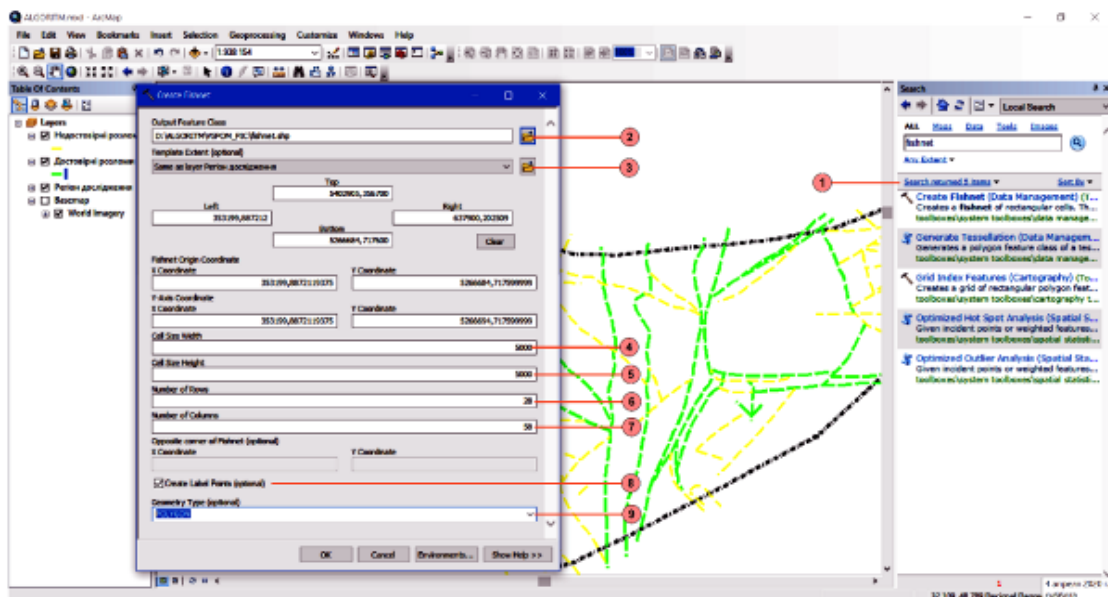


Рис. 4.5. Процедура створення сітки для просторового моделювання  
Отриманий результат – рис. 4.6.

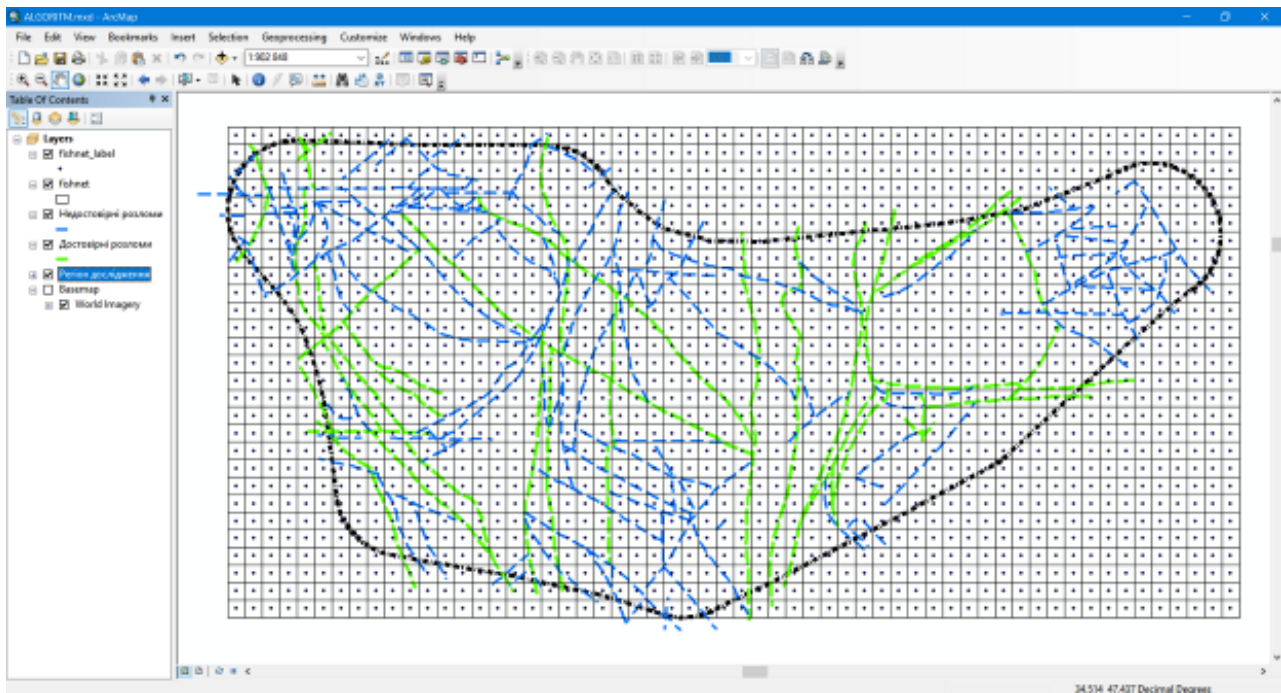


Рис. 4.6. Результат створення сітки для просторового моделювання

3. *Конвертування поверхні розломів у растровий формат (рис. 4.7):* вибрати модуль ArcToolbox (1); означити процедуру конвертації ліній (розломів) в растр (2); вказати поверхню розломів (3); визначити атрибутивне поле (4); указати файл для збереження результату конвертування поверхні (5).

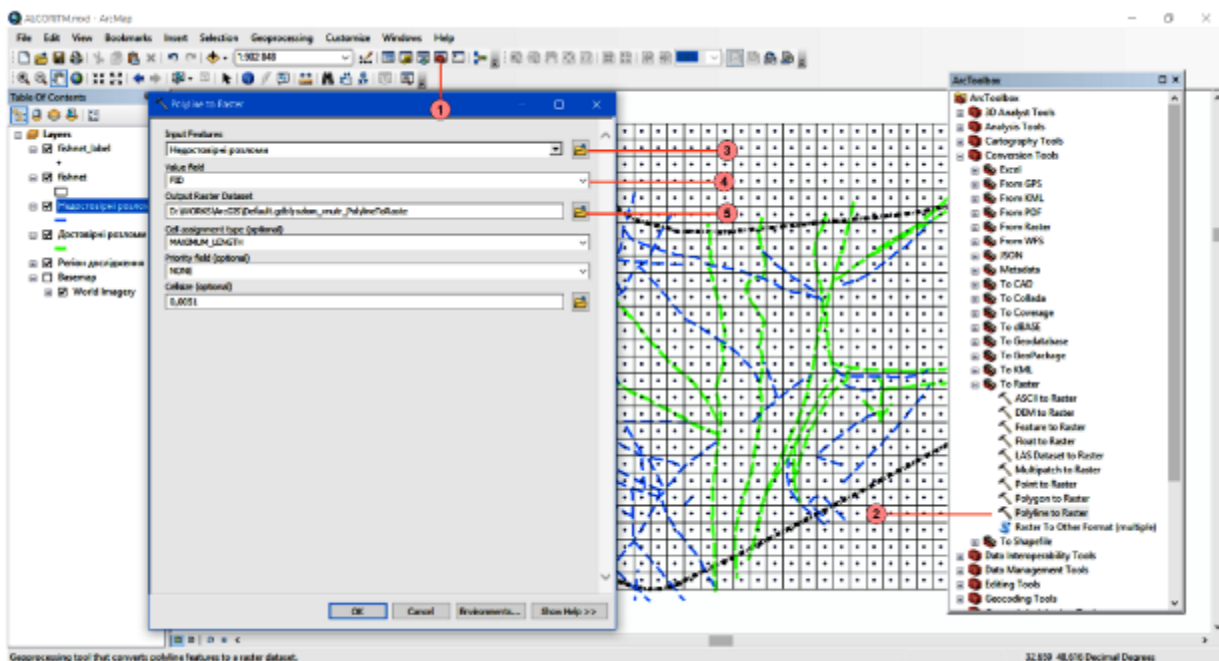


Рис. 4.7. Процедура конвертування поверхні розломів у растровий формат

Результат – растровий формат поверхні розломів.

4. *Розрахунок кількості розломів у кожній комірці (рис. 4.8):* вибрати в ArcToolbox модуль Spatial Analyst Tools (1); визначити функцію Zonal (2); указати функцію зональної статистики растру по полігонам сітки (3); обрати шар сітки, створеної в пункті 2 (4); указати атрибутивне поле (5); додати растровий шар розломів (6); вибрати значення суми у кожній комірці (7).

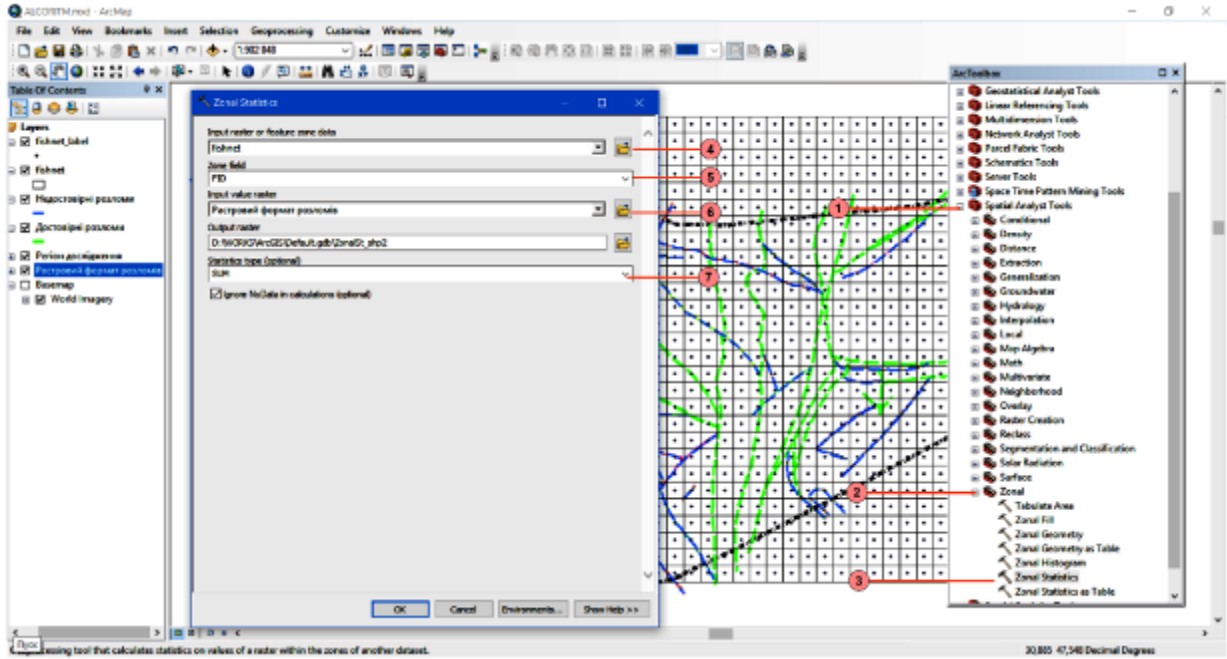


Рис. 4.8. Процедура розрахунку кількості розломів в кожній комірці

Отриманий результат – таблиця на рис. 4.9.

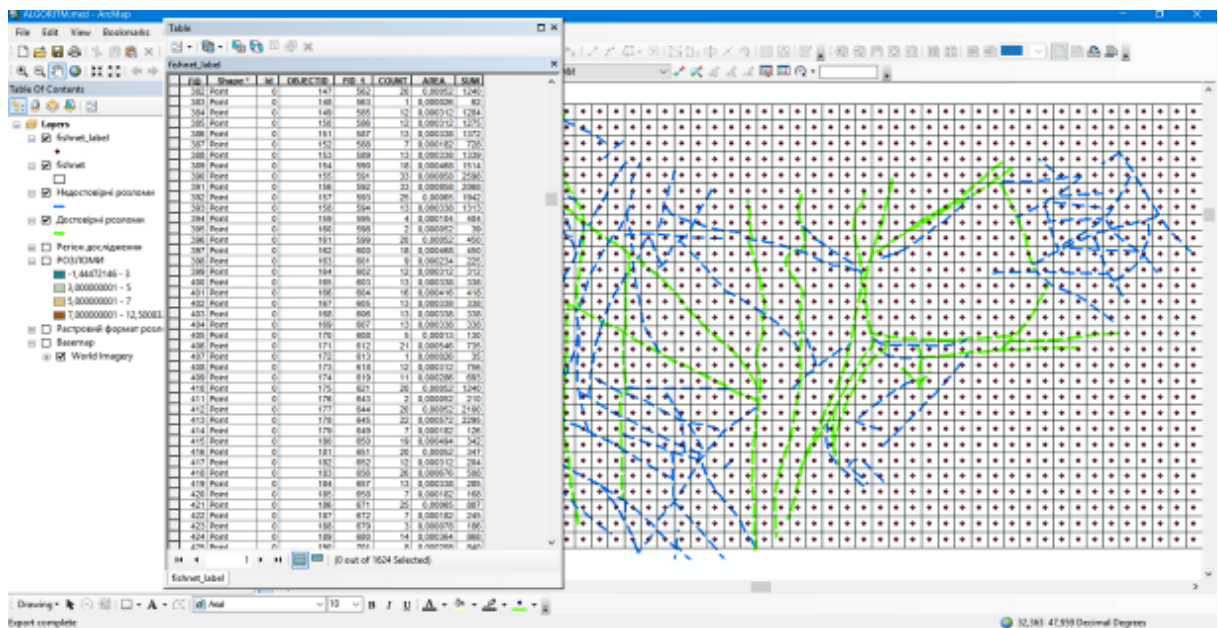


Рис. 4.9. Таблиця розрахунку кількості розломів у кожній комірці



6. Створення поверхні геопросторової щільності розломів (рис. 4.12): відкрити ArcToolBox (1); обрати функцію Tопо to Raster (2); указати файл центрів комірців з даними таблиці розрахунку кількості розломів (3); вибрати файл обмеження території розрахунку геопросторової щільності розломів (4); указати файл збереження результатів (5); визначити розмір просторової розрізненості вихідного растрового файлу (6).

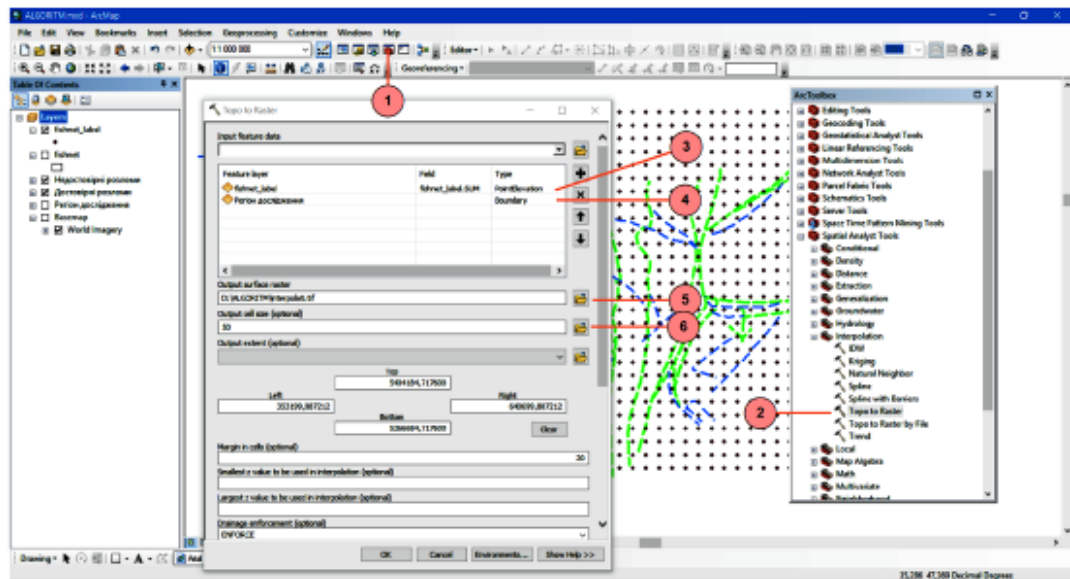


Рис. 4.12. Створення поверхні геопросторової щільності розломів

Отриманий результат – на рис. 4.13.

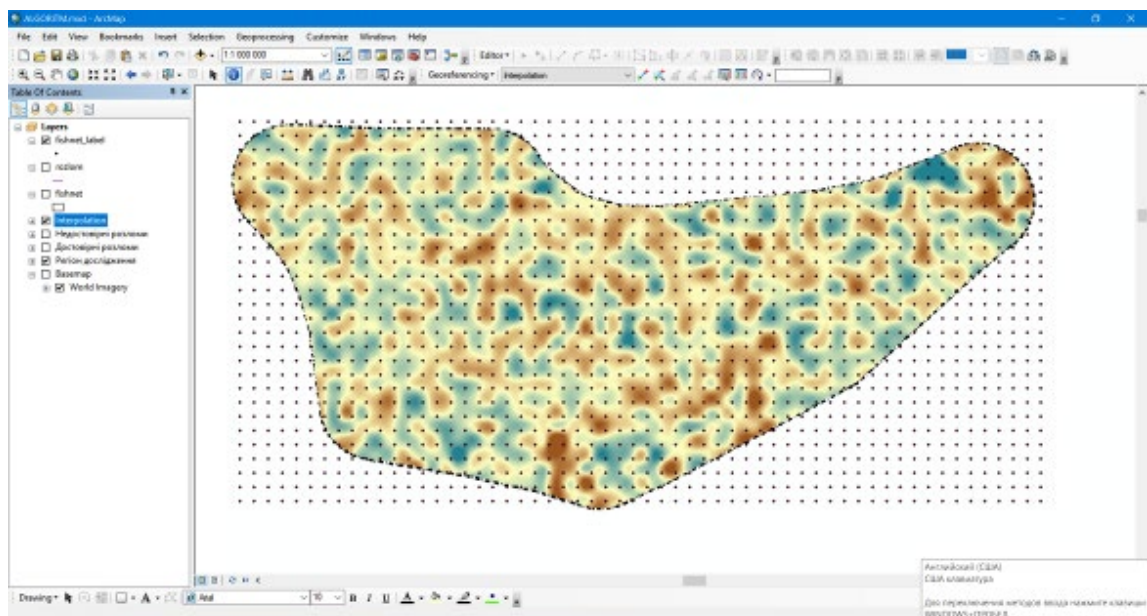


Рис. 4.13. Результат створення поверхні геопросторової щільності розломів

7. Перекласифікування отриманих даних геопросторової щільності розломів на території дослідження (рис. 4.14): правим кліком миші обрати властивість поверхні геопросторової щільності розломів (1); обрати функцію Classified (2); натиснути Classify (3); указати кількість класів (4).

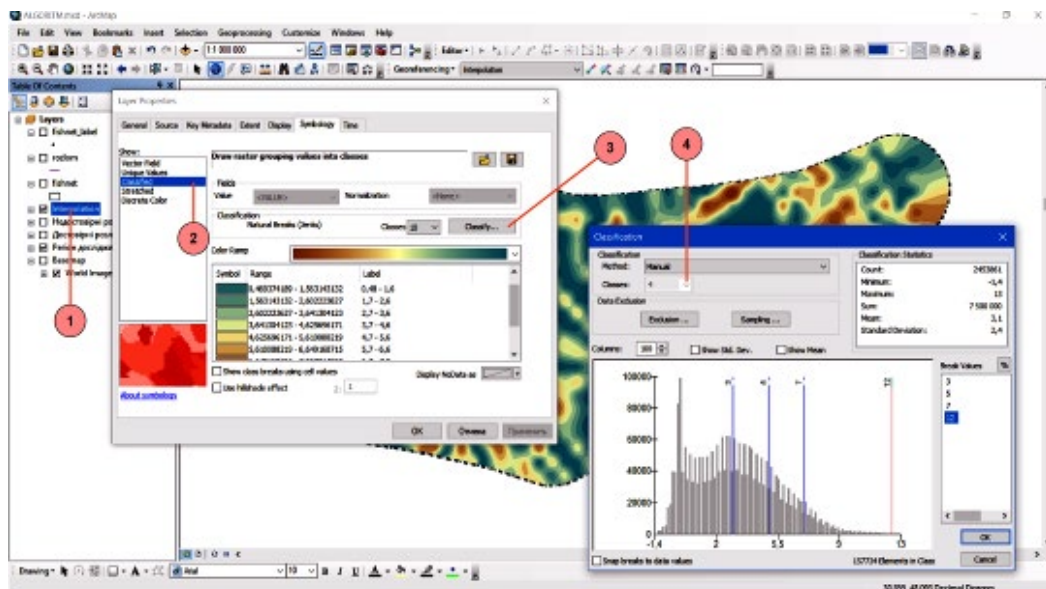


Рис. 4.14. Перекласифікування отриманих даних геопросторової щільності розломів

Отриманий результат – на рис. 4.15.

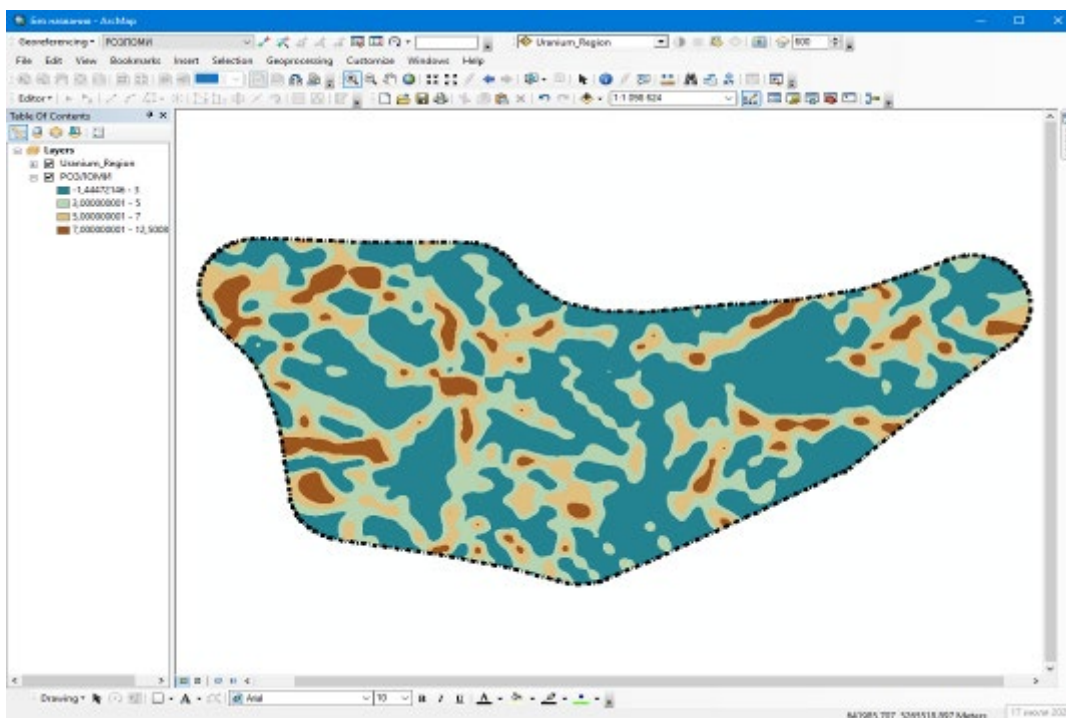


Рис. 4.15. Результат перекласифікування отриманих даних геопросторової щільності розломів

На рис. 4.16 продемонстровано в узагальненому вигляді етапи побудови карти просторової щільності розломів у вигляді ГІС-проекту моделі побудови карти.

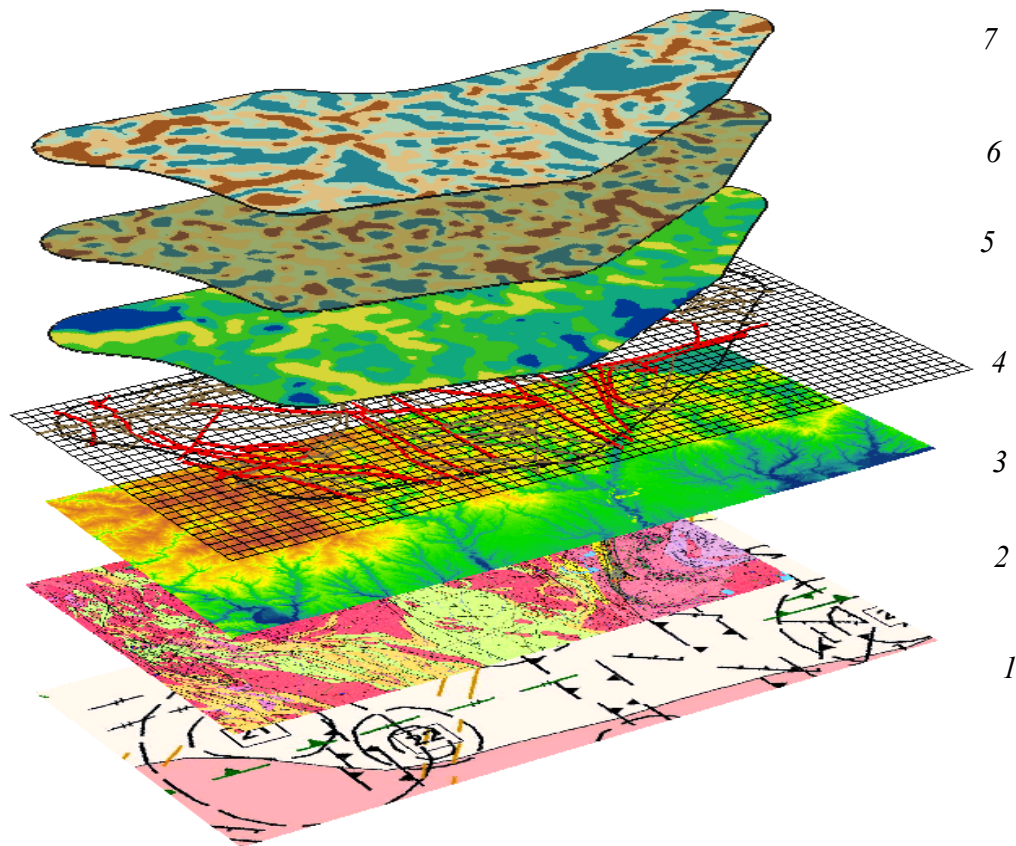


Рис. 4.16. ГІС-проект моделі побудови карти просторової щільності розломів:  
 1 – карта неотектоніки; 2 – геологічна карта; 3 – дані поверхні рельєфу (SRTM); 4 – розломи з нанесеною сіткою  $5 \times 5$  км; 5 – просторова щільність недостовірних розломів не класифікована; 6 – просторова щільність лінеаментів 3–4 порядків; 7 – просторова щільність розломів

#### **4.3.2. Локальний рівень**

На наступному етапі роботи виділено територію Кіровоградського рудного району та суміжних територій для аналізу на локальному ( $40 \text{ км} \times 25 \text{ км}$ ) рівні (рис. 4.17). Вибір цього району зумовлений: наявністю в його межах агломерації обласного центру Кропивницький; розташуванням на південно-східній околиці цього міста найстарішої уранової шахти Інгульська; детальною вивченістю Мічурінського рудного поля, що розташоване на перетині субдовготної Кіровоградської тектонічної зони та Олександрівсько-Первозванівського субширотного розлому; об'єктивною відокремленістю чотирьох рівнів просторової щільності розломів.



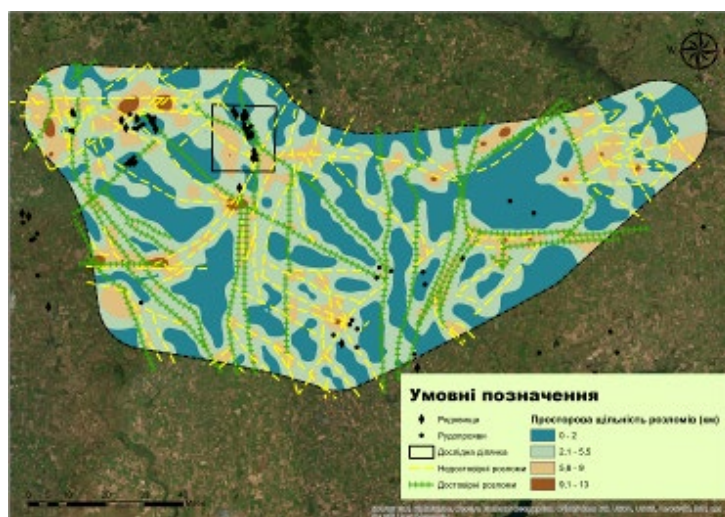
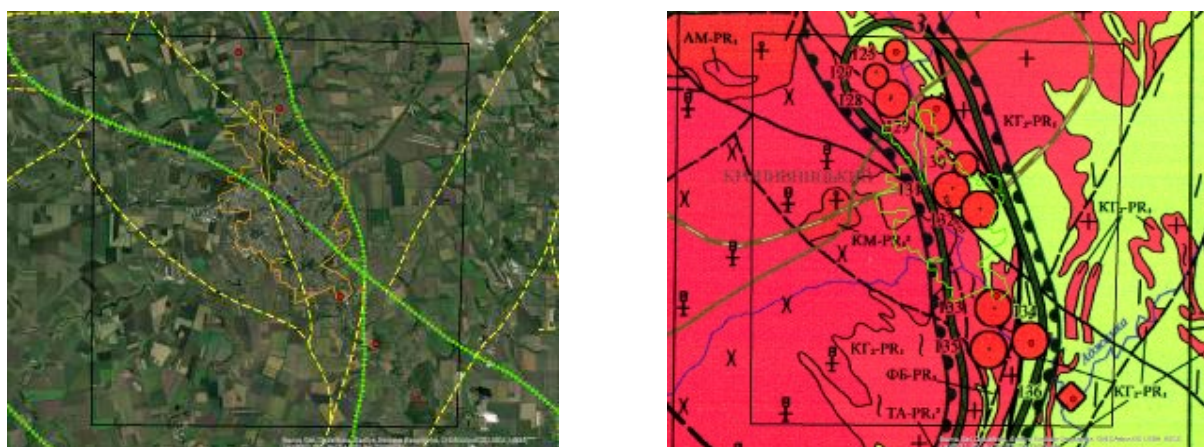


Рис. 4.17. Дослідна ділянка (локальний рівень)  
на карті просторової щільності розломів (регіональний рівень)

Кіровоградський рудний район завширшки 3,4 – 7,3 км, у межах якого проводимо дистанційні дослідження, простягається в субмеридіональному напрямі приблизно на 40 км і об'єднує три рудних поля з родовищами уранової рудної формації (вздовж простягання рудного району): у північній частині – Лелеківське, у центральній частині – Мічурінське і на півдні – Компаніївське (рис. 4.18).



*а* *б*  
Рис. 4.18. Дослідна ділянка (локальний рівень):  
*а* – оглядовий вигляд; *б* – геологічна карта

Структурний контроль зруденіння визначається тісним зв'язком уранової мінералізації із зонами катаклазу і мілонітизації альбітитових порід. Ураноносні альбітити залягають у вигляді великих лінзоподібних тіл, згідних з

простяганням і падінням *гранітів і гнейсів*. Руди Мічурінського родовища, яке відпрацьовує Інгульська шахта, за своїм складом однокомпонентні, мономінеральні. Присутність торію і інших металів незначна.

Серед порід *осадового чохла* Мічурінського рудного поля виділяються кори вивітрювання кристалічного фундаменту, відклади бучацької, київської і харківської світ палеогену, полтавської світи неогену та четвертинні алювіальні відклади річки Інгул. В підшві осадового чохла залягають породи бучацької світи середнього палеогену. До складу бучацької світи входять грубозерністі кварцові піски, вуглисті глини і вторинні каоліни. Вуглисті глини з прошарками бурого вугілля виходять на поверхню в межах західної палеодолини, вони мають аномальну гамма-активність до 400 мкР/год. Потужність гамма-активних вуглистих відкладів близько 2 м, тоді як потужність бучацьких відкладів складає 17 м.

Відклади київського віку потужністю до 20 м розповсюджені на правобережжі р. Інгул. У західному напрямку відклади київського віку перекриваються глауконітовими пісками харківського віку потужністю до 15 м. Уся площа Мічурінського рудного поля покрита ґрунтовим покривом чорноземного і алювіального типів.

Загальна потужність осадового чохла строкатого (глинисто-піщаного) літологічного складу, включаючи каолінову зону кори вивітрювання, коливається від декількох метрів до 70 м. Площа з відкладами потужністю до 10 м становить приблизно 10 % площі рудного поля, так само, як і площа відкладів потужністю більше 50 м (те ж близько 10 м). Середня потужність осадових порід становить приблизно 28–30 м.

Що стосується середнього вмісту урану в *гірських породах* – уран в породах земної кори знаходиться у такому стані: 1) утворює власне уранові мінерали (уранова чернь, уранініт, настуран, кофініт); 2) ізоморфно входить у кристалічні решітки високорадіоактивних не уранових мінералів (циркон, монацит, апатит, сфен); 3) знаходиться у розсіяному стані або розчинений у воді. Середній вміст урану в кислих породах  $(1-6) \cdot 10^{-4}$  %, у лужних до

$30 \cdot 10^{-4} \%$  [48]. Порівняно з кларком урану в кислих вивержених породах середній вміст урану в породах Мічурінського рудного поля вищий у 1,5–2 рази (табл. 4.3 за [28; 45]).

Таблиця 4.3

**Середній вміст урану в кристалічних породах  
Мічурінського рудного поля**

№ з/п	Породи	Кількість проб	Уміст урану, %
1	Гнейс дрібнозернистий	46	0,0005
2	Гнейс грубозернистий	33	0,0007
3	Гнейс рівномірнозернистий	15	0,0008
4	Граніт трахітоїдний	42	0,0009
5	Пегматит	23	0,0008

Уміст урану в ґрунті коливається в межах  $0,5\text{--}2,1) \cdot 10^{-4} \%$ . Практична область фону складає  $1\text{--}1,5 \cdot 10^{-4} \%$ . Підвищений відносно фону вміст урану (більше  $1,5 \cdot 10^{-4} \%$ ) притаманний ореолам розсіювання урану на Мічурінському родовищі. Капілярно-дифузійний підйом ураноносних вод, активізований у зонах розломів, є причиною утворення у ґрунті сольових ореолів урану, а також аномалій радіоактивності (на рівні від 1 м від земної поверхні).

Особливістю досліджуваної території є також наявність *радіоактивних гідрохімічних ореолів* у підземних і поверхневих водах навколо уранових родовищ [28; 32].

Живлення всіх водоносних горизонтів території здійснюється атмосферними опадами. Основним водоносним горизонтом, що живить річки, є водоносний горизонт тріщинуватої зони кристалічних порід докембрію. Проведені дослідження у цьому напрямку доводять, що існує факт стабільності існуючого ореолу уранових вод у районі дослідження. Вміст радіонуклідів урану, радію і радону є стабільним у часі. Тобто існує природне забруднення підземних вод радіоактивними елементами. За межами рудних покладів переважаючим є забруднення поверхневих вод ураном.

Природна міграція радіонуклідів залежить від загальних геоморфологічних, геохімічних умов, а також від змін ступеню тріщинуватості рудовміщуючих кристалічних порід – гранітів і гнейсів, наявністю чи відсутністю в тріщинах уранових мінералів, сульфідів, мінералів заліза, надходження з надр газових флюїдів. Також встановлено вертикальну гідрогеохімічну зональність у зв'язку із природним забрудненням підземних вод ураном, радієм і радоном. У верхніх частинах розрізів, де переважають окислювальні умови, підземні води максимально насичені ураном і мінімально радієм.

Радонові ореоли тяжіють до тріщинних зон – розломів, так званих «емануючих колекторів» [28; 32]. У тріщинних водах кількість урану збільшується. У ділянках розвитку кори вивітрювання, особливо по породах з підвищеним вмістом урану, концентрація його в тріщинних водах підвищується в середньому до  $70 \cdot 10^{-6}$ , досягаючи  $(150-300) \cdot 10^{-6}$  г/л; тобто зростає в 6–25 разів порівняно з вмістом у водах четвертинних відкладень.

Уранова руда, яка залягає в гранітах і гнейсах, видобувається шахтою Інгульська, яка розташована в південно-східній частині виділеної ділянки, на околиці міста Кропивницький. Руда транспортується на перероблення до міста Жовті Води. Завантаження руди у вагони здійснюється екскаватором після її подрібнення і радіометричного сортування. Бідна некондиційна руда і безрудна порода складуються поблизу шахти у відвали. Шахтні води, які викачуються на поверхню, надходять на очищення, де уран з них осаджується вапном. Після цього вода надходить у відстійники, а потім скидається до річки Інгул. Територія шахти разом з відвалами розташована на лівому березі річки на відстані 150–200 м від русла. Рельєф знижується від абсолютної відмітки +140 м на східній межі промзони до +100 м (уріз води р. Інгул). Це означає, що сольовий ореол урану спрямований до русла річки і охоплює невелику територію в межах промзони.

Для локального рівня було також побудовано та проаналізовано карти просторової щільності достовірних і недостовірних розломів за визначеним

алгоритмом (рис. 4.19) та карти просторової щільності лінеаментів (3–4 та 5–6–7 порядків) за алгоритмом, представленим на рис. 4.19, за сіткою 1 км × 1 км.

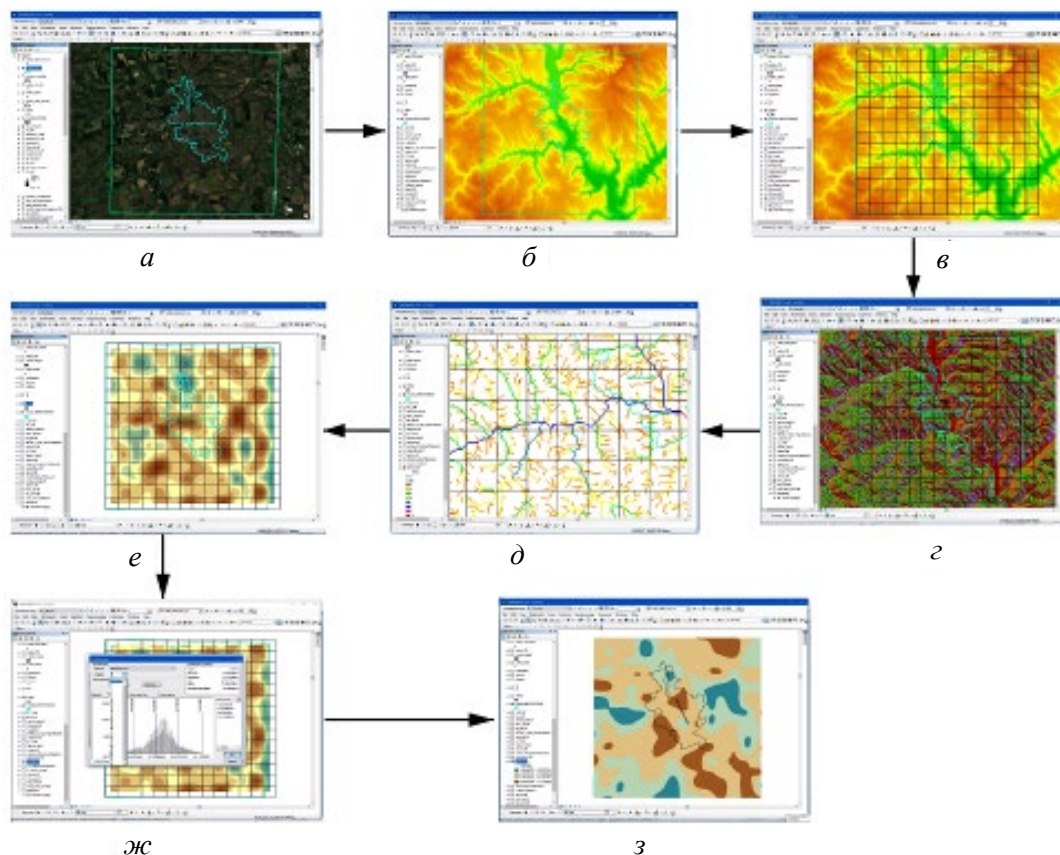


Рис. 4.19. Послідовність побудови карти просторової щільності лінеаментів:  
 а – територія дослідження; б – дані поверхні рельєфу;  
 в – створення полігональної сітки; г – відновлення поверхні стоків згідно з  
 поверхнею даних рельєфу; д – виділення порядків водотоків (лінеаментів);  
 е – побудова карти щільності лінеаментів; ж – перекласифікація геопросторової  
 щільності лінеаментів за рівнем потенційної радонової небезпеки;  
 з – результуюча карта щільності лінеаментів 3–4 порядків

## Етапи геопросторового моделювання щільності лінеаментів

### (локальний рівень) – пп. 1–4

Для проведення геопросторового моделювання щільності лінеаментів використовуються дані поверхні рельєфу – SRTM (рис. 4.20).

1. *Проведення процедури заповнення даних поверхні рельєфу (Fill) (рис. 4.21):* обрати ArcToolBox (1); натиснути модуль Spatial Analyst Tools (2); перейти до модуля Hydrology (3); обрати функцію Fill (4); указати файл поверхні рельєфу (5); вибрати файл для збереження (6).

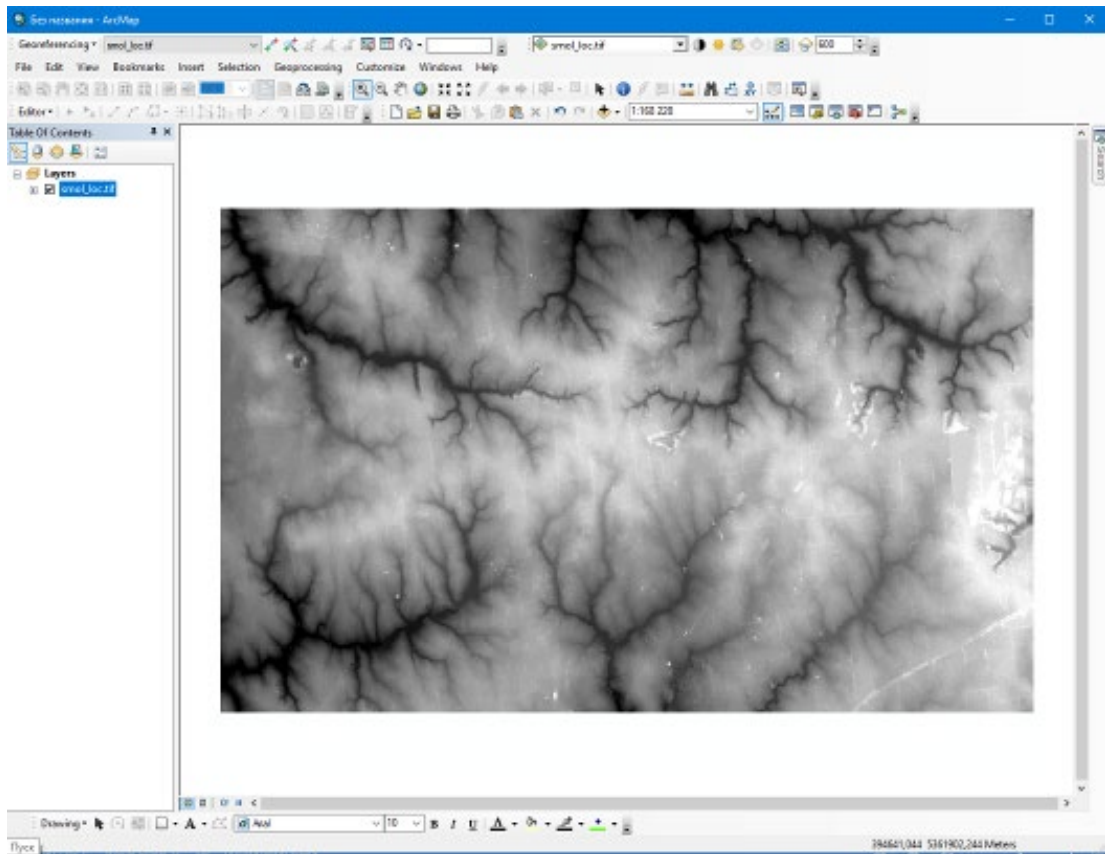


Рис. 4.20 Дані поверхні рельєфу – SRTM

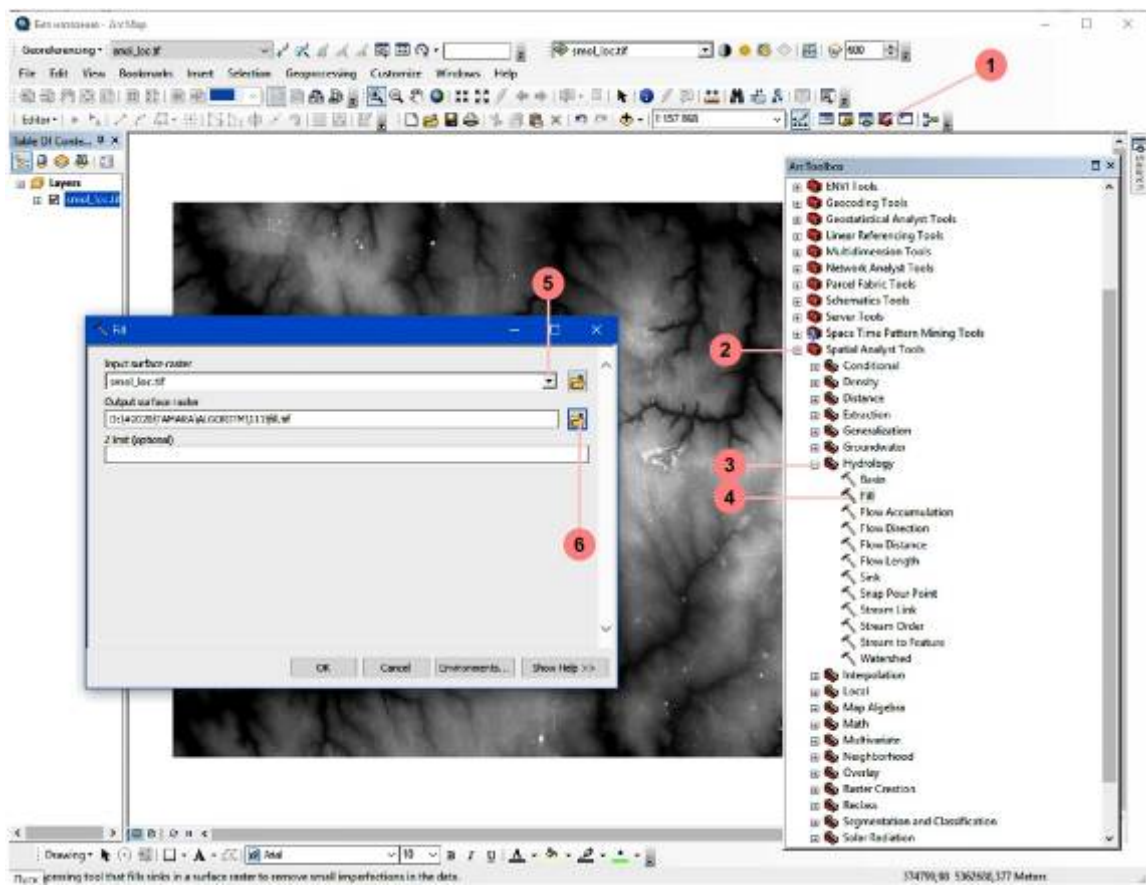


Рис. 4.21. Процедура заповнення даних поверхні рельєфу (Fill)

2. Побудова поверхневих напрямків потоку (рис. 4.22): обрати функцію Flow Direction (1); указати файл, отриманий в попередньому пункті (2); вибрати файл для збереження (3); обрати опцію (4).

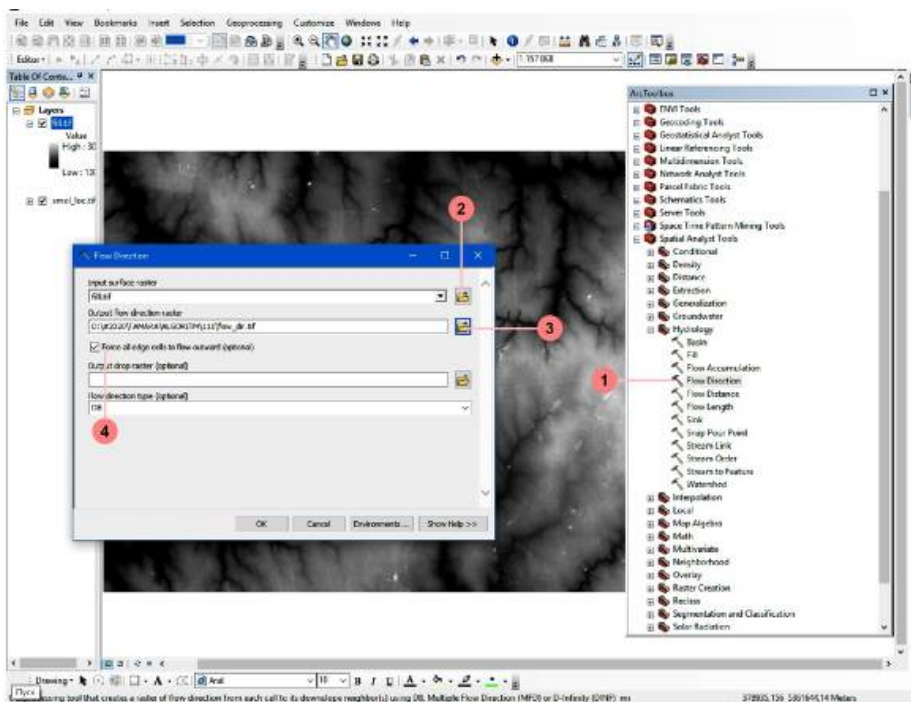


Рис. 4.22. Побудова поверхневих напрямків потоку

Отриманий результат – рис. 4.23.

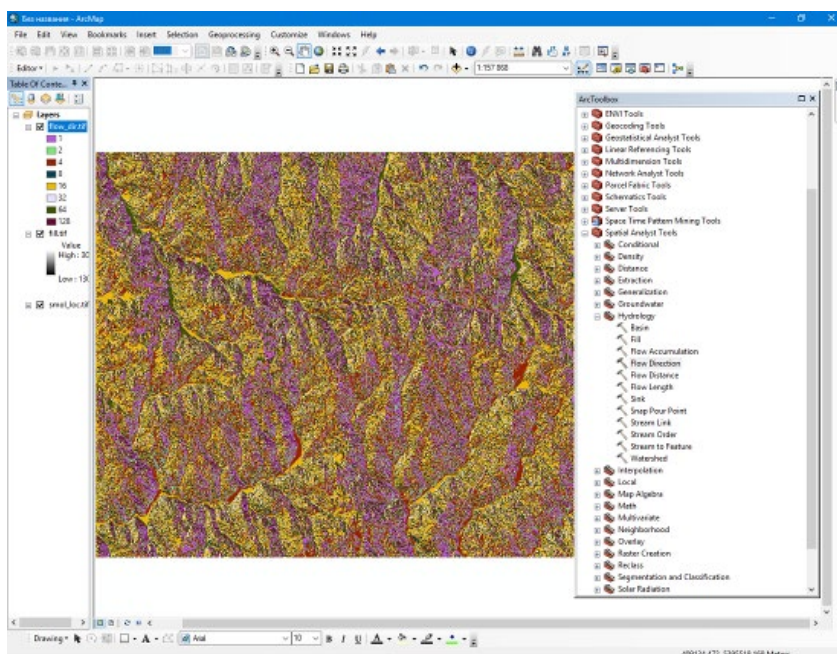


Рис. 4.23. Поверхневі напрямки потоку

3. Створення поверхневих порядків водотоку (рис. 4.24): Обрати функцію Stream to Feature (1); указати файл поверхні рельєфу з заповненням (2); указати файл напрямків потоку (3); вибрати файл для збереження (4).

Отриманий результат – рис. 4.25.

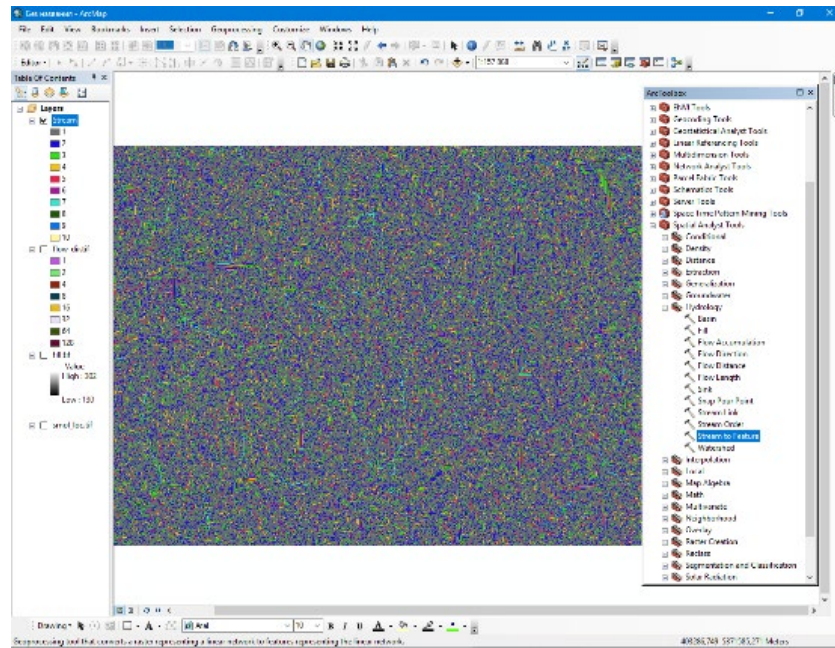


Рис. 4.24. Поверхневі порядки водотоків

3. *Вибірка водотоків (рис.4.25):* обрати закладку Selection на основній панелі інструментів (1); указати функцію Select by Attributes (2); ввести запит для виділення водотоків 3 та 4 порядків (3).

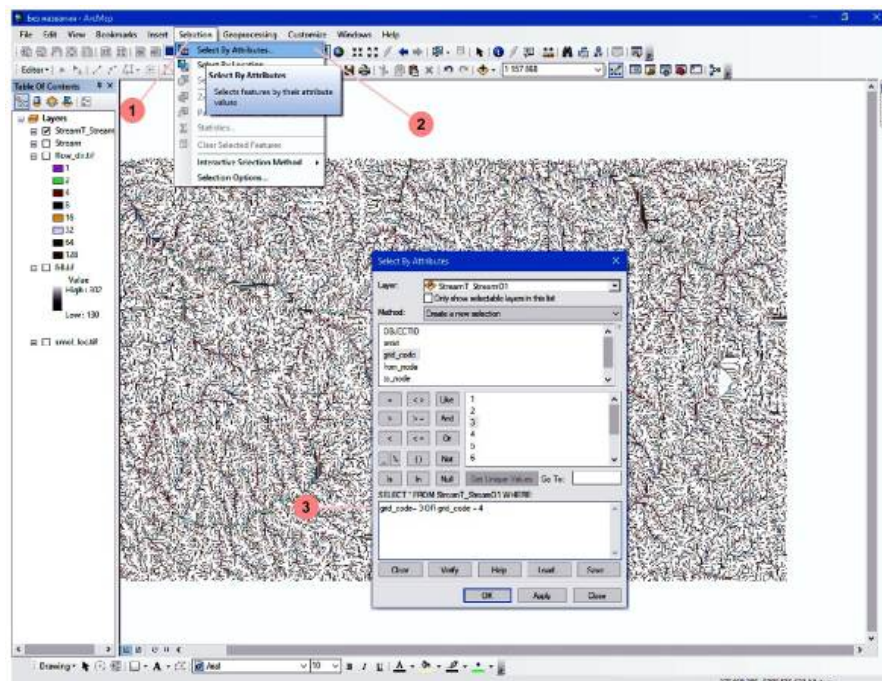


Рис. 4.25. Вибір необхідних порядків водотоків

Отриманий результат – рис. 4.26.



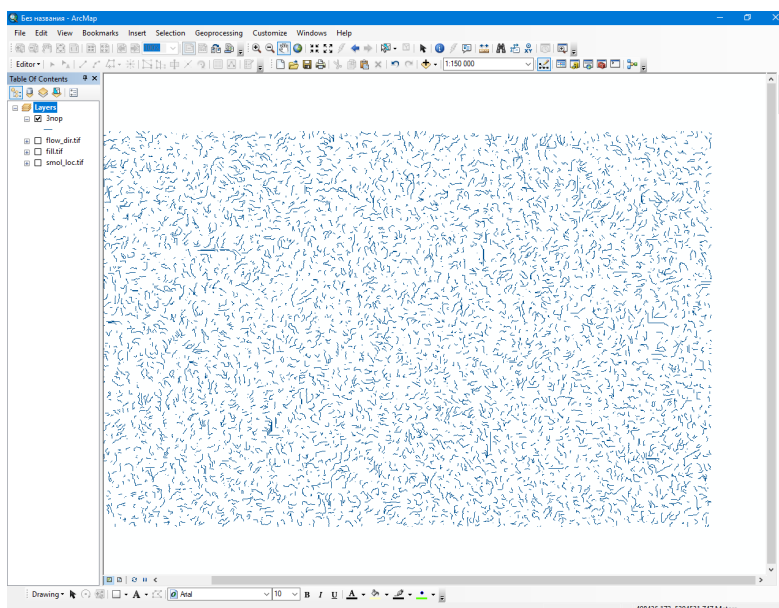


Рис. 4.26. Водотоки 3 та 4 порядків

Подальші розрахунки проводяться так само, як і для геопросторового моделювання щільності розломів (пункти 2–7 попередньо описаних етапів геопросторового моделювання щільності розломів (регіональний рівень).

На рис. 4.27 продемонстровано в узагальненому вигляді етапи побудови карти просторової щільності лінементів у вигляді ГІС-проекту моделі побудови карти

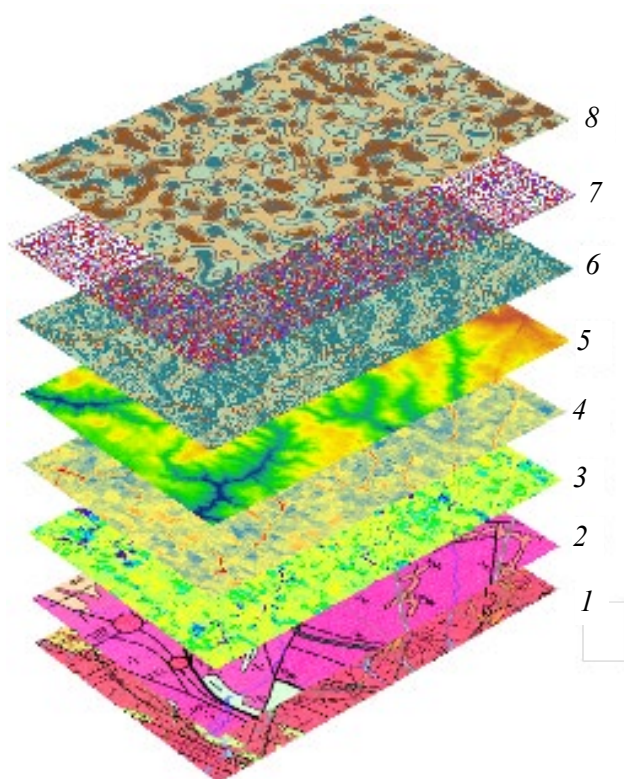


Рис. 4.27. ГІС-проект моделі побудови карти просторової щільності лінементів:  
 1 – геологічна карта 500 000;  
 2 – геологічна карта 200 000;  
 3 – середньорічний приріст площі листової поверхні (LAI);  
 4 – середньорічний приріст температури земної поверхні; 5 – дані поверхні рельєфу (SRTM); 6 – напрямок стоку;  
 7 – лінементи 3–4 порядків з нанесеною сіткою 1 км × 1 км;  
 8 – просторова щільність лінементів

Аналіз факторів радонової небезпеки та побудованих карт просторової щільності розломів та лінеаментів надав можливість розробити класифікацію рівня радонової небезпеки. Виділено 4 рівні радонової небезпеки: *перший* – локації, розташовані в зонах з найменшою просторовою щільністю розломів (0,11–0,26 км на 25 км<sup>2</sup>) та лінеаментів 3–4 порядків (0,2–1,52 км на 1 км<sup>2</sup>), часто з найпотужнішим осадовим чохлам; *другий* – з просторовою щільністю розломів 0,27–0,41 км на 25 км<sup>2</sup> та лінеаментів 1,53–3,65 км на 1 км<sup>2</sup>; *третій* – з просторовою щільністю розломів 0,42–0,56 км на 25 км<sup>2</sup> та лінеаментів 3,66–5,78 км на 1 км<sup>2</sup>; *четвертий* – локації найвищого рівня радонової небезпеки, зосереджені в зонах з найбільшою просторовою щільністю розломів (0,57–0,71 км на 25 км<sup>2</sup>) та лінеаментів 3–4 порядків (5,79–7,9 км на 1 км<sup>2</sup>), де компоненти доквілля характеризуються найвищим вмістом урану та продуктів його розпаду.

Виявлено асоціацію зон високої просторової щільності лінеаментів 3–4 порядків із зонами найбільш потенційно радононебезпечних ділянок (*темно-коричневого та коричневого кольору*), де вимірюваннями встановлений високий вміст радона-222 в підвальних приміщеннях будівель міста Кропивницький [29], рис. 4.28.

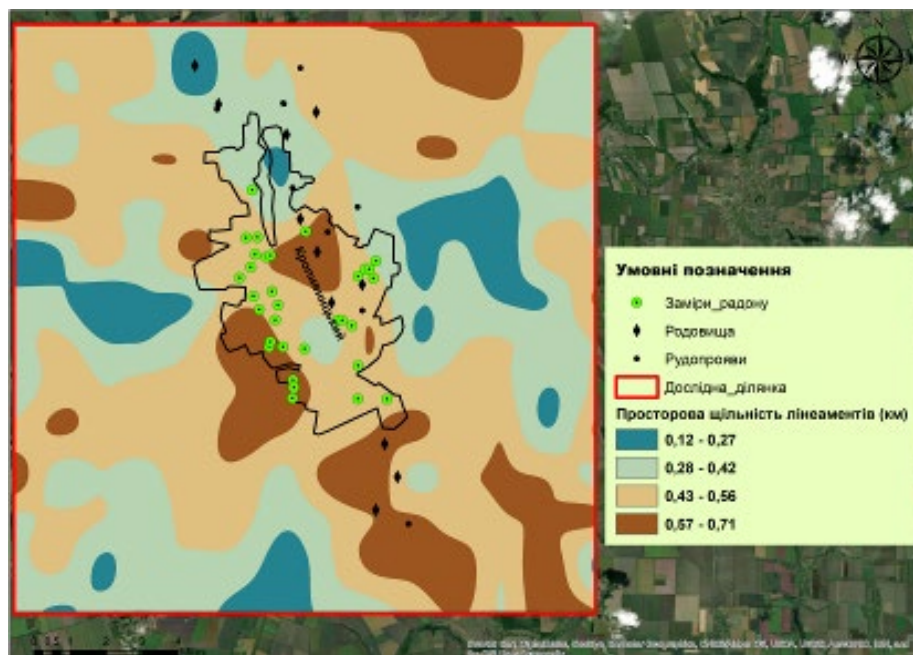


Рис. 4.28. Просторова щільність лінеаментів 3–4 порядків з вимірами радону у будівлях міста Кропивницький

На підставі такого аналізу створено базу даних з 40 різних локацій (точок спостереження) так, щоб рівномірно охопити територію дослідження – по 10 локацій на кожний рівень просторової щільності розломів і лінеаментів. Кожну локацію розглянуто за 13 фізично обґрунтованими факторами радонової небезпеки. Кожен фактор оцінено в балах таким чином, щоб результати можна було використати для технології математичного моделювання (табл. 4.4).

Таблиця 4.4

### Рівні радонової небезпеки

Рівні небезпеки	Родовища, Рудопрояви, точки мінералізації		Уміст урану								Осадовий чохла			
			у породах, $\cdot 10^{-4}\%$		у корі вивітрювання, $\cdot 10^{-4}\%$		у ґрунтах, $\cdot 10^{-4}\%$		у воді, $\cdot 10^{-6}$ г/л		потужність осадового чохла, м		Потужність експозиційної дози, мкЗв/год	
			А	А <sup>1</sup>	Б	Б <sup>1</sup>	В	В <sup>1</sup>	Г	Г <sup>1</sup>	Д	Д <sup>1</sup>	Е	Е <sup>1</sup>
1	непроявлені	1	5-6	1	0,06–0,07	1	0,5–0,9	1	3-6,4	1	$\geq 50$	1	0,09–0,10	1
2	мінералізація	2	7–8	2	0,08–0,10	2	1,0–1,4	2	6,5–9,5	2	25–49	2	0,11–0,14	2
3	рудопрояви	3	9–10	3	0,11–0,12	3	1,5–2,1	3	9,6–12,8	3	10–24	3	0,15–0,20	3
4	родовища	4		4		4		4		4	$\leq 9$	4	0,21–0,33	4

Продовження таблиці 4.4

Структурно-геологічні фактори								Відстань від населеного пункта до СЗЗ, км		Потужність дози на висоті 1 м в районі населеного пункта, мкЗв/год	
Просторова щільність розломів достовірних, км/км <sup>2</sup>		Просторова щільність розломів недостовірних, км/км <sup>2</sup>		Просторова щільність лінеаментів, км/км <sup>2</sup>							
				локальних 3, 4		регіональних 5, 6, 7					
Ж	Ж <sup>1</sup>	З	З <sup>1</sup>	И	И <sup>1</sup>	І	І <sup>1</sup>	Ї	Ї <sup>1</sup>	Й	Й <sup>1</sup>
0-0,124	1	0,11-0,26	1	0,2-0,43	1	0,6-1,52	1	$\geq 15$	1	0,08-0,09	1
0,125-0,31	2	0,27-0,41	2	0,44-0,67	2	1,53-3,65	2	11-14	2	0,10-0,11	2
0,32-0,5	3	0,42-0,56	3	0,68-0,9	3	3,66-5,78	3	6-10	3	0,12-0,13	3
0,51-0,7	4	0,57-0,71	4	0,91-1,14	4	5,79-7,9	4	1-5	4	> 0,13	4

### 4.4 . Підходи щодо протирадонових заходів

На сьогодні усвідомлення того факту, що радон визнається фактором ризику для здоров'я людини практично в усіх розвинених країнах світу, знайшло своє відображення у широкомасштабних програмах робіт з оцінки рівнів опромінення населення, розробці і здійсненню заходів щодо його зниження. В Європейських країнах прийнято вимірювання радону в приміщеннях будівель за уніфікованими вимогами за сіткою 10 × 10 км. Ця

стратегія відбору проб є поширеною в нових дослідженнях, хоча в різних Європейських країнах існує велика різноманітність підходів [2; 18; 19]. В багатьох країнах території розподілені за адміністративними одиницями (Данія, Франція, Нідерланди) або за сіткою 10 км × 10 км (Албанія, Азербайджан, Угорщина, Ірландія, Румунія, Іспанія); або 5 км × 5 км (Мальта); 1 км × 1 км (Кіпр, Північна Ірландія); та навіть 0,5 км × 0,5 км (Чорногорія). У випадку Польщі радонова зйомка виконувалась з урахуванням геологічних особливостей території – середня річна концентрація  $^{222}\text{Rn}$  вимірювалась у будівлях різних геологічних регіонів країни.

Відзначається також, що в Європі радонова зйомка проводиться часто волонтерами (вчителями фізики, студентами, службовцями на муніципальних рівнях) або за окремими програмами в школах та вищих учбових закладів. Проте такі дослідження не можуть слугувати науковою базою для оцінки рівня концентрації радону в приміщеннях будівель, де мешкає більшість населення.

Відповідно до Закону України «Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань» ([46]; Ст. 11, 12, 15), рекомендацій МАГАТЕ [3] та на підставі аналізу багаторічних досліджень радонової небезпеки в Україні, особливо, починаючи з кінця 90-х років минулого сторіччя, можна зробити узагальнення деяких аспектів щодо підходів до протирадонових заходів.

Як уже зазначалось вище, радонова проблема є актуальною в області радіаційного захисту для України з одного боку, та невирішеною у порівнянні з підходами та досягненнями щодо протирадонових заходів у Європейських та інших країнах з іншого боку. Головним у цьому питанні має бути обізнаність населення про небезпеку можливого накопичення радону в житлових приміщеннях та про елементарні способи зменшення його концентрації. Нажаль, цього не скажеш про українців взагалі, хоча це так важливо для тих, хто мешкає у приватних будинках та на перших поверхах. Недостатньо поширюється у нас така інформація, не стоять на порядку денному і не проводяться відповідні заходи щодо контролювання рівня радону у житлових приміщеннях будівель. Хоча є дослідження фахівців ДУ «Інститут

громадського здоров'я ім. О. М. Марзєєва Національної академії медичних наук України» [20–22; 24; 25], ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України» [17; 33], а також досвід багатьох організацій, що проводили свої дослідження на території міста Кропивницький [24; 25; 36], де ЕРОА радону в житлових приміщеннях будівель вище середніх значень по Україні. Практичний досвід міста Кропивницький свідчить про те, що можливі позитивні рухи у цьому напрямі. Адміністрації дитячих дошкільних закладів, де проводилась радонова зйомка, дотримувались елементарних протирадонових заходів, зокрема, встановили систему регулярного провітрювання приміщень та додаткові вентилятори у підвальних приміщеннях. Повторні вимірювання з кожним разом фіксували зменшення показника ЕРОА до 50 і менше Бк/м<sup>3</sup>.

Оскільки багато великих міст розташовані в межах Українського щита, вважається раціональним організація і проведення комплексної оцінки радіаційної обстановки і встановлення основних джерел формування доз опромінення населення на муніципальних рівнях та на рівні територіальних громад. За результатами такої оцінки та за необхідності наступним етапом має бути розроблений комплекс протирадонових заходів щодо зменшення радонової компоненти дози. Мешканців потенційно радононебезпечних територій потрібно регулярно інформувати про шкідливість радону і про можливості поліпшення ситуації. Шляхи проникнення радону в приміщення будівель: щілини в монолітних підлогах, монтажні з'єднання, тріщини в стінах, фундаментах, проміжки навколо комунікаційних труб, порожнини стін, штукатурка (гіпс), природний газ (кухня), сланцева глина, фосфатний шлак, вода (ванна), система накопичення сонячної енергії.

Для таких областей, як Кіровоградська, Дніпропетровська, Запорізька тощо, де поширені потенційні техногенно-підсилені джерела радіації природного походження, забезпечення радіаційного захисту в регіоні можливе тільки поетапно в результаті тривалого виконання великого комплексу робіт і, звичайно за підтримки територіальної громади. Дуже важливо проводити роботи з вимірювання ЕРОА Rn<sup>222</sup> в дитячих садках, школах, в житлових,

виробничих і громадських приміщеннях з метою визначення середньорічного значення  $EPOA Rn^{222}$ . Оскільки важливим фактором, що зменшує надходження радону в приміщення, є вибір території для будівництва, то також важливо проводити еманацийні зйомки в місцях перспективної забудови для визначення швидкості ексгаляції радону з підстилаючих ґрунтів. У зв'язку з тим, що будівельні матеріали, що використовуються в регіоні для будівельних робіт, можуть мати підвищений вміст природних радіонуклідів, необхідно виконувати систематичний контроль за його регламентованими радіаційними показниками та за його цільовим використанням.

Щодо зменшення рівня іонізуючих випромінювань радіонуклідів об'єктів будівництва – це питання можливо вирішити тільки на стадії проектування будинку, коли можна розробити і забезпечити комплексне рішення підвищення радіаційної якості продукції, яка задовольняє принципам концепції радіаційного захисту людини і вимогам ISO-9000. Це також стосується і радонового проникнення. Тільки на стадії вибору місця для будівництва, будівельних матеріалів і матеріалів будівельних конструкцій, проектування, підбору обладнання для експлуатації будівлі необхідно проводити обов'язковий комплексний аналіз шляхів можливого попадання радону всередину житлових приміщень будівель.

Проектування і будівництво сучасних екологічно безпечних житлових будинків наразі затребуване в умовах складних економічних і екологічних умов в Україні. Таке будівництво передбачає використання екологічних будівельних матеріалів – дерево, саман, глина, рослинний покрив, очерет, бамбук, солома, земля, будівельний камінь [47; 48]. Але не завжди поновлюваний місцевий матеріал є радонобезпечним (наприклад, глина).

Практичне значення аналізу проблеми надходження радону в житлові приміщення сучасного екологічно безпечного будинку і шляхів зниження радонового ризику полягає у тому, що варіабельність активностей радону в повітрі житлових приміщень будівель України визначають: гідрогеологічні та геофізичні особливості територій; особливості розломно-блокової тектоніки

території забудови; кліматичні аспекти регіонів (температура, кількість опадів, тиск, напрямок і швидкість вітрів тощо); інженерно-планувальні рішення будівництва; режим вентилявання і догляду за приміщенням.

Очевидно, що в ситуації щодо радонової небезпеки, яка склалася в Україні на сьогодні, необхідно об'єднуватись всім зацікавленим спеціалістам, вченим, організаціям, у яких є досвід, знання і база даних стосовно поширення радонової небезпеки і можливості ризику радонового опромінення. Обнадійливими є державні кроки – у сенсі Плану щодо зниження рівня опромінення населення радоном та продуктами його розпаду, мінімізації довгострокових ризиків від поширення радону в житлових та нежитлових будівлях, на робочих місця на 2020–2024 роки [49]. Постанова питання щодо визначення радонебезпечності кожної конкретної території неможлива без конкретного урахування геологічних факторів радонебезпеки. В комплексному підході геологічні роботи повинні бути першими. Проте, на жаль, в цьому плані не видно ролі геологічних організацій, дослідницьких інститутів НАН України, тобто не видно ролі геологічних факторів у формуванні радонебезпеки територій, що першими потребують протирадонових заходів.

#### **Висновки до розділу 4**

Розглянуто та проаналізовано концепцію радонебезпечних територій в світі та Європі з позицій Основних норм безпеки ЄС, МАГАТЕ, МКРЗ. Узагальнено природні та техногенно-антропогенні фактори формування радонової небезпеки. Серед природних факторів акцент зроблено на геологічних, зокрема, територіях, де на поверхню землі виходять граніти, гнейси, фосфорити тощо, де вміст урану і торію в них до 100 кларків і більше. Загалом більш високі дози опромінення населення характерні для територій з підвищеною природною радіоактивністю і районів розміщення підприємств, які видобувають і переробляють мінеральну сировину (особливо радіоактивну). Вміст радону і його продуктів розпаду в повітрі житлових і громадських будівель цих районів часто вище діючих гігієнічних нормативів.

Виділено та узагальнено 13 факторів радонової небезпеки (природні поклади урану; вміст урану в гірських породах, корі вивітрювання, ґрунтах, воді; потужність та гамма-активність порід осадового чохла; просторова щільність розломів достовірних і недостовірних та лінеаментів 3,4 та 5,6,7 порядків; відстань від санітарно-захисної зони видобувного підприємства; потужність дози на висоті 1 м) для ідентифікації радононебезпечних зон в межах територій суб'єктів господарювання на локальному рівні.

В контексті Основних норм безпеки ЄС, де вимагається ідентифікувати радононебезпечні території, пропонується використовувати дистанційні методи для геопросторового моделювання радононебезпечних територій спочатку на регіональному, а потім на локальному рівнях. Базовими параметрами для початкової стадії картування розглядаються просторова щільність розломів та щільність лінеаментів 3–4 порядків. Інші параметри підключаються для більш детального аналізу залежно від конкретної локації, що розглядається. Аналіз отриманих карт показує кореляцію найбільш радононебезпечних ділянок із зонами високої просторової щільності розломів та лінеаментів та підтверджуються даними безпосередніх замірів радону в приміщеннях в місті Кропивницький.

Аналіз факторів радонової небезпеки надав можливість розробити класифікацію потенційних рівнів радонової небезпеки. Виділено 4 рівні радонової небезпеки: *перший* – локації, розташовані в зонах з найменшою просторовою щільністю розломів 0,11–0,26 км на 25 км<sup>2</sup> та лінеаментів 3-4 порядків 0,2–1,52 км на 1 км<sup>2</sup>, часто з найпотужнішим осадовим чохлом; *другий* – з просторовою щільністю розломів 0,27–0,41 км на 25 км<sup>2</sup> та лінеаментів 1,53–3,65 км на 1 км<sup>2</sup>; *третій* – з просторовою щільністю розломів 0,42–0,56 км на 25 км<sup>2</sup> та лінеаментів 3,66–5,78 км на 1 км<sup>2</sup>; *четвертий* – локації найвищого рівня радонової небезпеки, зосереджені в зонах з найбільшою просторовою щільністю розломів 0,57–0,71 км на 25 км<sup>2</sup> та лінеаментів 3–4 порядків 5,79–7,9 км на 1 км<sup>2</sup>, де компоненти доквілля характеризуються найвищим вмістом урану та продуктів його розпаду.



Таким чином, чотири рівні потенційної радонової небезпеки було умовно поділено: від *першого* найнижчого рівня, часто з найпотужнішим осадовим чохлам та відносно невисоким вмістом урану та продуктів його розпаду в компонентах доквілля; до *четвертого* найвищого рівня радонової небезпеки, куди увійшли локації, зосереджені в зонах з найбільшою просторовою щільністю лінеаментів та розломів, де компоненти доквілля характеризуються найвищим вмістом урану та продуктів його розпаду.

Пропонується розробляти і застосовувати протирадонові заходи після після проведення комплексної оцінки радіаційної обстановки і встановлення основних джерел формування доз опромінення населення на муніципальних рівнях та на рівні територіальних громад.

Для практичного аналізу проблеми надходження радону в житлові приміщення сучасного екологічно безпечного будинку і шляхів зниження радонового ризику потрібно враховувати варіабельність активностей радону в повітрі житлових приміщень будівель України, для чого визначати: гідрогеологічні та геофізичні особливості територій; особливості розломно-блокової тектоніки території забудови; кліматичні аспекти регіонів (температура, кількість опадів, тиск, напрямок і швидкість вітру тощо); інженерно-планувальні рішення будівництва; режим вентилявання і догляду за приміщенням.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. EC Council Directive 2013/59/Euratom Laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation. Official J. Eur. Union. 2014. 57 (L13). P. 1–73.

2. European Atlas of Natural Radiation / Cinelli, G., De Cort, M. & Tollefsen, T. (Eds.) European Commission, Joint Research Centre. Publication Office of the European Union, Luxembourg. Printed by Bietlot in Belgium 2019. 190 p. DOI:10.2760/520053.

3. Публикация 103 Международной Комиссии по радиационной защите (МКРЗ). Пер с англ. / под общей ред. М. Ф. Киселёва и Н. К. Шандалы. Москва: Изд. ООО ПКФ «Алана», 2009. 229 с.
4. Жуковский М. В., Ярмошенко И. В. Радон: измерение, дозы, оценка риска. Екатеринбург: УрО РАН ИПЭ, 2007. 231 с.
5. Dubois G. An overview of radon surveys in Europe. Edition: EUR 21892EN. European Commission. JRC. Italy, 2005. 168 p. URL: [https://www.researchgate.net/publication/260095238\\_An\\_overview\\_of\\_radon\\_surveys\\_in\\_Europe](https://www.researchgate.net/publication/260095238_An_overview_of_radon_surveys_in_Europe).
6. Ионизирующее излучение: источники и биологические эффекты. Доклад НКДАР за 1982 г. ООН. Нью-Йорк, 1982. Т. 1. 881 с.
7. Emilie van Deventer. Natural radioactivity: A public health perspective. WHO. *NORM IX, 9-th International Symposium of NORM*. (Denver, USA, 23 September, 2019).  
URL: <https://nucleus.iaea.org/sites/orpnet/home/Shared%20Documents/OS-van%20Deventer-Natural-Radioactivity-WHO.pdf>
8. The Geology of Radon by James K. Otton. U.S. Department of the Interior, Geological Survey U.S., 1992. 28 p.
9. Тихонов М. Н. Газ-убийца. Радон: источники, дозы и нерешенные вопросы. *Атомная стратегия*, 2006. № 23. С. 14–18. URL: [http://www.proatom.ru/files/as23\\_01\\_19.pdf](http://www.proatom.ru/files/as23_01_19.pdf)
10. Тихонов М. Н. Опасные пятна на карте России. *Атомная стратегия*, 2004. № 5. С. 14-18. URL: <http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=215>.
11. Тимошенко Е.А. Проблема поступления радона в жилые помещения и пути подавления радонового риска в экологически безопасном доме. *Сборник научных трудов: строительство, материаловедение, машиностроение*. 2015. Вып. 81. С. 249–255.
12. Dudar T. V., Verkhovtsev V. G., Lysychenko G. V., Tyshchenko Yu. Ye. Radon as an indicator of geological structure and as a source of radiation hazard to the

environment: the case of the Ukrainian shield. *2-nd International workshop on the European Atlas of Natural Radiation: Book of Abstracts*. Verbania, Italy. November 2017. P. 16–17.

13. Dudar T. V., Verkhovtsev V. G., Lysychenko G. V., Tyshchenko Yu. Ye. Radon emanation as a source of radiation hazard to the environment. *Information & Security. ISIJ International*. 2018. 40 (no. 1). P. 51-57. DOI: 10.11610/isij.410x.

14. Radon-prone Areas: the Ukrainian Shield case study / Dudar T. V., Verkhovtsev V. G., Tyshchenko Yu. Ye., Kyselevych L. S., Buglak O. V. European Association of Geoscientists & Engineers. *Conference Proceedings, 18<sup>th</sup> International Conference on Geoinformatics – Theoretical and Applied Aspects*. Volume 2019. P. 1–6. DOI: 10.3997/2214-4609.201902034.

15. Стась Г.В., Мпеко Нсендо Арди. Геологические условия, определяющие формирование радиационной обстановки. *Известия ТулГУ. Науки о Земле*. 2015. Вып. 1. С. 93–100. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/geologicheskie-usloviya-formirovaniya-radioaktivnyh-podzemnyh-vod-na-territorii-vostochnogo-orenburzhya>.

16. Лебедь О. О., Мислінчук В. О., Андреев О. А. Радон: моніторинг та геоecологічний аналіз його впливу на екосистему міста Рівне: монографія. Рівне: РМАНУМ. 2017. 208 с.

17. Діденко П.І. Радон підземних вод України. *Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист*. 2011. № 3. С. 123–128.

18. Qualitative overview of indoor radon surveys in Europe / Pantelic G., Celikovic I., Zivanovic M. et al. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. 204:163-174. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2019.04.010.

19. Digital version of the European Atlas of natural radiation / Cinelli G., Tollefsen T., Bossew P. et al. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018. 196:240–252.

20. Павленко Т. О. Радіаційно-гігієнічна оцінка доз опромінення населення України від техногенно-підсилених джерел природного походження: автореф. дис. Київ. 2010. 39 с.

21. Аксьонов М. Ф., Фрізюк М. А., Тарасюк О. Є. Концептуальні засади створення плану дій щодо захисту населення від радону (огляд міжнародних вимог). *Гігієна населених місць* : зб. наук. пр. Київ, 2018. № 68. С. 171–177.
22. Методи проти радонового захисту будівель (огляд літератури) / Т. О. Павленко, М. Ф. Аксьонов, М. А. Фрізюк та ін. *Гігієна населених місць*: зб. наук. пр. Київ, 2012. № 60. С. 218–222.
23. Клименко М. О., Лебедь О. О. Дослідження об'ємної активності радону внутрішньобудинкового повітря м. Рівного. *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. 2017. Випуск 3/(104). С. 124–129.
24. Оцінка рівнів радону у дитячих навчальних закладах м. Кропивницький для впровадження протирадонових заходів / М. А. Фрізюк та ін. *Довкілля і здоров'я*. 2018. № 3 (88). С. 56–62.
25. Наукове обґрунтування контрзаходів щодо зменшення доз опромінення населення України від радону у повітрі приміщень громадських та житлових будівель / Т. О. Павленко та ін. *Актуальні питання захисту довкілля та здоров'я населення України*. Випуск 5 (Результати наукових розробок 2018 р.). С. 180–210. URL: <http://www.health.gov.ua/www.nsf/>.
26. Комплексна металогенічна карта України. Поясн. записка, 1 : 500 000/УкрДГРІ / А. С. Войновський, Л. В. Бочай, С. В. Нечаєв та ін. , Державна геологічна служба Мінекоресурсів України. Київ, 2002. 336 с.
27. Звіт про регіональне геологічне вивчення території України «Складання карти уранового і торієвого зруденіння Українського щита масштабу 1:500 000» КП «Кіровгеологія»; кер. О. Михайліченко. Київ, 2018 р. 150 с.
28. Техногенне забруднення радіоактивними елементами на родовищах корисних копалин/В. О. Шумлянський та ін. Київ: Знання України, 2003. 113 с.
29. Коваленко Г. Д. Радиоэкология Украины: монография. – 3-е изд., перераб. и доп. Х.: ИД «Инжек», 2013. 344 с.
30. Орлюк М. І., Марченко А. В., Яцевський П. І. Зв'язок радонових та геомагнітних аномалій території України. *Доповіді НАНУ*. 2018. № 5. С. 60–66.

31. Евдокимов М. Д., Солодовникова Л. Н. Выделение радоноопасных зон по данным аэрогамма-спектрометрии. *Метрология*. 2012. С. 584–591.

32. Макаренко М. М. Оцінка природних і техногенних факторів забруднень підземних і поверхневих вод природними радіонуклідами навколо уранових родовищ України/ *Інформаційний бюлетень про стан геологічного середовища України*. Київ. 2000. С. 102–111.

33. Фомин Ю. А., Демихов Ю. Н., Сущук Е. Г. Система ураноносных альбититов как потенциальный источник поверхностных месторождений урана. *Доп. НАН України*. 2010. № 2. С. 126–131.

34. Костенецький М. І., Севальнев А. І., Куцак А. В. Радон навколо нас: проблема та шляхи її вирішення. Запоріжжя: Видавництво ЗДМУ, 2019. 162 с.

35. Калашник Г. А. Дослідження геоекологічного стану прилеглих до балки Щербаківська населених пунктів Дніпропетровської області. *Мінеральні ресурси України*. 2018, № 4. С. 3–7.

36. Калашник Г. А. Радіоекологічна ситуація в місті Кропивницькому – центрі уранодобувної промисловості України. *Мінеральні ресурси України*. 2017, № 2. С. 43–49.

37. Екологічний паспорт Кіровоградської області 2018 р. URL: <http://ekolog.kr-admin.gov.ua/item/700-ekolohichnyu-pasport-kirovohradskoyi-oblasti-2018-rik/700-ekolohichnyu-pasport-kirovohradskoyi-oblasti-2018-rik>.

38. Костюк О. Нас вбивають радон і байдужість. Кіровоградська обласна щотижнева газета «21 канал» № 13(632) від 25.03.2004.

39. Tripp Gerard I., Vearncombe Julian R. Fault/fracture density and mineralization: a contouring method for targeting in gold exploration/ *J. Struct. Geol.* 2004. Vol. 26. № 6–7. P. 1087–1108.

40. Шерман С. И., Злогодухова О. Г., Демьянович В. М. (2007). Плотность разломов, ее влияние на сейсмический процесс и флюидную проницаемость литосферы. *Известия Сибирского отделения Секции наук о Земле РАЕН*. № 5 (31). С. 68–77. Доступно: <https://cyberleninka.ru/article/n/plotnost-razlomov-ee-vliyanie-na-seysmicheskiy-protsess-i-flyuidnuyu-pronitsaemost-litosfery/viewer>.

41. Мазур Н. А. (2009). Первичный анализ плотности разломов и эпицентров землетрясений Байкальской и Восточно-Африканской рифтовых систем. Вестник Иркутского ГТУ. № 1 (37). С. 29–33. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/pervichnyy-analiz-dannyh-po-plotnosti-razlomov-i-epitsentrov-zemletryaseny-baykalskoy-i-vostochno-afrikanskoj-riftovyh-sistem>
42. Карта радоновой опасности территории Республики Беларусь. *Радиационная гигиена*. 2016. Том 9. № 4. С. 43–46.
43. Bossew P. Determination of radon prone areas by optimized binary classification. *Journal of Environmental Radioactivity*, 10 Jan 2014, 129:121-132 DOI: 10.1016/j.jenvrad.2013.12.015.
44. Clavensjoe B. and Aakerblom G. (2003). *Radon Book. Measures against Radon in Existing Buildings*. Stockholm: FORMAS; 2003: 131 p.
45. Виноградов А. П. Основные черты геохимии урана. Москва: Из-во АН СССР. 1963. 352 с.
46. Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання: Закон України від 14.01.1998 № 15/98-ВР. Київ: Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1998. Ст. 115.
47. Савицький, М. В. Аграрні соціоекокомплекси в Україні / М. В. Савицький та ін. Дніпропетровськ: ДВНЗ «ПДАБА», 2014. 102 с.
48. Concentration of radon, thoron and their progeny levels in different types of floorings, walls, rooms and building materials / L. A. Sathish at el. Iran. *Journal Radiation. Res.* 2014. Vol. 7. No 1. P. 1–9.
49. Про затвердження плану заходів щодо зниження рівня опромінення населення радоном та продуктами його розпаду, мінімізації довгострокових ризиків від поширення радону в житлових та нежитлових будівлях, на робочих місця на 2020–2024 роки: Розпорядження КМ України від 27 листопада 2019 р. № 1417-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1417-2019-%D1%80#Text>.

## РОЗДІЛ 5

### МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ РІВНЯ РАДОНОВОЇ НЕБЕЗПЕКИ ТЕРИТОРІЙ МЕТОДОМ ЛІНІЙНИХ ДИСКРИМІНАНТНИХ ФУНКЦІЙ

Розроблено математичну модель визначення рівня радононебезпеки територій, яка враховує природну радіоактивність, пов'язану з вмістом урану у компонентах довкілля та природними покладами урану, просторову щільність розломів та лінеаментів, а також відстань від уранової шахти, та дозволяє у  $97,50 \% \pm 0,94 \%$  правильно класифікувати рівень потенційної радонової небезпеки.

#### **5.1. Формалізація завдань та формування бази вихідних даних**

Для об'єктивізації визначення рівня радонової небезпеки територій застосовувався метод лінійних дискримінантних функцій. Даний метод має ряд переваг: враховує варіабельність параметрів, що включаються в модель, розглядає ознаки як загальну сукупність та визначає найбільш значущі з них, показує питому вагу впливу кожної ознаки на формування кінцевого висновку.

Дискримінантний аналіз передбачає такі цілі [1]:

1. Визначення дискримінантних функцій незалежних змінних, які найкраще розрізняють (дискримінують) групи незалежної змінної.
2. Перевірка існування між групами значущих відмінностей з точки зору незалежних змінних.
3. Визначення предикторів, що вносять найбільший вклад у міжгрупові відмінності.
4. Віднесення випадків до однієї із груп виходячи із значень предикторів.
5. Оцінка точності класифікації на групи.

У нашому розумінні дискримінантна функція – це та, що виведена за допомогою дискримінантного аналізу комбінація незалежних змінних, за

допомогою якої можна найкращим чином розрізнити (дискримінувати) категорії залежної змінної.

За допомогою дискримінантного аналізу представляється можливим побудова оптимальних поверхонь (дискримінантних функцій) у просторі ознак, що відповідають об'єктам різних класів. Ці поверхні (функції) слугують межами між областями і забезпечують оптимальне розділення об'єктів, які відносяться до різних класів. Правило класифікації у цьому випадку полягає у визначенні за величиною дискримінантної функції належності об'єкта до тієї чи іншої із виділених областей. Належність до відповідної області означає належність до відповідного класу [2].

Перед проведенням дискримінантного аналізу усі ознаки було закодовано відповідно до виділення рівня потенційної радонової небезпеки (див. табл. 4.1, ст. 226). Розташування локацій (точок спостережень) обумовлювалось виділенням 4 рівнів просторової щільності лінеаментів, що відображено на відповідній карті просторової щільності лінеаментів досліджуваного району (рис. 5.1).

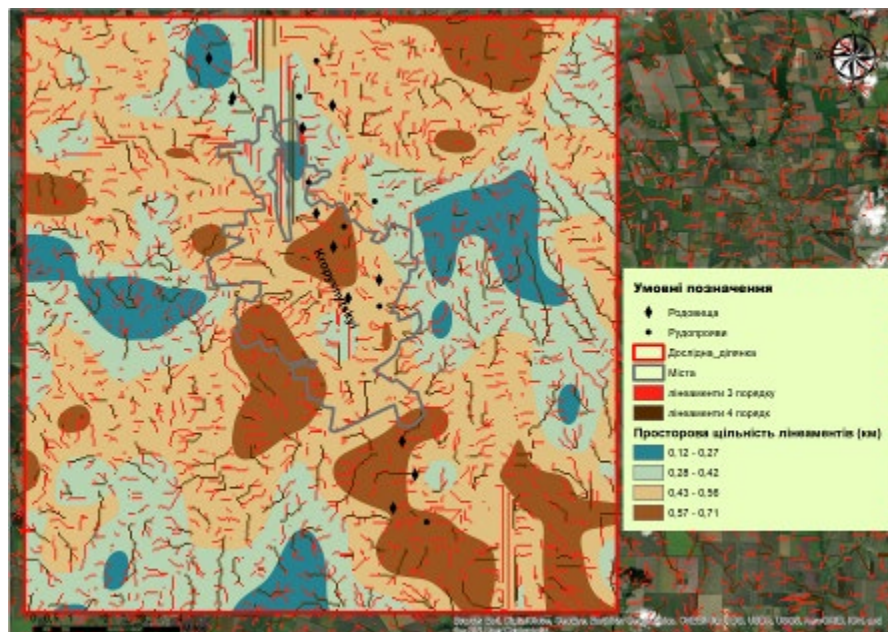


Рис. 5.1. Просторова щільність лінеаментів 3–4 порядку

*Локації (точки спостереження)* обирались таким чином, щоб рівномірно покрити територію дослідження, враховуючи 4 виділені рівні просторової щільності лінеаментів.



Кожна обрана локація аналізувалась за 13 запропонованими чинниками радонової небезпеки, описаними в підрозділі 4.2 (див. ст. 226) і заносилась в узагальненому вигляді до табл. 5.1.

Ключовими вихідними матеріалами, за якими аналізувались обрані локації були: Державна геологічна карта України, Центральноукраїнська серія, Аркуш М-36-XXXIII м-бу 1:200 000 (Кіровоград, 2007) та Пояснювальна записка до цієї карти, включаючи такі карти з пояснювальної записки: схематична еколого-геологічна карта м-бу 1:500 000; геолого-структурна схема Кіровоградської урановорудної зони, гідрогеологічна карта м-бу 1:500 000; неотектонічна схема м-бу 1:500 000; карта кори вивітрювання м-бу 1:500 000 та карти фаерозойських утворень м-бу 1:500 000 [3]. Також використовувались сучасні узагальнення спеціалістів КП «Кіровгеологія» (2018): карта уранового і торієвого зруденіння докембрійських утворень УЩ м-бу 1:500 000 та карта уранового і торієвого зруденіння докембрійських утворень центральної частини Інгульського мегаблоку м-бу 1:200 000 [4], а також матеріали польових досліджень, викладені в працях [4–6].

Як відомо, місто Кропивницький розташоване в районі тектонічного вузла різнонаправлених глибинних розломів різного простягання, деякі з яких контролюють уранове зруденіння (див. підрозділ 4.3.2). Це знайшло відображення на рис. 5.1, де вся центральна частина міста знаходиться в «світло-коричневій та коричневій» зонах, що за нашими дослідженнями асоціюється із підвищеною просторовою щільністю розломів та лінеаментів 3-4 порядків. Породи фундаменту з підвищеним і аномальним вмістом урану підходять близько до денної поверхні, що обумовлює в безпосередній близькості, а також у межах розломів, що перетинають такі породи, наявність підвищених концентрацій урану та продуктів його розпаду в кристалічних та осадових породах.

Табл. 5.1 заповнювалась згідно запропонованих 13 факторів радононебезпеки. Локації (точки спостережень) узгоджувались за їх розташуванням на карті просторової щільності лінеаментів (перший крок), а потім – на всіх картах зазначених вище (не за координатами). Тому на кожний рівень просторової щільності лінеаментів припадало по 10 локацій.

Таблиця 5.1

**База вихідних даних локацій (точок спостереження) Кіровоградського рудного району  
(локальний рівень дослідження)**

№ з/п	Рівень потенційної небезпеки	Природні поклади урану	Вміст урану								структурно-геологічні							
			U у породах, 10 <sup>-4</sup> %		U у корі вивітрювання, 10 <sup>-4</sup> %		U у ґрунтах, 10 <sup>-4</sup> %		U у під/пов водах, г/л 10 <sup>-6</sup>		розломи достовірні		розломи недостовірні		лінеamenti			
			В	В <sup>1</sup>	Г	Г <sup>1</sup>	Д	Д <sup>1</sup>	Е	Е <sup>1</sup>	Є	Є <sup>1</sup>	Ж	Ж <sup>1</sup>	локальні 3, 4		регіональні 5, 6, 7	
А	Б	В	В <sup>1</sup>	Г	Г <sup>1</sup>	Д	Д <sup>1</sup>	Е	Е <sup>1</sup>	Є	Є <sup>1</sup>	Ж	Ж <sup>1</sup>	З	З <sup>1</sup>	З <sub>1</sub>	З <sub>1</sub> <sup>1</sup>	
1	1	1	5-6	1	0.06-0.07	1	1.0-1.4	2	3-6.4	1	0-0.124	1	0.11-0.26	2	0.44-0.67	2	0.6-1.52	1
2	1	2	5-6	1	0.06-0.07	1	1.0-1.4	2	6.5-6.9	2	0.125-0.31	2	0.42-0.56	3	0.68-0.9	3	0.6-1.52	1
3	1	1	7-8	2	0.08-0.10	2	0.5-0.9	1	3-6.4	1	0-0.124	1	0.11-0.26	1	0.44-0.67	2	0.6-1.52	1
4	1	1	7-8	2	0.08-0.10	2	0.5-0.9	1	3-6.4	1	0-0.124	1	0.11-0.26	1	0.44-0.67	2	0.6-1.52	1
5	1	1	7-8	2	0.08-0.10	2	0.5-0.9	1	6.5-9.5	2	0-0.124	1	0.11-0.26	1	0.2-0.43	1	3.66-5.78	3
6	1	1	7-8	2	0.08-0.10	2	0.5-0.9	1	9.6-12.8	3	0-0.124	1	0.11-0.26	1	0.44-0.67	2	3.66-5.78	3
7	1	1	7-8	2	0.08-0.10	2	1.0-1.4	2	9.6-12.8	3	0-0.124	1	0.11-0.26	1	0.44-0.67	2	3.66-5.78	3
8	1	1	7-8	2	0.08-0.10	2	1.0-1.4	2	9.6-12.8	3	0-0.124	1	0.11-0.26	1	0.44-0.67	2	5.79-7.9	4
9	1	1	5-6	1	0.08-0.10	2	0.5-0.9	1	6.5-9.5	2	0-0.124	1	0.11-0.26	1	0.44-0.67	2	0.6-1.52	1
10	1	1	5-6	1	0.08-0.10	2	0.5-0.9	1	6.5-9.5	2	0-0.124	1	0.11-0.26	1	0.44-0.67	2	0.6-1.52	1
11	2	4	5-6	1	0.08-0.10	2	1.0-1.4	2	3-6.4	1	0.125-0.31	2	0.27-0.41	2	0.68-0.9	3	0.6-1.52	1
12	2	4	5-6	1	0.08-0.10	2	1.0-1.4	2	3-6.4	1	0.125-0.31	2	0.27-0.41	2	0.68-0.9	3	0.6-1.52	1
13	2	3	5-6	1	0.08-0.10	2	1.0-1.4	2	6.5-9.5	2	0.125-0.31	2	0.27-0.41	2	0.44-0.67	2	1.53-3.65	2
14	2	4	7-8	2	0.08-0.10	2	1.0-1.4	2	6.5-9.5	2	0.125-0.31	2	0.27-0.41	2	0.44-0.67	2	1.53-3.65	2
15	2	1	7-8	2	0.08-0.10	2	1.5-1.9	3	9.6-12.8	3	0.125-0.31	2	0.11-0.26	1	0.2-0.43	1	1.53-3.65	2
16	2	1	7-8	2	0.08-0.10	2	1.5-1.9	3	9.6-12.8	3	0.125-0.31	2	0.27-0.41	2	0.2-0.43	1	1.53-3.65	2
17	2	4	9-10	3	0.08-0.10	2	1.0-1.4	2	6.5-9.5	2	0.125-0.31	2	0.11-0.26	1	0.2-0.43	1	1.53-3.65	2
18	2	4	9-10	3	0.08-0.10	2	1.0-1.4	2	6.5-9.5	2	0.125-0.31	2	0.11-0.26	1	0.2-0.43	1	1.53-3.65	2
19	2	4	9-10	3	0.11-0.12	3	1.0-1.4	2	6.5-9.5	3	0.125-0.31	2	0.27-0.41	2	0.2-0.43	1	1.53-3.65	2
20	3	3	7-8	2	0.08-0.10	2	1.5-1.9	3	6.5-9.5	3	0.32-0.5	3	0.42-0.56	3	0.91-1.14	4	0.6-1.52	1

Продовження табл. 5.1

№ з/п	Рівень потенційної небезпеки	Природні поклади урану	Вміст урану								структурно-геологічні							
			U у породах, 10 <sup>-4</sup> %		U у корі вивітрювання, 10 <sup>-4</sup> %		U у ґрунтах, 10 <sup>-4</sup> %		U у під/пов водах, г/л 10 <sup>-6</sup>		розломи достовірні		розломи недостовірні		лінеamenti			
			В	В <sup>1</sup>	Г	Г <sup>1</sup>	Д	Д <sup>1</sup>	Е	Е <sup>1</sup>	Є	Є <sup>1</sup>	Ж	Ж <sup>1</sup>	локальні 3, 4		регіональні 5, 6, 7	
А	Б	В	В <sup>1</sup>	Г	Г <sup>1</sup>	Д	Д <sup>1</sup>	Е	Е <sup>1</sup>	Є	Є <sup>1</sup>	Ж	Ж <sup>1</sup>	З	З <sup>1</sup>	З <sub>1</sub>	З <sub>1</sub> <sup>1</sup>	
21	3	3	7-8	2	0.08-0.10	2	1.5-1.9	3	6.5-9.5	2	0.32-0.5	3	0.42-0.56	3	0.68-0.9	3	3.66-5.78	3
22	3	3	7-8	2	0.08-0.10	2	1.5-1.9	3	6.5-9.5	2	0.32-0.5	3	0.42-0.56	3	0.68-0.9	3	1.53-3.65	2
23	3	1	9-10	3	0.11-0.12	3	1.5-1.9	3	9.6-12.8	3	0.125-	2	0.57-0.71	4	0.68-0.9	3	1.53-3.65	2
24	3	1	9-10	3	0.11-0.12	3	1.5-1.9	3	9.6-12.8	3	0.125-	2	0.57-0.71	4	0.68-0.9	3	1.53-3.65	2
25	3	4	9-10	3	0.11-0.12	3	1.5-1.9	3	9.6-12.8	3	0.32-0.5	3	0.57-0.71	4	0.68-0.9	3	3.66-5.78	3
26	3	4	9-10	3	0.11-0.12	3	1.5-1.9	3	9.6-12.8	3	0.32-0.5	3	0.57-0.71	4	0.68-0.9	3	3.66-5.78	3
27	3	3	9-10	3	0.08-0.10	2	1.0-1.4	2	6.5-9.5	2	0.32-0.5	3	0.42-0.56	3	0.68-0.9	3	1.53-3.65	2
28	3	2	9-10	3	0.11-0.12	3	1.5-1.9	3	6.5-9.5	2	0.32-0.5	3	0.42-0.56	3	0.91-1.14	4	3.66-5.78	3
29	3	2	9-10	3	0.11-0.12	3	1.5-1.9	3	6.5-9.5	2	0.32-0.5	3	0.57-0.71	4	0.91-1.14	4	5.79-7.9	4
30	4	4	9-10	3	0.11-0.12	3	1.5-1.9	3	10	3	0.32-0.5	3	0.42-0.56	3	0.68-0.9	3	1.53-3.65	2
31	4	4	9-10	3	0.10	2	1.0-1.4	2	11	3	0.125-0.31	2	0.42-0.56	3	0.91-1.14	4	1.53-3.65	2
32	4	4	9-10	3	0.12	3	1.5-1.9	3	12.8	3	0.125-0.31	2	0.42-0.56	3	0.68-0.9	3	3.66-5.78	3
33	4	4	9-10	3	0.08	2	1.5-1.9	3	9.6	3	0.125-0.31	2	0.27-0.41	2	0.91-1.14	4	3.66-5.78	3
34	4	4	9-10	3	0.11-0.12	3	1.5-1.9	3	10	3	0.125-0.31	2	0.42-0.56	3	0.68-0.9	3	5.79-7.9	4
35	4	4	9-10	3	0.11-0.12	3	1.5-1.9	3	9.6-12.8	3	0.32-0.5	3	0.42-0.56	3	0.91-1.14	4	5.79-7.9	4
36	4	4	9-10	3	0.10	2	1.5-1.9	3	3-6.4	1	0.51-0.7	4	0.42-0.56	3	0.44-0.67	2	3.66-5.78	3
37	4	4	9-10	3	0.10	2	1.5-1.9	3	6.5-9.5	2	0.51-0.7	4	0.27-0.41	2	0.44-0.67	2	5.79-7.9	4
38	4	4	9-10	3	0.10	2	1.5-1.9	3	9.6-12.8	3	0.51-0.7	4	0.11-0.26	1	0.44-0.67	2	5.79-7.9	4
39	4	4	9-10	3	0.11-0.12	3	1.5-1.9	3	9.6-12.8	3	0.51-0.7	4	0.57-0.71	4	0.44-0.67	2	0.6-1.52	1
40	4	4	9-10	3	0.11-0.12	3	1.5-1.9	3	9.6-12.8	3	0.32-0.5	3	0.42.5-0.56	3	0.68-0.9	3	0.6-1.52	1

Продовження табл. 5.1

№ з/п	Осадний чохол				Населені пункти			
	потужність осадового чохла, м		гама активність порід чохла мкР/год		відстань від СЗЗ ГВП		потужність дози на висоті 1 м мкЗв/год	
	И	И'	Г	Г'	Ї	Ї'	Й	Й'
1	25-49	2	11-12	2	6-10	3	0.10-0.11	2
2	10-24	3	11-12	2	6-10	3	0.10-0.11	2
3	≥ 50	1	9-10	1	11-14	2	0.08-0.09	1
4	≥ 50	2	9-10	1	11-14	2	0.10-0.11	2
5	10-24	3	13-15	3	11-14	2	0.12-0.13	3
6	10-24	3	13-15	3	11-14	2	0.12-0.13	3
7	≤ 9	4	11-12	2	6-10	3	0.08-0.09	1
8	≤ 9	4	11-12	2	6-10	3	0.10-0.11	2
9	10-24	3	9-10	1	6-10	3	0.10-0.11	2
10	10-24	3	9-10	1	6-10	3	0.10-0.11	2
11	25-49	2	11-12	2	6-10	3	0.10-0.11	2
12	10-24	3	11-12	2	1-5	4	0.12-0.13	3
13	10-24	3	11-12	2	6-10	3	0.10-0.11	2
14	10-24	3	11-12	2	6-10	3	0.10-0.11	2
15	10-24	3	13-15	3	6-10	3	0.12-0.13	3
16	10-24	3	13-15	3	6-10	3	0.12-0.13	3
17	≤ 9	4	11-12	2	≥ 15	1	0.12-0.13	3
18	≤ 9	4	11-12	2	≥ 15	1	0.12-0.13	3
19	≤ 9	4	11-12	2	≥ 15	1	0.12-0.13	3
20	10-24	3	11-12	2	6-10	3	0.10-0.11	2

Закінчення табл. 5.1

№ з/п	Осадний чохол				Населені пункти			
	потужність осадового чохла, м		гама активність порід чохла мкР/год		відстань від СЗЗ ГВП		потужність дози на висоті 1 м мкЗв/год	
	И	И <sup>1</sup>	Г	Г <sup>1</sup>	Ї	Ї <sup>1</sup>	Й	Й <sup>1</sup>
21	10-24	3	13-15	3	6-10	3	0.12-0.13	3
22	10-24	3	13-15	3	6-10	3	0.12-0.13	3
23	10-24	3	13-15	3	6-10	3	> 0.13	4
24	10-24	3	13-15	3	6-10	3	> 0.13	4
25	10-24	3	13-15	3	≥ 15	1	0.10-0.11	2
26	10-24	3	13-15	3	≥ 15	1	0.10-0.11	2
27	10-24	3	9-10	1	1-5	4	0.10-0.11	2
28	10-24	3	9-10	1	6-10	3	0.12-0.13	3
29	10-24	3	9-10	1	6-10	3	> 0.13	4
30	≤ 9	4	16-18	4	6-10	3	0.12-0.13	3
31	≤ 9	4	16-18	4	6-10	3	0.12-0.13	3
32	≤ 9	4	16-18	4	6-10	3	0.12-0.13	3
33	≤ 9	4	16-18	4	11-14	2	> 0.13	4
34	≤ 9	4	16-18	4	11-14	2	0.12-0.13	3
35	≤ 9	4	16-18	4	6-10	3	0.12-0.13	3
36	≤ 9	4	16-18	4	6-10	3	0.12-0.13	3
37	≤ 9	4	16-18	4	11-14	2	0.11	2
38	≤ 9	4	16-18	4	11-14	2	0.12-0.13	3
39	25-49	2	13-15	3	1-5	4	0.12-0.13	3
40	10-24	3	11-12	2	1-5	4	0.12-0.13	3

Локації 1–10 знаходяться в зоні 1 рівня просторової щільності лінеаментів 3–4 порядків 0,12–0,27 (темно-блакитний колір, рис. 5.1), де природні поклади урану (родовища, рудопрояви) відсутні, або наявні поблизу окремі точки мінералізації, вміст урану в гірських породах коливається в межах  $5\text{--}8\cdot 10^{-4}\%$ ; в корі вивітрювання –  $0,06\text{--}0,10\cdot 10^{-4}\%$ ; в ґрунтах –  $0,5\text{--}1,4\cdot 10^{-4}\%$ ; у воді –  $3\text{--}9,5\cdot 10^{-6}$  г/л.

Локації 1–2 розташовані на південний захід від Інгульської шахти в зоні просторової щільності лінеаментів 0,12–0,27. Локація 2 – в зоні уранового сольового ореолу в підґрунтовому прошарку порід над Мічурінським родовищем урану ([5], ст. 104), тут вище вміст урану у воді –  $6,5\text{--}9,5\cdot 10^{-6}$  г/л.

Локації 3–4 розташовані на захід від міста Кропивницький, також в зоні просторової щільності лінеаментів 0,12–0,27, де вміст урану в гранітах складає  $7\text{--}8\cdot 10^{-4}\%$  проте спостерігається потужний осадовий чохол.

Локації 5–6 знаходяться на захід від Северинівського уранового родовища в зоні просторової щільності лінеаментів 3–4 порядків 0,12–0,275 (1 рівень), а локація 6 – знаходиться поряд із локацією 5, проте в зоні просторової щільності лінеаментів 3–4 порядків 43,6–67,04 (2 рівень), а лінеаментів 5–6–7 порядків – в зоні 3,66–5,78 (3 рівень). Тобто ця локація хоча і знаходиться на рис. 5.1 у так званій «блакитній зоні», проте може мати джерела радонової небезпеки завдяки високій щільності лінеаментів іншого порядку (5–6–7).

Локації 7–8 знаходяться далі на захід від шахти Інгульська в районі розташування селищ Соколівське та Черняхівка (південно-західна околиця міста Кропивницький).

Локації 9–10 розташовані в досить широкій зоні просторової щільності лінеаментів 0,12–0,27 (1 рівень) на схід від міста Кропивницький і Центрального уранового родовища. Локація 10 знаходиться в районі селища Бережинка, де осадові породи представлені відкладами обухівської світи (5–8 м), є трохи міоценових пісків ([3], ст. 22–24).

*Локації 11-19* знаходяться в зоні 2 рівня просторової щільності лінеаментів 3–4 порядків 0,28-0,42 (*світло-блакитний колір*, рис. 5.1), де присутні природні поклади урану (родовища, рудопрояви), але поодинокі, та наявні поблизу точки мінералізації, вміст урану в гірських породах коливається в межах  $7-8 \cdot 10^{-4}$  %; в корі вивітрювання –  $0,08-0,10 \cdot 10^{-4}$  %; в ґрунтах –  $1,0-1,4 \cdot 10^{-4}$  %; у воді –  $9,5-12,8 \cdot 10^{-6}$  г/л.

Локації 11–12 розташовані на схід від шахти Інгульська, 13–14 – північна частина міста Кропивницький, лівий берег річки Інгул (у межах міста, де розташовані родовища урану); 15, 16, 17, 18 – північна та північно-східна частина міста Кропивницький, правий берег річки Інгул (у межах міста, де розташовані родовища урану); 19 – в районі Северинівського родовища.

*Локації 20–29* знаходяться в зоні просторової щільності лінеаментів 3–4 порядків 0,43–0,56 (*світло-коричневий колір*, рис. 5.1), де присутні природні поклади урану (родовища, рудопрояви та точки мінералізації) – проте не скрізь, тобто ключовим моментом є просторова щільність розломів та лінеаментів, при цьому природні поклади урану можуть бути як присутні – правобережжя річки Інгул, вздовж всієї східної частини міста Кропивницький, так і відсутні – західна частина міста Кропивницький; вміст урану в гірських породах коливається в межах  $9-10 \cdot 10^{-4}$  %; в корі вивітрювання –  $0,11-0,12 \cdot 10^{-4}$  %; в ґрунтах –  $1,5-2,1 \cdot 10^{-4}$  %; у воді –  $9,6-12,8 \cdot 10^{-6}$  г/л.

Локації 21–22 розташовані в центрі міста Кропивницький, в зоні розлому, правий берег річки Інгул; 23–29 – в центральній частині міста по обидва береги річки Інгул, не виходячи за межі «світло-коричневої зони», рис. 5.1.

*Локації 30–40* знаходяться в зоні просторової щільності лінеаментів 3–4 порядків 0,57–0,71 (*темно-коричневий колір*, рис. 5.1), у зонах тектонічної активності, брекчіювання, мілонітизації, вузлах перетину різнонаправлених розломів, де розташовані природні поклади урану; вміст урану в гірських породах знаходиться в тих же межах, що і для 3 рівня просторової щільності лінеаментів та коливається в межах  $9-10 \cdot 10^{-4}$  %; в корі вивітрювання –  $0,11-0,12 \cdot 10^{-4}$  %; в ґрунтах –  $1,5-2,1 \cdot 10^{-4}$  %; у воді –  $9,6-12,8 \cdot 10^{-6}$  г/л. часто вміст урану в підземних водах вище  $12,8 \cdot 10^{-6}$  г/л.

Локації 30–31 знаходяться в районі Завадівка міста Кропивницький, де потужність експозиційної дози (ПЕД) складає більше 30 мкР/год (за замірами 37 партії Кіровської експедиції. Локація 32 знаходиться на захід від селища Гірниче (західна околиця рудного поля, аномальна гама-активність 400 мкР/год – кристалічні породи виходять на поверхню в межах західної палеодолини).

Локації 33–34 розташовані в місцях перетину річок Інгул та Грузька. На карті неотектоніки ([3], пояснювальна записка, ст. 63, рис. 5.1) тут відзначено лінеamenti, що ідентифікуються як розривні порушення за зміною конфігурації річкової мережі та зміною терасового комплексу. Обидва близько до межі неотектонічного блока. В межах цих же локацій фіксуються тектонічні порушення, лінійні кори вивітрювання каолініт-гідрослюдисті частково дезінтегровані, ореол розсіювання урану ([5], ст. 104).

Локації 35, 36 розташовані в межах міста Кропивницький, район Большая Балка, захід, північний захід від шахти Центральна. Локації 37, 38 – в районі розташування Северинівського родовища урану – 4 км на північ від північної околиці міста Кропивницький. Тут спостерігається слабка кореляція щодо просторової щільності розломів, проте суттєва щодо просторової щільності лінеamentів ([3], пояснювальна записка, ст. 63, рис. 5.1). Локації 39, 40 розташовані на південь від Інгульської шахти (1–3 км) за межами міста Кропивницький, в районі Мічурінського та Коноплянського родовищ урану. Потужність дози на висоті 1 м тут складає  $> 0,13$  мкЗв/год ([6], ст. 200).

## **5.2. Математична модель визначення рівня радонової небезпеки із застосуванням методу лінійних дискримінантних функцій**

Для побудови прогнозної моделі визначення рівня радононебезпеки територій використовувався метод лінійних дискримінантних функцій [7–9]. Для цього дані про усім локаціям було розділено на навчальну та тестову вибірки, у які увійшли 70 та 30 % усіх спостережень відповідно. Кожна вибірка включала в себе дослідження локацій всіх чотирьох рівнів небезпеки, розділених відповідно на чотири групи. З математичного погляду всі групи розглядалися як сукупність об'єктів з якісними характеристиками, що



варіюються. На підставі цих характеристик визначалася група, до якої належить локація. Математична обробка результатів проводилася у програмному середовищі SPSS 19.0 [7].

У випадку класифікації приналежності до однієї з чотирьох груп необхідні три дискримінантні функції вигляду:

$$DF = b_1x_1 + \dots + b_ix_i + \dots + b_px_p + C, \quad (1)$$

де  $DF$  – значення дискримінантної функції;  $x_i$  – кількісне значення  $i$ -ої ознаки;  $b_i$  –  $i$ -й канонічний коефіцієнт дискримінантної функції (вклад  $i$ -ої ознаки в значення функції);  $p$  – кількість ознак;  $C$  – константа.

Визначення предикторів математичної моделі виконувалося за допомогою критерію Фішера послідовним їх включенням в дискримінантні рівняння. Серед розглянутих факторів радононебезпеки території сім з них виявились інформативними та для яких були розраховані канонічні коефіцієнти за допомогою методу найменших квадратів для поліномів першого та другого порядку. Результати визначення предикторів математичної моделі та канонічних коефіцієнтів дискримінантних функцій наведено в табл. 5.2.

Отже, визначення рівня радононебезпеки території може бути описано трьома дискримінантними функціями вигляду (1) з коефіцієнтами із табл. 5.2.

$$DF_1(X) = 0.532 \cdot X_1 + 1.746 \cdot X_2 + 1.485 \cdot X_3 + 0.851 \cdot X_4 + 0.153 \cdot X_5 + 0.900 \cdot X_6 + 0.474 \cdot X_7 - 14.871,$$

$$DF_2(X) = 1.588 \cdot X_1 + 0.047 \cdot X_2 + 1.352 \cdot X_3 - 1.338 \cdot X_4 - 0.845 \cdot X_5 - 1.258 \cdot X_6 + 0.997 \cdot X_7 - 2.208,$$

$$DF_3(X) = -0.053 \cdot X_1 + 1.398 \cdot X_2 - 0.982 \cdot X_3 + 0.195 \cdot X_4 - 0.983 \cdot X_5 + 0.776 \cdot X_6 + 0.776 \cdot X_7 - 2.934.$$

Таблиця 5.2

### Коефіцієнти канонічної дискримінантної функції

Предиктори моделі	Функція		
	$DF_1$	$DF_2$	$DF_3$
$X_1$ – природні поклади урану	0,532	1,588	-0,053
$X_2$ – уран в породах	1,746	0,047	1,398
$X_3$ – уран в ґрунтах	1,485	1,352	-0,982
$X_4$ – розломи достовірні	0,851	-1,338	0,195
$X_5$ – розломи недостовірні	0,153	-0,845	-0,983
$X_6$ – лінеamenti локальні 3–4 порядку	0,900	-1,258	0,767
$X_7$ – відстань від СЗЗ	0,474	0,997	0,776
Const $C$	-14,871	-2,208	-2,934

У просторі дискримінантних функцій визначено розподіл на області, які визначають належність до того чи іншого рівня потенційної радонової небезпеки (ПРН) (табл. 5.3).

*Таблиця 5.3*  
**Символи, що використовуються на територіальній карті**

Символ	Група	Мітка
1	1	перший (найнижчий) рівень ПРН
2	2	другий рівень ПРН
3	3	третій рівень ПРН
4	4	четвертий (найвищий) рівень ПРН
*		указує на центр групи

На підставі значень дискримінантних функцій побудована територіальна карта для віднесення нової (прогнозованої) локації до певного рівня радонової небезпеки (рис. 5.2).

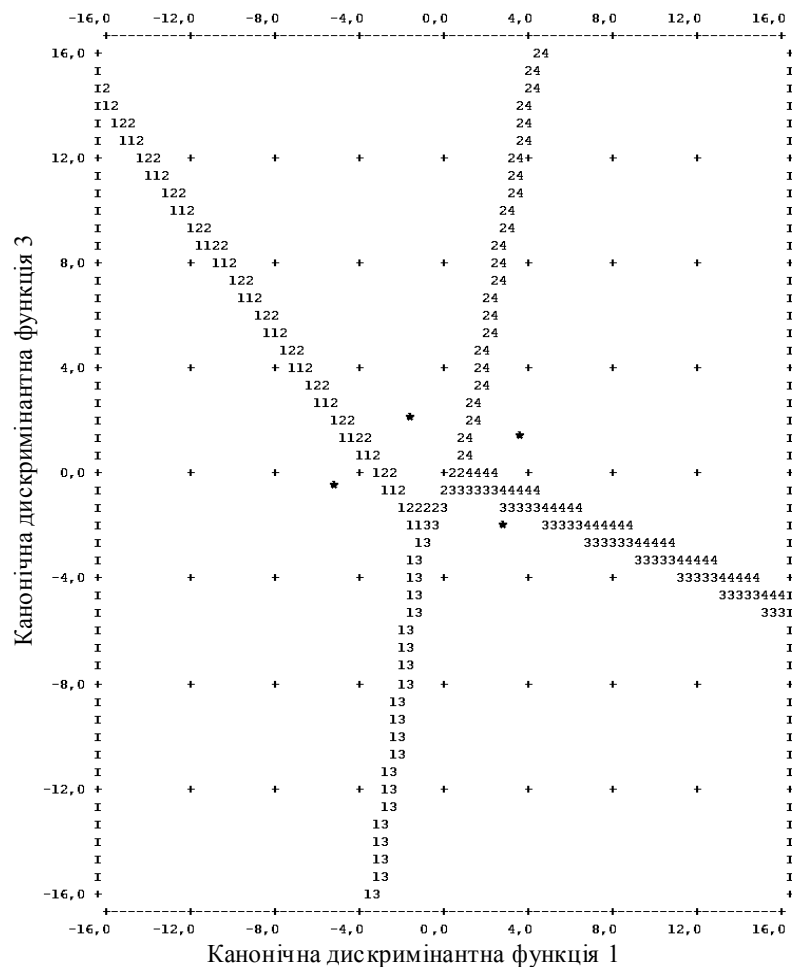


Рис. 5.2. Розподіл областей рівнів потенційної радонебезпеки в просторі дискримінантних функцій

На підставі значень дискримінантних функцій побудована територіальна карта для віднесення нової (прогнозованої) локації до певного рівня радонової небезпеки (рис. 5.2). При цьому в межах відповідної області вірогідність відношення до даного рівня вища, ніж для інших. На межах областей вірогідність пограничних рівнів є однаковою.

Мірою вдалого розподілу було визначено канонічні кореляційні коефіцієнти  $r$  між розрахованими значеннями дискримінантних функцій і показниками належності до відповідних рівнів ПРН (табл. 5.4).

Отримані власні значення кореляцій наведено в порядку зменшення їх величин. Величина власного значення пов'язана з дискримінантними можливостями функції: чим більше власне значення, тим краща відмінність. Оцінка щільності зв'язку  $r$  була встановлена на основі шкали Чеддока.

Таблиця 5.4

**Власні значення кореляцій дискримінантних функцій**

Функція	Власне значення	% поясненої дисперсії	Канонічна кореляція $r$
DF <sub>1</sub>	14,71	80,90	0,97
DF <sub>2</sub>	3,23	17,70	0,87
DF <sub>3</sub>	0,24	1,30	0,44

Додатково було проведено тест  $\lambda$ -Уїлкса на предмет, чи значимо розрізняються між собою середні значення функцій дискримінантів у групах, результати якого наведено в табл. 5.5.

Таблиця 5.5

**Результати тесту  $\lambda$ -Уїлкса**

Перевірка функцій	Лямбда Уїлкса	Значущість $p$
1 до 3	0,012	0,001
2 до 3	0,490	0,070
3	0,804	0,200

Отримані дискримінантні функції дозволяють провести коректну класифікацію чотирьох груп за сімома (7) предикторами. Результати класифікації для навчальної вибірки наведені у табл. 5.6.

Таблиця 5.6

## Результати класифікації об'єктів навчальної вибірки

Рівень потенційної радонової небезпеки		Передбачена належність до рівня ПРН				Разом
		перший (найнижчий) рівень ПРН	другий рівень ПРН	третій рівень ПРН	четвертий (найвищий) рівень ПРН	
Ви-хідні, %	перший (найнижчий) рівень ПРН	10	0	0	0	10
	другий рівень ПРН	0	9	0	0	9
	третій рівень ПРН	0	0	9	1	10
	четвертий (найвищий) рівень ПРН	0	0	0	11	11

Аналіз результатів класифікації за розробленою математичною моделлю показав, що всі об'єкти (локації) груп 1, 2 та 4 класифіковано коректно. Під час класифікації об'єктів групи 3 коректно були визначені лише 90 % випадків, а 10 % були віднесені до іншої групи. Таким чином, точність визначення рівня потенційної радонебезпеки за даними показників навчальної вибірки склала 97,5 %. Отримані власні значення першої та третьої дискримінантних функцій, що дорівнюють 14,713 та 0,243, указують на те, що класифікаційні можливості першої дискримінантної функції майже в 61 раз більші за третю. Аналізуючи значення даних коефіцієнтів канонічної кореляції, що дорівнюють 0,968 та 0,442 відповідно до першої і третьої дискримінантних функцій, можна зробити висновок, що існує досить високий зв'язок між рівнем потенційної радонової небезпеки території і значенням першої дискримінантної функції, що підтверджується відсотком дисперсії цієї функції – 80,9 %.

Під час проведення тесту  $\lambda$ -Уїлкса був встановлений значущий результат між першою і третьою функціями ( $p < 0.001$ ) та не значущий результат між останніми функціями. Відповідно можна зробити висновок, що для визначення рівня потенційної радонебезпеки території достатньо використовувати першу  $DF_1$  та третю  $DF_3$  дискримінантні функції.

Графік розмежування областей у скороченому просторі  $DF$  наведено на рис. 5.3.

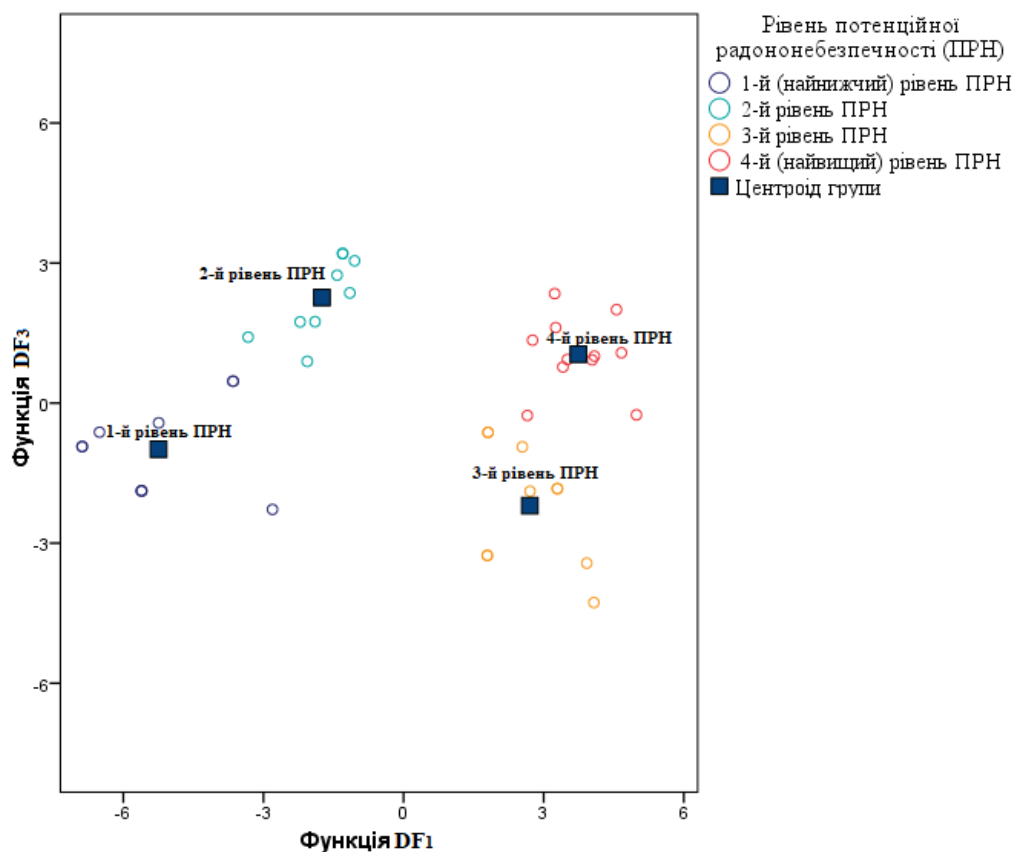


Рис. 5.3. Розподіл областей рівнів ПРН за дискримінантними функціями  $DF_1$  та  $DF_3$

Під час перевірки розробленої математичної моделі на тестовій вибірці було встановлено, що для всіх чотирьох груп прогноз було зроблено правильно (табл. 5.6).

Таблиця 5.6

#### Результати класифікації об'єктів тестової вибірки

Рівень потенційної небезпеки		Передбачена приналежність до групи				Разом
		перший (найнижчий) рівень ПРН	другий рівень ПРН	третій рівень ПРН	четвертий (найвищий) рівень ПРН	
Вихідні, %	перший (найнижчий) рівень ПРН	100	0	0	0	100
	другий рівень ПРН	0	100	0	0	100
	третій рівень ПРН	0	0	100	0	100
	четвертий (найвищий) рівень ПРН	0	0	0	100	100

## Висновки до розділу 5

Для побудови прогнозної моделі визначення рівня радононебезпеки територій використовувався метод лінійних дискримінантних функцій.

Сформовано базу даних локацій (точок спостережень) для визначення радононебезпечних ділянок на локальному рівні досліджень (40 км × 26 км) за 13 запропонованими факторами радононебезпеки. Інформацію запозичено з опублікованих джерел, ключовим з яких була Державна геологічна карта України, Центральноукраїнська серія, Аркуш М-36-XXXIII м-бу 1:200 000 (Кіровоград, 2007) та Пояснювальна записка до цієї карти, де можна знайти приблизно 80 % необхідних даних та підкріпити їх з додаткових джерел.

Для математичного моделювання було формалізовано завдання, для чого було сформовано та закодовано параметри (ознаки), що включаються в модель. Розгляд локацій (точок спостережень) було важко формалізувати, оскільки це природні об'єкти і визначити їх чітко за будь-якими критеріями є непросте завдання. Дані по всім локаціям було поділено на навчальну та тестову вибірки. Кожна вибірка включала в себе дослідження локацій всіх чотирьох рівнів небезпеки, розділених відповідно на чотири групи. З математичної точки зору всі групи розглядалися як сукупність об'єктів з якісними характеристиками, що варіюються. На підставі цих характеристик визначалася група, до якої належить локація. Математична обробка результатів проводилася у програмному середовищі SPSS 19.0. Визначення предикторів математичної моделі виконувалося за допомогою критерію Фішера послідовним їх включенням в дискримінантні рівняння. Серед розглянутих факторів радононебезпеки території сім з них виявились інформативними та для яких були розраховані канонічні коефіцієнти за допомогою методу найменших квадратів для поліномів першого та другого порядку: природні поклади урану; вміст урану в гірських породах; вміст урану в ґрунтах; просторова щільність розломів достовірних; просторова щільність розломів недостовірних; просторова щільність лінеаментів 3–4 порядків та відстань від санітарно-захисної зони Інгульської урановидобувної шахти.

Точність визначення рівня потенційної радононебезпеки за даними показників навчальної вибірки склала  $97,50 \pm 0,94\%$ . Отримані власні значення першої та третьої дискримінантних функцій, що дорівнюють 14,713 та 0,243, вказують на те, що класифікаційні можливості першої дискримінантної функції майже в 61 раз більші за третю. Аналізуючи значення даних коефіцієнтів канонічної кореляції, що дорівнюють 0,968 та 0,442 відповідно до першої і третьої дискримінантних функцій, можна зробити висновок, що існує досить високий зв'язок між рівнем потенційної радонової небезпеки території і значенням першої дискримінантної функції, що підтверджується відсотком дисперсії цієї функції – 80,9 %.

Під час проведення тесту  $\lambda$ -Уїлкса був встановлений значущий результат між першою і третьою функціями ( $p < 0.001$ ) та не значущий результат між останніми функціями. Відповідно можна зробити висновок, що для визначення рівня потенційної радононебезпеки території достатньо використовувати першу  $DF_1$  та третю  $DF_3$  дискримінантні функції. Під час перевірки розробленої математичної моделі на тестовій вибірці було встановлено, що для усіх чотирьох груп прогноз було зроблено правильно. Загальний відсоток коректного прогнозування рівня потенційної радононебезпеки території за розробленою математичною моделлю складатиме 97,5 % у випадку, якщо статистичний розподіл даних нового об'єкту класифікації не змінюється.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Расторгуев М. Н. Использование дискриминантного анализа для интеграции данных газового каротажа на примере Павловского нефтяного месторождения. *Вестник ПНИПУ. Геология. Нефтегазовое и горное дело*. 2019. Т.19. № 1. С. 39–55.
2. Davis J. C. *Statistics and data analysis in geology*: 3-rd. ed. John Wiley & Sons, 2002. 656 p.
3. Державна геологічна карта України, Центральноукраїнська серія, Аркуш М-36-XXXIII м-бу 1:200 000 (Кіровоград, 2007) та Пояснювальна записка до цієї карти.

4. Звіт про регіональне геологічне вивчення території України «Складання карти уранового і торієвого зруденіння Українського щита масштабу 1:500 000» КП «Кіровгеологія»; кер. О. Михайліченко. Київ, 2018 р. 150 с.
5. Техногенне забруднення радіоактивними елементами на родовищах корисних копалин / В. О. Шумлянський та ін. Київ: Знання України, 2003. 113 с.
6. Коваленко Г. Д. Радиоекологія України: Монографія. 3-е изд. перераб. и доп. Харьков: ИД «Инжек», 2013. 344 с.
7. Marija J. Norušis. IBM SPSS Statistics 19 Guide to Data Analysis. Pearson Prentice Hall, 2011. 651 p.
8. Vysotska, O. Development of a spatial dynamical model of the structure of clumps of toxic cyanobacteria for biosafety purposes / O. Vysotska et al. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2018. Vol. 6. N 10 (96). P. 64–75.
9. Balym, Y. Mathematical modeling of the colorimetric parameters for remote control over the state of natural bioplato / Yu Balym et al. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. Vol. 4. N 10 (88). P. 29–36.



## РОЗДІЛ 6

### КАРТУВАННЯ ЛОКАЦІЙ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ В МЕЖАХ УРАНОВИДОБУВНИХ ПІДПРИЄМСТВ ТА ПРИЛЕГЛИХ ТЕРИТОРІЙ ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ МЕТОДІВ ДИСТАНЦІЙНОГО ЗОНДУВАННЯ ЗЕМЛІ

Геоінформаційні технології в дослідженні та оцінці *екологічної небезпеки територій і трансформації довкілля* набувають широкого використання на різних територіальних рівнях, зокрема, завдяки оперативності отримання інформації про важкодоступні об'єкти. Виходячи із зазначеного, в представлений роботі ставилось завдання *дистанційного картування* індикаторів небезпечності територій на рівні окремих екологічно небезпечних об'єктів – гірничовидобувних та прилеглих територій. Індикаторів стану небезпечності території існує безліч. Під «індикаторами небезпечності» розуміємо якісний показник, що свідчить про порушення стабільного стану екосистеми. Ми наразі досліджували довготривалу динаміку поверхневої температури, геодинамічні умови та змінення індексу листової поверхні як індикаторів екологічної небезпеки територій на регіональному рівні для всієї території уранової спадщини. А потім обирались промислові майданчики та прилеглі території трьох діючих шахт – Інгульської, Смолінської та Новокостянтинівської, що знаходяться в межах Кіровоградського та Маловиськівського районів Кіровоградської області, та розглядались інші потенційно небезпечні об'єкти та міські агломерації з метою встановлення можливості використання витягнутих (*extracted*) параметрів їх трендів для подальшої оцінки – якісної та кількісної – екологічної небезпеки території (рис. 6.1). Також проводилось дослідження деградації ґрунтово-рослинного покриву територій в радіусі 30 км навколо потенційно-небезпечних об'єктів (зокрема, тих же майданчиків та прилеглих територій трьох діючих шахт). Ступінь деградації ґрунтово-рослинного покриву є важливим показником для визначення антропогенного перетворення компонентів довкілля і слугує вагомими важилем для прийняття рішень при обґрунтованому плануванні управління територіями на рівні техногенно навантажених геосистем.

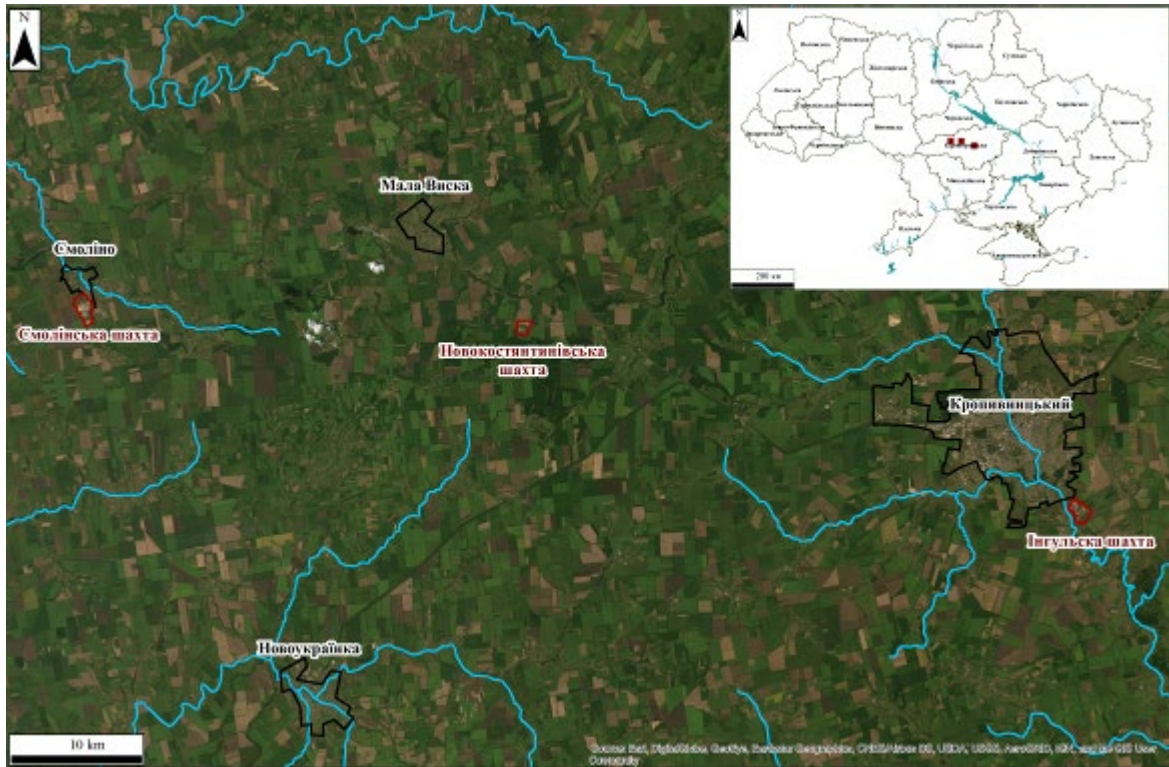


Рис. 6.1. Розташування трьох урановидобувних шахт

## 6.1. Оцінка геодинамічних умов території за матеріалами супутникової радарної інтерферометрії

Ефективним методом дослідження деформацій земної поверхні і потенційно небезпечних об'єктів є радіолокаційна інтерферометрія [1–2]. Для дослідження геодинамічних умов території використовувались радіолокаційні супутникові продукти Sentinel-1 SLC (Single Look Complex), отримані з кроком 28 днів за період з 2 січня 2016 року по 28 квітня 2019 року.

### 6.1.1. Інтерферометрична обробка радіолокаційних даних Sentinel-1

На сьогодні сучасні радіолокаційні дані Європейської супутникової системи Sentinel-1 є цінним джерелом інформації і слугують, зокрема, для створення високоточних цифрових моделей місцевості (ЦММ) методом радарної інтерферометрії [3]. Амплітудно-фазові дані, що збираються радіолокатором із синтезованою апертурою антени Sentinel-1, забезпечують створення інтерферометричних ЦММ за допомогою спеціалізованого

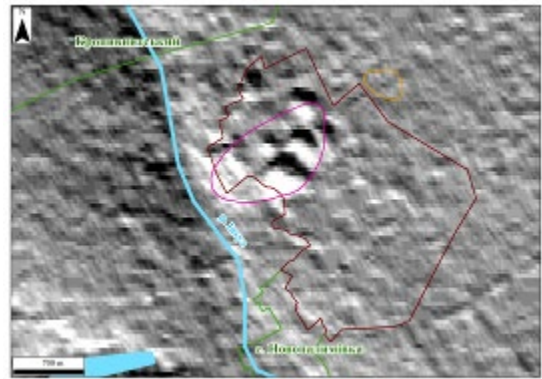
програмного забезпечення Sentinel Application Platform (SNAP) з відкритим програмним кодом [4].

У представленому дослідженні радарна інтерферометрія виконана із застосуванням радарних супутникових даних Sentinel-1 Single Look Complex (SLC) з вертикальною поляризацією. Дані SLC постачаються з просторовою розрізненістю 5 м × 20 м, а ширина сцени досягає 250 км, що забезпечено завдяки режиму зйомки, яка має назву широкосмугової інтерферометрії (Interferometric Wide Swath, IW). В процесі обробки спеціалізоване програмне забезпечення дозволяє отримувати результати з просторовою розрізненістю 10 м × 10 м. Дослідження виконувались для території уранової спадщини і опубліковані в праці [5].

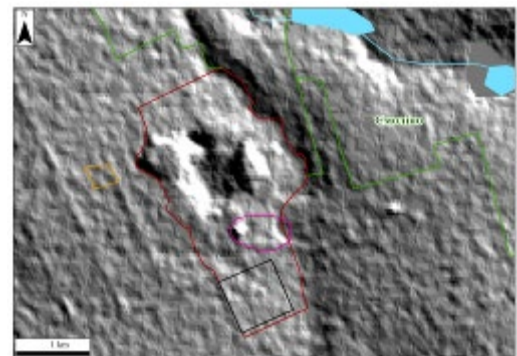
За результатами проведеного аналізу часових серій інтерферометричних прецизійних моделей місцевості одержано просторові розподіли таких параметрів поверхневої геодинаміки: середні значення за весь період спостережень, середньомісячний приріст, характерний період коливань (період першої найбільш значущої гармоніки) і відношення амплітуд першої та другої значущих гармонік. Два перших параметри характеризують лінійний тренд, два останніх – періодичну складову геодинаміки в кожній точці території дослідження.

### **6.1.2. Результати оброблення радіолокаційних даних Sentinel-1**

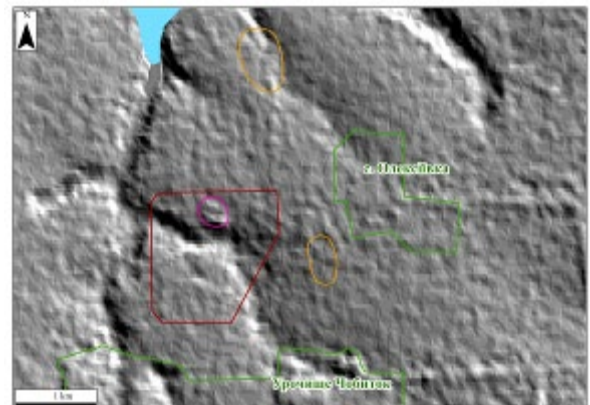
Використовуючи багаточасові дані радарної інтерферометрії, за результатами аналізу часових рядів одержаних прецизійних ЦММ, отримано такі результати. Попередньо було виділено по дві локації (*ROI – region of interest*): одна (*ROI 1 – рожевого кольору*) – у межах промислового майданчика шахти, навколо розташування шахтних стовбурів, включаючи вентиляційні – там, де найбільш очікувані вразливі зони щодо деформації земної поверхні, інша – контрольна, за межами промислового майданчика шахти (*ROI 2 – жовтого кольору*) для порівняння із ROI 1 (рис. 6.2, а, б, в).



а



б



в

проммайданчик шахти  
(mining site)

населені пункти

тестова локація 1 (ROI 1- region of  
interest 1)

контрольна локація 2 (ROI 2- region of  
interest 2)

Рис. 6.2. Карта результатів дешифрування щодо динаміки мезоформ рельєфу для промислових майданчиків шахт відповідно:  
а – Інгульської; б – Смолінської, в – Новокостянтинівської

### 6.1.3. Статистичний аналіз параметрів часових серій інтерферометричних вимірювань

За результатами проведеного аналізу часових серій інтерферометричних прецизійних моделей місцевості одержано просторові розподіли наступних параметрів поверхневої геодинаміки: середні значення за весь період спостережень, середньомісячний приріст, характерний період коливань (період першої найбільш значущої гармоніки) і відношення амплітуд першої та другої значущих гармонік. Два перших параметри характеризують лінійний тренд, два останніх – періодичну складову геодинаміки в кожній точці території дослідження.

Виділені тестова та контрольна локації, у свою чергу, є показовими для діючих урановидобувних шахт та для фонових ділянок відповідно. Отже, для виявлення можливого техногенного впливу на поточну геодинаміку земної поверхні було застосовано простий статистичний критерій Крамера–Уелча [6; 7], який застосовується для підтвердження чи спростування гіпотези про належність статистичних вибірок одній генеральній сукупності. У розглянутому випадку оцінювалося схожість математичних очікувань (з урахуванням середньоквадратичних відхилень) параметрів часових серій всередині тестових та контрольних локацій для кожної з шахт окремо:

$$T_i(x, y) = \frac{\sqrt{n_x n_y} (\bar{x}_i - \bar{y}_i)}{\sqrt{n_x \sigma^2(x_i) + n_y \sigma^2(y_i)}},$$

де  $T_i(x, y)$  – значення критерію для тестової ( $x$ ) і контрольної ( $y$ ) вибірок за  $i$ -м параметром;  $\bar{x}_i, \bar{y}_i$  – вибіркові середні  $i$ -го параметра для тестової і контрольної вибірок;  $\sigma^2(x_i), \sigma^2(y_i)$  – незміщені значення дисперсій  $i$ -го параметра для тестової і контрольної вибірок;  $n_x, n_y$  – обсяги тестової і контрольної вибірок.

Вибірки  $x$  та  $y$  вважаються такими, що статистично суттєво відрізняються за параметром  $i$ , якщо

$$T_i(x, y) > \Phi(1 - \alpha/2),$$

де  $\Phi(1 - \alpha/2)$  – квантиль стандартного нормального розподілу;  $\alpha$  – заданий рівень значущості.

Зокрема  $\Phi(1 - \alpha/2) = 1,96$  при  $\alpha = 0,05$  та  $\Phi(1 - \alpha/2) = 2,58$  при  $\alpha = 0,01$  [8].

Результати вимірювань статистик параметрів часових серій всередині тестових і контрольних локацій шахт зведено до табл. 6.1.

Таблиця 6.1

**Статистичні вимірювання параметрів часових серій  
радарної інтерферометрії, що характеризують поверхневу геодинаміку**

Параметр	Тестова локація			Контрольна локація			Критерій Крамера–Уелча ( $\alpha$ )
	Кількість вимірювань	Середнє значення	СКВ	Кількість вимірювань	Середнє значення	СКВ	
<b>Інгульська шахта</b>							
Середня висота		167,935	1,933		160,834	8,264	
Середньомісячний приріст	13	$1,508 \cdot 10^{-3}$	$0,484 \cdot 10^{-3}$	12	$9,381 \cdot 10^{-3}$	$1,221 \cdot 10^{-3}$	<b>20,874</b> > 2,58 (0,01)
Характерний період		932,582	431,36		832,524	364,344	
Відношення амплітуд		1,647	0,167		1,606	0,186	
<b>Смолінська шахта</b>							
Середня висота		211,27	15,563		228,125	1,049	
Середньомісячний приріст	11	$32,069 \cdot 10^{-3}$	$11,944 \cdot 10^{-3}$	11	$4,148 \cdot 10^{-3}$	$1,291 \cdot 10^{-3}$	<b>7,708</b> > 2,58 (0,01)
Характерний період		255,297	155,7		232,654	95,516	
Відношення амплітуд		1,28	0,147		1,246	0,13	
<b>Новокостянтинівська шахта</b>							
Середня висота		229,586	1,35		246,238	1,63	
Середньомісячний приріст	10	$12,409 \cdot 10^{-3}$	$3,144 \cdot 10^{-3}$	10	$1,82 \cdot 10^{-3}$	$1,027 \cdot 10^{-3}$	<b>10,124</b> > 2,58 (0,01)
Характерний період		355,046	212,613		680,151	471,878	
Відношення амплітуд		1,268	0,164		1,211	0,077	

Найбільш інформативним показником геодинаміки території дослідження, на наш погляд, виступає середньомісячний приріст, який і було використано для статистичної оцінки роздільності тестових та контрольних вибірок. Результати розрахунку значень критерію Крамера–Уелча також показані в табл. 6.2.

Для всіх трьох шахт значення критерію суттєво перевищують порогові, тобто за результатами вимірювань виявлено статистично достовірні відміни між тестовою та контрольною вибірками.

## 6.2. Аналіз довготривалої динаміки температури земної поверхні

Проводився аналіз часових серій дистанційних даних задля картування довготривалих трендів та періодичних складових території дослідження. Використовувались багатоспектральні супутникові знімки Landsat-8/OLI, отримані від відкритого геоінформаційного сервісу Earth Explorer Геологічної служби США (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Знімки обирались рівномірно приблизно раз на три роки. Для розрахунку поверхневих температур використовувались дані рівня обробки Level 1T. Лінійні тренди часової серії дистанційних даних описуються середніми значеннями за весь період аналізу та середніми приростами за певний період. Періодичні складові описуються найбільш значимою частотою або характерним періодом змін, та їх внеском в повну динаміку досліджуваного процесу.

Для отримання зображень розподілу поверхневої температури досліджуваних територій використовувались дані довгохвильового інфрачервоного діапазону (8–14 мкм) супутника Landsat-8/OLI, отримані за період 2013–2019 рр. Основними критеріями відбору зображень для дослідження були відсутність хмарності над досліджуваними ділянками та приналежність зображень до одного спільного сезону для збереження кореляції між даними при виконанні аналізу часових серій даних.

Для безпосереднього визначення поверхневої температури використовується обернений закон Планка для «сірого тіла» через вираження для спектральної густини енергетичної яскравості отриманої із відповідних каналів [8]:

$$T = \frac{c_2}{\lambda \ln \left( \frac{\varepsilon(\lambda) c_1}{\lambda^5 L_s} + 1 \right)},$$

де  $L_s$  – спектральна густина енергетичної яскравості земної поверхні,  $\varepsilon(\lambda)$  – спектральний коефіцієнт теплового випромінювання, спектральна густина енергетичної яскравості абсолютно чорного тіла,  $c_1 = 1,191 \cdot 10^{-16}$  Вт·м<sup>2</sup> та  $c_2 = 1,439 \cdot 10^{-2}$  м·К – перша і друга константи теплового випромінювання;  $\lambda$  – діапазон електромагнітного випромінювання, за яким виконується визначення температури.

Величина  $L_s$ , отримується після атмосферного коригування вхідних даних супутникового знімання. Для максимально точної оцінки температури дистанційним методом обов'язковим є врахування впливу атмосфери на сонячне випромінювання, оскільки атмосфера містить в собі велику кількість газових та аерозольних фракцій, здатних поглинати, розсіювати та відбивати електромагнітне випромінювання залежно від його довжин хвиль.

Принцип розрахунку коефіцієнтів теплового випромінювання поверхонь, вкритих рослинністю, заснований на різниці коефіцієнтів теплового випромінювання рослинності та ґрунтів [9].

Після отримання розподілів коефіцієнта теплового випромінювання земної поверхні та скоригованих значень спектральної густини енергетичної яскравості довгохвильового інфрачервоного діапазону ці дані використовуються у формулі розрахунку поверхневої температури.

Аналіз часових рядів виконувався для кожного елемента розрізнення дистанційних даних окремо, в результаті чого було отримано чотири просторові розподіли кожного із параметрів часового ряду у вигляді псевдозображень такої ж самої геометрії, що вхідні знімки [10]. Протягом аналізу проведено вимірювання чотирьох основних параметрів одержаних часових рядів дистанційних даних: середнього значення досліджуваного показника за увесь період, середнього приросту досліджуваного показника на фіксованому інтервалі часу, характерного періоду найбільш значущої періодичної компоненти та вкладу коливань визначеного періоду в загальну динаміку часового ряду (рис. 6.3 та 6.4).



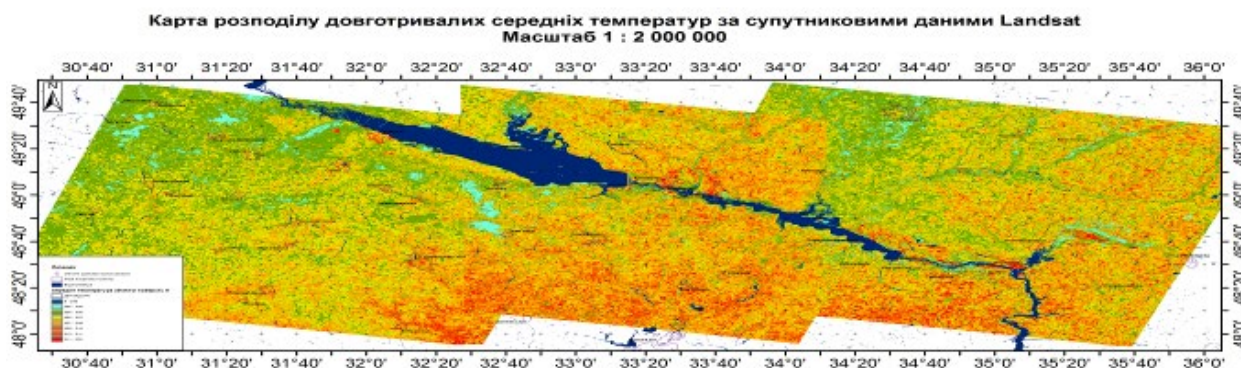


Рис. 6.3. Карта розподілу довготривалих середніх температур земної поверхні на регіональному рівні

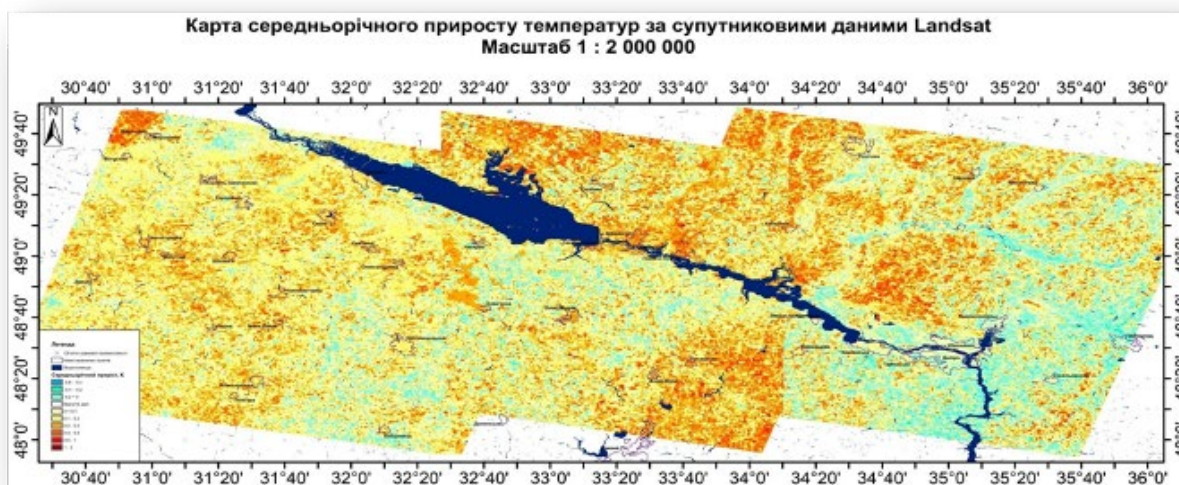


Рис. 6.4. Карта середньорічного приросту температур земної поверхні на регіональному рівні

Оскільки в межах досліджуваної території на регіональному рівні знаходяться потенційно небезпечні об'єкти урановидобувної та переробної промисловості, то аналізуючи отримані карти розподілу довготривалих середніх температур та середньорічного приросту температур земної поверхні, можна дослідити дані дистанційної термометрії в якості індикатору екологічної небезпеки територій, прилеглих до шахтних майданчиків урановидобування та будь якої іншої території (міської агломерації поблизу шахти, гранітного кар'єру тощо).

Як приклад, на рис. 6.5 представлено територію (локацію) відпрацьованого Первомайського родовища, що знаходиться в межах міської агломерації

Кривого Рогу (район Терни), виділену шляхом збільшення масштабу із представлених вище карт. Спостерігається чітка кореляція відвалів відпрацьованих залізорудних кар'єрів та відвалів урановидобування із зонами підвищеної середньої температури і середньорічного приросту температури земної поверхні.

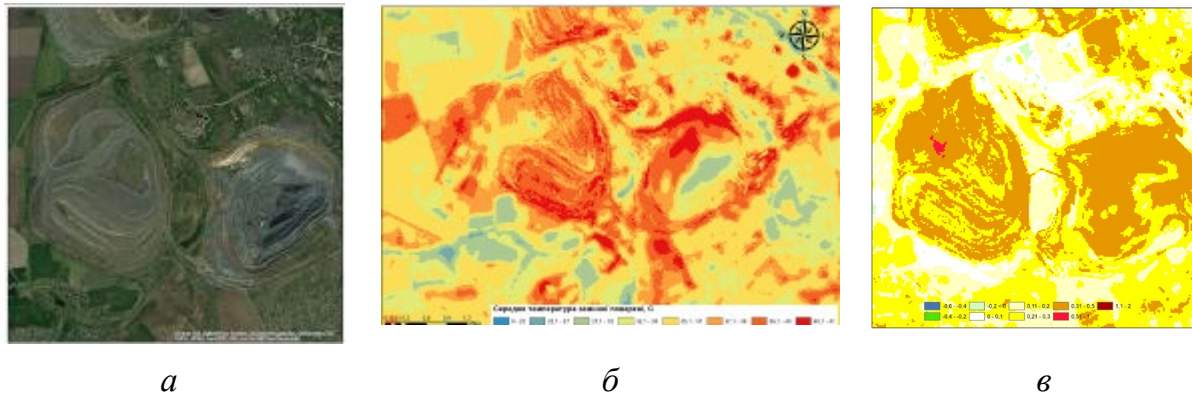


Рис. 6.5. Локація відпрацьованого Первомайського родовища:

*а* – загальний вигляд; *б* – середня температура земної поверхні;

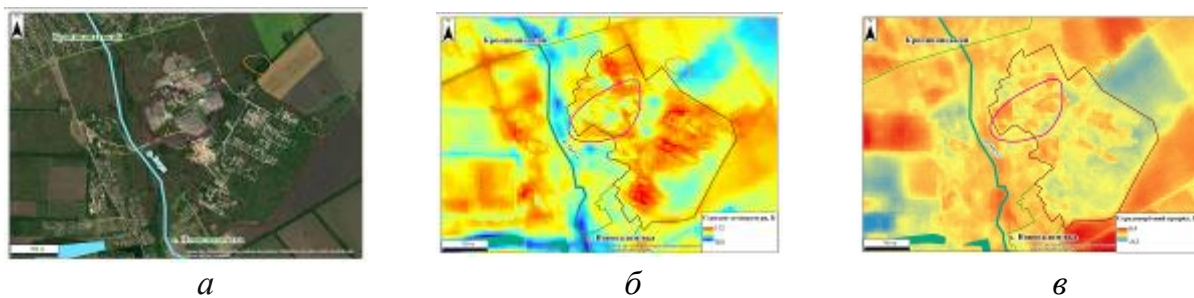
*в* – середньорічний приріст температури земної поверхні

Менш чітка, хоча і наявна, кореляція спостерігається в межах території майданчиків діючих урановидобувних шахт (рис. 6.6). Це, зокрема, пояснюється меншою кількістю відкритих поверхонь порівняно із територією Кривого Рогу.

Для кожної шахти тестова та контрольна локації використовувались ті ж самі, що і в попередньому дослідженні поверхневої геодинаміки Локація 1 (*ROI 1* – *рожевого кольору*) – у межах промислового майданчика шахти, та локація 2 – контрольна, за межами промислового майданчика шахти (*ROI 2* – *жовтого кольору*) для порівняння із *ROI 1* (рис. 6.6, *а*, *б*, *в*).

Результати вимірювань статистик параметрів часових серій всередині тестових і контрольних локацій шахт території дослідження зведено до табл. 6.2.

### Інгульська шахта

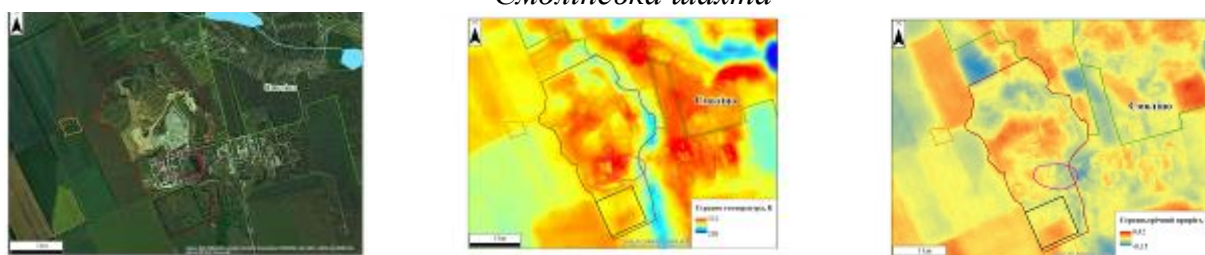


а

б

в

### Смолінська шахта

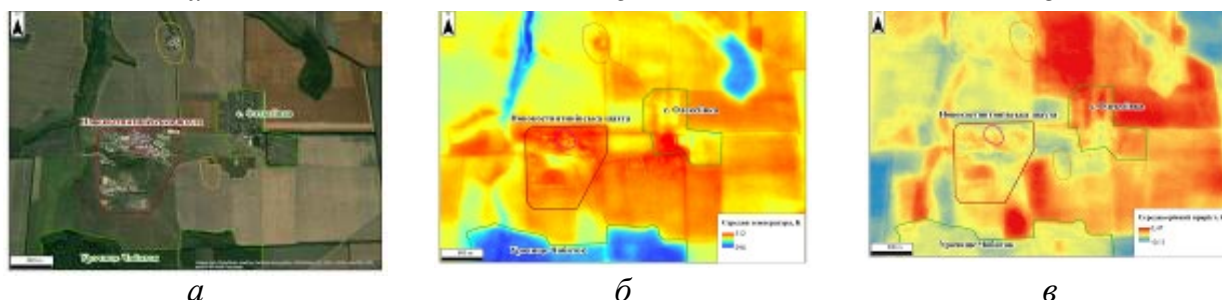


а

б

в

### Новокостянтинівська шахта



а

б

в

Рис. 6.6. Локації діючих урановидобувних шахти:

а – загальний вигляд; б – середня температура земної поверхні;

в – середньорічний приріст температури земної поверхні

Найбільш інформативними, показниками динаміки температури земної поверхні території дослідження, виступає середнє значення температури за весь період спостереження та середньорічний приріст, який і було використано для статистичної оцінки роздільності тестових та контрольних вибірок. Результати розрахунку значень критерію Крамера–Уелча також містяться у табл. 6.2. Для всіх трьох шахт значення критерію суттєво перевищують порогові, тобто за результатами вимірювань виявлено статистично достовірні відміни між тестовою та контрольною вибірками, окрім для контрольної вибірки Новокостянтинівської шахти. Пояснюємо цей факт тим, що ця шахта є наймолодшою і за період роботи її інфраструктура ще не набула таких масштабів, як стосовно двох попередніх шахт.

Таблиця 6.2

**Статистичні вимірювання параметрів часових серій  
дистанційної термометрії, що характеризують  
динаміку температури земної поверхні**

Параметр	Тестова локація			Контрольна локація			Критерій Крамера–Уелча ( $\alpha$ )
	Кількість вимірювань	Середнє значення	СКВ	Кількість вимірювань	Середнє значення	СКВ	
<b>Інгульська шахта</b>							
Середня температура	16	307.476385	0.355643	15	305.541061	0.422054	13.760543 > 2.58 (0.01) & 1.96 (0.05)
Середньорічний приріст		0.073865	0.014869		0.038714	0.021031	17.107561 > 2.58 (0.01) & 1.96 (0.05)
<b>Новокостянтинівська шахта</b>							
Середня температура	16	305.79744	0.493064	15	304.752279	0.702903	4.763906 > 2.58 (0.01) & 1.96 (0.05)
Середньорічний приріст		0.113546	0.024952		0.12783	0.021512	1.710147 < 2.58 (0.01) & 1.96 (0.05)
<b>Смолінська шахта</b>							
Середня температура	15	307.868079	0.193524	15	305.855573	0.375204	18.462606 > 2.58 (0.01) & 1.96 (0.05)
Середньорічний приріст		0.054866	0.049384		0.054866	0.049384	8.265613 > 2.58 (0.01) & 1.96 (0.05)

Динаміка температури земної поверхні може слугувати індикатором виявлення території впливу на підвищення температури. Проте для дослідження підвищення температури над відвалами урановидобування (що в принципі є очікуваним) потрібно використовувати нічні знімки, які, на жаль, на сьогодні є недоступні у вільному доступі. В найближчому майбутньому ситуація має змінитись, що дасть змогу продовжити вивчати теплові поля над гірничовидобувними територіями.

### **6.3. Дистанційні дослідження змінення індексу листкової поверхні**

Змінення (деградація) рослинного покриву шахтних майданчиків – це очікуваний результат, оскільки територія гірничовидобувного підприємства не може не впливати на стан природних рослинних угруповань.

Для аналізу змінення індексу листкової поверхні ((*LAI* – *Leaf Areal Index*) використовувались багатоспектральні супутникові знімки природоресурсних супутників Landsat-4,5/TM, Landsat-7/ETM+ отримані від відкритого геоінформаційного сервісу Earth Explorer Геологічної служби США (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Період спостережень з 1984 по 2018 рік, знімки обрано більш-менш рівномірно приблизно раз на три роки. Для приведення в єдину систему фізичних показників результатів зйомки було виконано попередні калібрування, а також радіометричну і атмосферну корекцію. Для розрахунку індексу листкової поверхні використовувались дані більш високого рівня обробки Level 2A з атмосферною корекцією [10–11].

Для аналізу рослинності та відділення від неї інших природних і штучних об'єктів використовувалася порогова обробка просторових розподілів нормалізовано-різницевого вегетаційного індексу (*NDVI*). За спеціально синтезованим для кожного знімка в результаті інтерактивного аналізу території пороговим вирішальним правилом було побудовано маски рослинності. Для розрахунку індексу листкової поверхні (*LAI*) у зв'язку з відмінностями фенофаз основних рослинних угруповань, використовувалась осереднена регресійна залежність *LAI* від *NDVI* [11–12]:

$$LAI = 2,398 \times NDVI^{1,056}$$

Ця залежність послідовно застосовувалася до всіх відібраних космічних знімків, у результаті чого був сформований довготривалий часовий ряд просторового розподілу *LAI* території дослідження для подальшого аналізу.

Для всієї території уранової спадщини було побудовано карта розподілу довготривалих середніх значень *LAI* (рис. 6.7) та карта середньорічного приросту *LAI* (рис. 6.8). Для дослідження динаміки змінення рослинного покриву кожної шахти тестова та контрольна локації використовувались такі самі, що і в виразах (6.1) та (6.2). Локація 1 (*ROI 1* – рожевого кольору) – у межах промислового майданчика шахти, та локація 2 – контрольна, за межами промислового майданчика шахти (*ROI 2* – жовтого кольору) для порівняння із *ROI 1* (рис. 6.9, а, б, в).

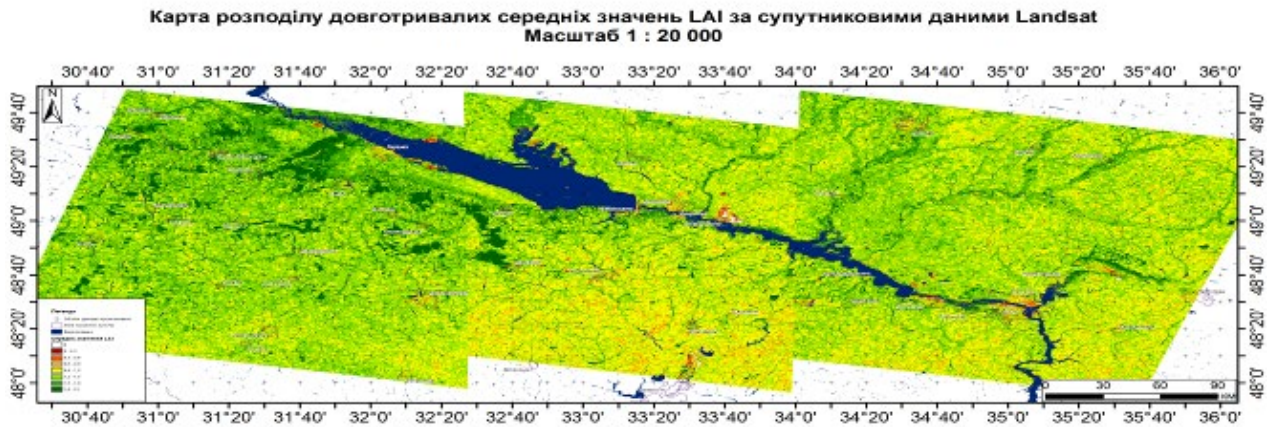


Рис. 6.7. Карта розподілу довготривалих середніх значень *LAI*  
за супутниковими даними *Landsat*

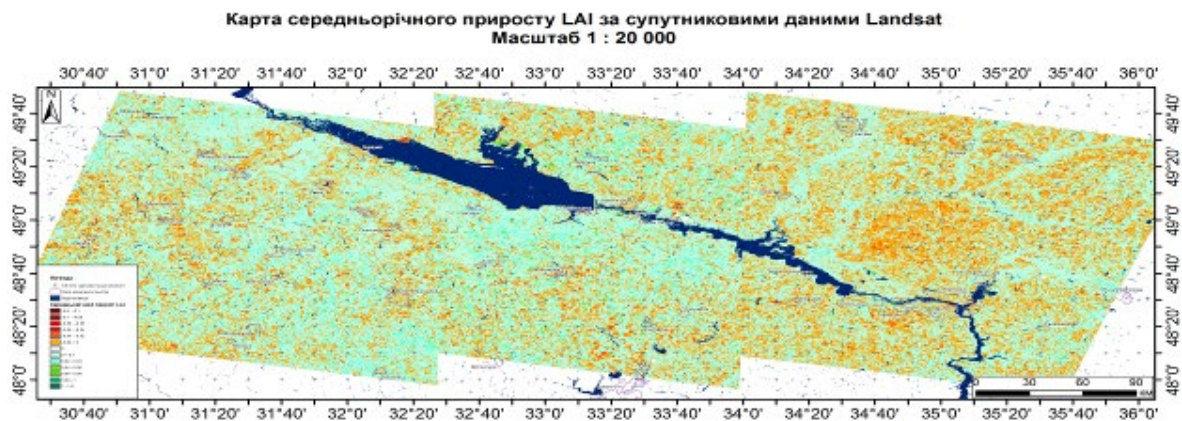


Рис. 6.8. Карта середньорічного приросту *LAI* за супутниковими даними *Landsat*

Для інтерпретації розглядалися лінійні тренди, що як і в 6.1 та 6.3 описуються середніми значеннями за весь період спостереження і середніми приростами за рік. Звичайно, для ретельного аналізу причини зниження середнього значення *LAI* у межах території шахтних майданчиків потрібно дослідити конкретні рослинні угруповання, що не було предметом даного дослідження.

Проте чітка кореляція за цим показником для територій усіх трьох шахт говорить про те, що його можна використовувати в якості індикатора небезпеки промислової території принаймні для її оконтурювання і для порівняння з контрольною локацією, розташованою за межами шахтного майданчика (рис. 6.9).

### Інгульська шахта



*a*



*б*

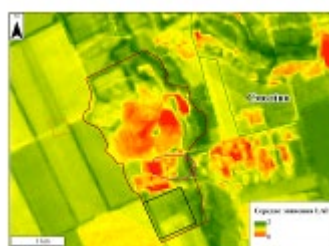


*в*

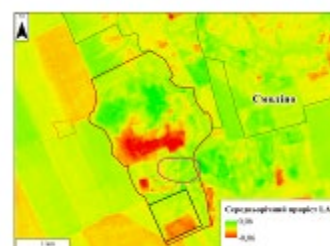
### Смолінська шахта



*a*



*б*



*в*

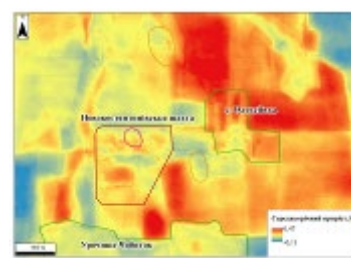
### Новокостянтинівська шахта



*a*



*б*



*в*

Рис. 6.9. Локації діючих урановидобувних шахт:

*a* – загальний вигляд; *б* – середнє значення *LAI*; *в* – середньорічний приріст *LAI*

У всіх трьох випадках середнє значення *LAI* для тестових ділянок суттєво перевищує те саме середнє значення для контрольних ділянок, хоча єдиним критерієм при виборі контрольних ділянок було їх розташування поза межами промислових майданчиків, але недалеко від них і не на селітебній території. Тобто незалежно від того, які рослинні угруповання знаходяться на кожній із контрольних ділянок, середнє значення *LAI* на них, а також значення середньорічного приросту *LAI* більше, ніж у межах тестових ділянок. Цей факт говорить про систематичний тренд скорочення рослинності в межах шахтних майданчиків, що є передбачуваним з одного боку, а з іншого – слугує простим

наочним методом демонстрації впливу функціонування промислового об'єкту на зменшення оточуючого рослинного покриву.

Результати вимірювань статистик параметрів часових серій індексу листкової поверхні *LAI* всередині тестових і контрольних локацій урановидобувних шахт території дослідження зведено до табл. 6.3.

Таблиця 6.3

**Статистичні вимірювання параметрів часових серій  
індексу листкової поверхні, що характеризують динаміку змінення *LAI***

Параметр	Тестова локація			Контрольна локація			Критерій Крамера–Уелча ( $\alpha$ )
	Кількість вимірювань	Середнє значення	СКВ	Кількість вимірювань	Середнє значення	СКВ	
<b>Інгульська шахта</b>							
Середнє значення	16	1.513327	0.049175	15	1.664297	0.083105	6.104741 > 2.58 (0.01) & 1.96 (0.05)
Середньорічний приріст		0.001359	0.002039		0.017396	0.005619	10.427866 > 2.58 (0.01) & 1.96 (0.05)
<b>Новокостянтинівська шахта</b>							
Середнє значення	16	1.380128	0.231799	15	1.679274	0.078405	4.873346 > 2.58 (0.01) & 1.96 (0.05)
Середньорічний приріст		0.016875	0.003856		0.009394	0.003086	5.98164 > 2.58 (0.01) & 1.96 (0.05)
<b>Смолінська шахта</b>							
Середнє значення	15	1.209763	0.037668	15	1.377648	0.173602	3.660257 > 2.58 (0.01) & 1.96 (0.05)
Середньорічний приріст		0.008049	0.00164		0.01289	0.005552	3.23858 > 2.58 (0.01) & 1.96 (0.05)

Середні значення часових серій індексу листкової поверхні *LAI* та значення середньорічного приросту було використано для розділення тестових і контрольних вибірок. Для всіх трьох шахт значення критерію Крамера–Уелча суттєво перевищують порогові, тобто за результатами вимірювань виявлено статистично достовірні відміни між тестовою та контрольною вибірками. Виключення стосується території Новокостянтинівської шахти, де значення середньорічного приросту індексу листкової поверхні *LAI* усередині тестових і контрольних локацій – 0,016875 та 0,009394 відповідно – майже не відрізняються. Це ми пояснюємо тим, що інфраструктура цієї шахти і,



відповідно, територія промислового майданчика не так розгалужені, як інфраструктури старіших за віком підприємств Інгульської і Смолінської шахт.

Таким чином, проведений аналіз часових серій дистанційних даних задля картування довготривалих трендів та періодичних складових території дослідження показав, що середні значення за весь період аналізу та середні прирости за певний період спостереження є найбільш інформативними для характеристики динаміки процесів деформування земної поверхні, виявлення довготривалих змін температури земної поверхні, а також індексу листкової поверхні рослинного покриву як індикаторів екологічної небезпечності в межах важкодоступних територій урановидобування на об'єктовому рівні. Проведені дослідження опубліковані у співавторстві протягом 2016–2019 рр. [13–16].

#### **6.4. Деградація ґрунтово-рослинного покриву території дослідження**

Для оцінки ступеню деградації ґрунтово-рослинного покриву обирались території в радіусі приблизно 30 км навколо шахтних майданчиків та інших потенційно небезпечних об'єктів ЯПЦ за періоди приблизно у 30 років із використанням методики картування деградації земель на основі дворівневої моделі обробки багатоспектральних космічних знімків та статистичного злиття даних [17–23]. Для виявлення змін рослинного покриву та динаміки ерозійних процесів як двох індикаторів, що найповніше характеризують деградацію земель, окрім багатоспектральних зображень середньої просторової розрізненості супутникової системи Landsat, залучалися допоміжні геопросторові дані: цифрова модель рельєфу місцевості, усереднені характеристики ґрунтів та кліматичні характеристики досліджуваної території. Результати апробовані на численних конференціях [24–31].

Зміни рослинного покриву із використанням супутникових знімків визначалися стандартними методами. Беручи до уваги умови розвитку ерозії на чорноземних ґрунтах Кіровоградського району, було використано модифікований ґрунтово-скоригований вегетаційний індекс MSAVI замість стандартного нормалізованого вегетаційного індексу NDVI.

Індекс MSAVI  $F_v$  розраховується за формулою:

$$F_v = \frac{2E_n + 1 - \sqrt{(2E_n + 1)^2 - 8(E_n - E_r)}}{2}, \quad (1)$$

де  $E_n$  та  $E_r$  – оптичні сигнали багатоспектрального зображення у ближньому інфрачервоному і червоному спектральних діапазонах відповідно.

Водна ерозія залежить від типу і мінерального складу ґрунту, рівня опадів, геометричної крутизни схилів та густоти рослинного покриву. Величина водної ерозії  $z_s$  (мм/міс) розраховується із використанням регресійної залежності:

$$z_s = k_s Q^2 (\operatorname{tg} \alpha)^{1,67} \exp(-0,07v), \quad (2)$$

де  $k_s$  – ерозійний коефіцієнт ґрунту;  $Q$  – поверхневий стік (мм/міс);  $\alpha$  – кут нахилу місцевості;  $v$  – відсоток покриття місцевості рослинністю.

Поверхневий стік визначається співвідношенням кількості опадів  $P$  (мм/міс) та водним утриманням  $R$  (мм/міс):

$$Q = \frac{(P - 0,2R)^2}{P + 0,8R}, \quad (3)$$

де  $R$  залежить від табличного гідрологічного показника ґрунту  $C_s$ ,

$$R = 25.4 \left( \frac{1000}{C_s} - 10 \right), \quad (4)$$

Відсоток покриття місцевості рослинністю вважається пропорційним NDVI у межах досліджуваної території та розраховується за багатоспектральним зображенням:

$$V = \left( \frac{N_v - N_{v0}}{N_{v1} - N_{v0}} \right)^2, \quad (5)$$

де  $N_{v0}$  – поріг NDVI для відкритих ґрунтів;  $N_{v1}$  – поріг NDVI для покритих рослинністю покривів

$$N_v = \frac{\rho_{\text{nir}} - \rho_{\text{red}}}{\rho_{\text{nir}} + \rho_{\text{red}}}, \quad (6)$$

Вітрова ерозія виникає внаслідок взаємодії структурних частин ґрунту із приземним повітряним потоком. Спрощена модель вітрової ерозії може бути представлена таким чином:

$$z_w \approx 0.059 (w - u) d_s^{-3,67}, \quad (7)$$

де  $z_w$  – величина вітрової ерозії (мм/міс),  $w$  – швидкість приземного повітряного потоку (м/с),  $u$  – критична швидкість повітряного потоку (м/с)

$$u = 3,202 + 0,25d_s \quad (8)$$

де  $d_s$  – еквівалентний розмір структурних частинок ґрунту, (мм).

Для чорноземів ця величина дорівнює 0,5 мм. Швидкість приземного повітряного потоку при сталій динамічній швидкості вітру  $w_0$  визначається, в основному, опором рослинного покриву:

$$w = w_0 \exp(-0,0139v) \quad (9)$$

Повна ерозія ґрунту визначається додаванням (2) та (7). Для картографування деградації земель досліджуваного району використовувались багатоспектральні знімки Landsat-5/TM та Landsat-8/OLI з просторовою розрізненістю на місцевості 30 м за різні періоди спостереження. Закартовані за значеннями *MSAVI* зміни рослинного покриву аналізувалися окремо для кожної шахти. Паралельно оцінювалася повна ерозія  $z = z_s + z_w$  та картувалися її зміни. Відсоток покриття рослинністю  $v$  розраховувався безпосередньо за вихідними багатоспектральними супутниковими знімками, а нахил місцевості – за ЦМР SRTM v4 та ASTER GDEM v2. З урахуванням усереднених характеристик ґрунтів, наведених у табл. 6.4, та кліматичних параметрів – середньомісячна інтенсивність опадів  $P$  та середня швидкість вітрів  $w$  – одержувалися часові ряди тематичних карт водної, вітрової та сумарної ерозії території дослідження.

Таблиця 6.4

#### Усереднені характеристики ґрунтів території дослідження

Тип ґрунту	Щільність ґрунту, г/см <sup>3</sup>	Розмір структурних часток ґрунту, мм	Ерозійний коефіцієнт*, мм/міс	Гідрологічний показник*
Чорнозем типовий мало-гумусний	1,1–1,3	0,5	0,28	74
Чорнозем типовий середньо-гумусний	1,1–1,3	0,5	0,28	74
Чорнозем звичайний середньо-гумусний потужний	1,2–1,4	0,5	0,28	85
Чорнозем звичайний мало-гумусний	1,2–1,4	0,5	0,28	85

\*Ці показники розраховувалися за працями [1; 2].

Геоінформаційне моделювання з оцінки деградації ґрунтово-рослинного покриву проводилось за діаграмою обробки даних рис. 6.10. На першому етапі обробка виконувалась за двома паралельними потоками для отримання часових трендів показників деградації земель.

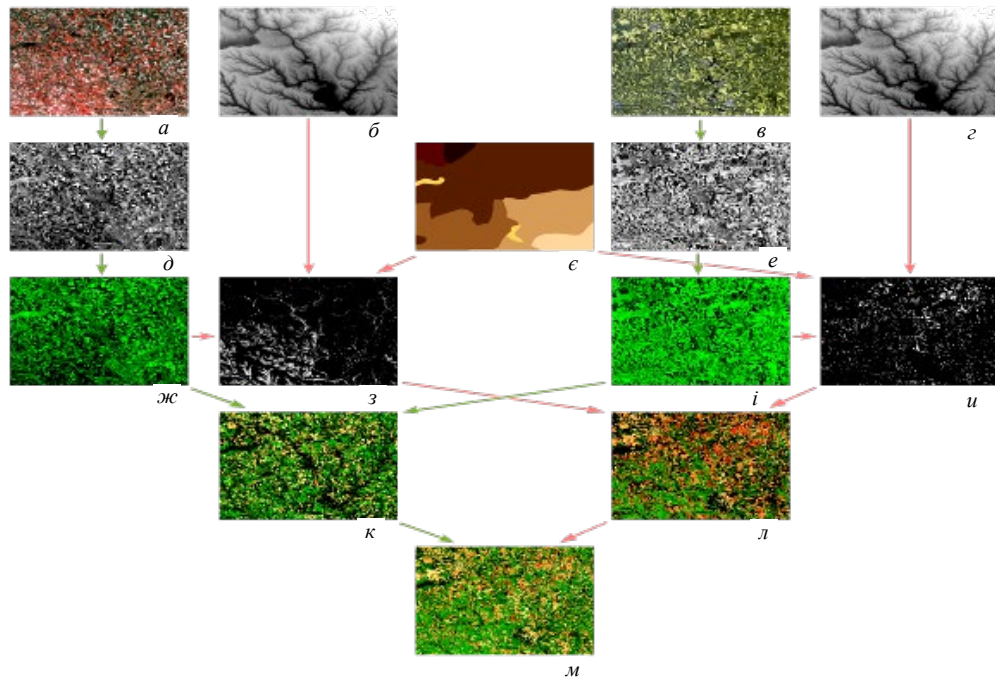


Рис. 6.10. Діаграма обробки даних при оцінюванні деградації земель

Багатоспектральні зображення на рис. 6.10, *a*, *в* використовуються для побудови карт рослинного покриву рис. 6.10, *ж*, *і* на основі розрахунку MSAVI рис. 6.10, *д*, *є*. Цифрова модель рельєфу місцевості рис. 6.10, *б*, *г* використовується для побудови карти схилів території рис. 6.10, *з*, *и*. Наступним кроком будуються просторові розподіли принципово різних індикаторів, що описують деградацію земель: зміни рослинного покриву (*к*) та зміни ґрунтової ерозії (*л*). Ці парціальні класифікації першого рівня зливаються у прикінцеву класифікацію Байєсівським методом, що в результаті надає результуючу карту деградації земель (*м*) території дослідження.

За результатами обробки за схемою рис. 6.11 було отримано серію результуючих карт деградації ґрунтово-рослинного покриву навколо потенційно небезпечних об'єктів, включаючи такі в зоні 30-ти км навколо трьох діючих урановидобувних шахт з використанням космічних знімків

Landsat-5/TM та Landsat-8/OLI (одержаних з геопросторового сервісу EarthExplorer, Геологічна служба США) за різні періоди спостережень з 1990 по 2013 рр., що показано на рис. 6.11–6.12).

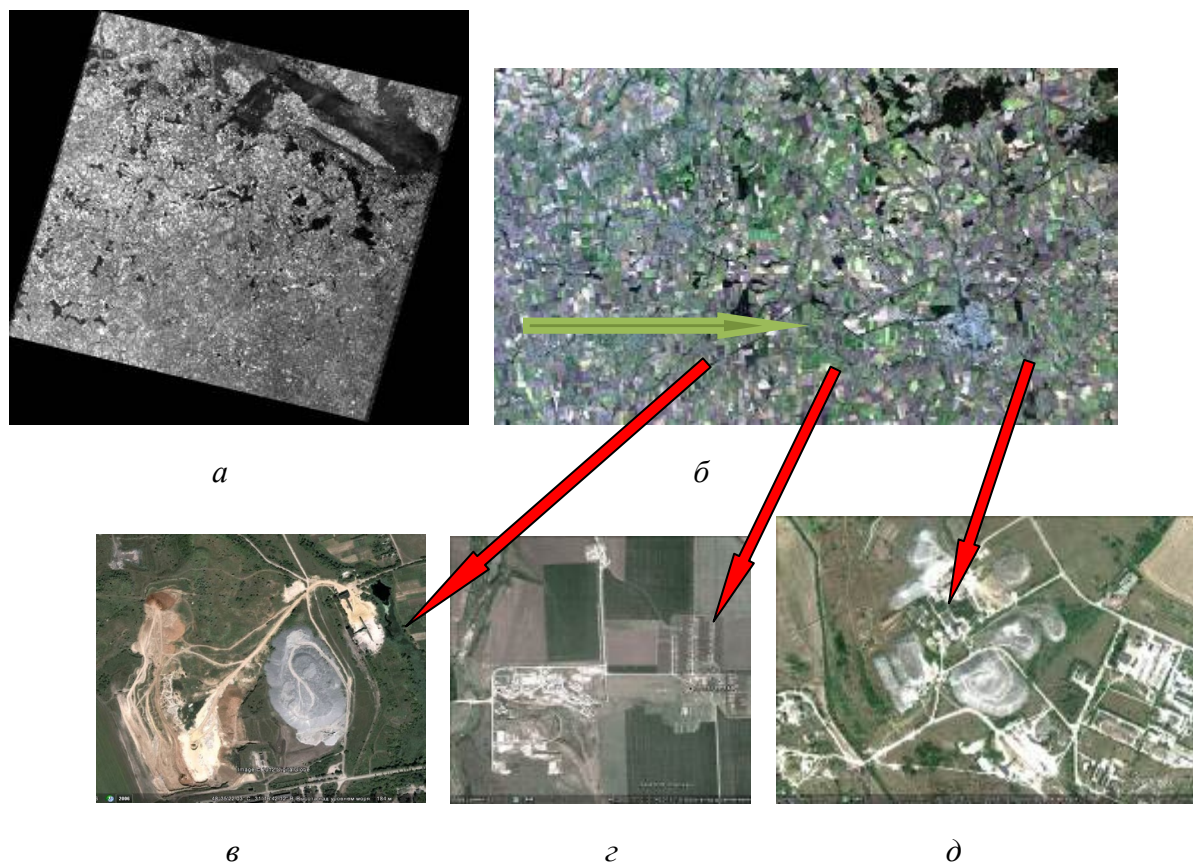


Рис. 6.11. Зображення підготовчого етапу роботи:  
*a* – знімок з апарату “Landsat-TM”; *б* – зображення території дослідження (Кіровоградська область), зроблене у режимі реального кольору (“true colour” composite); *в* – Смолинська шахта; *г* – Новоконстантинівська шахта;  
*д* – Інгульська шахта – вид з космосу, зображення отримані за допомогою програмного забезпечення “Google Earth” (2013)

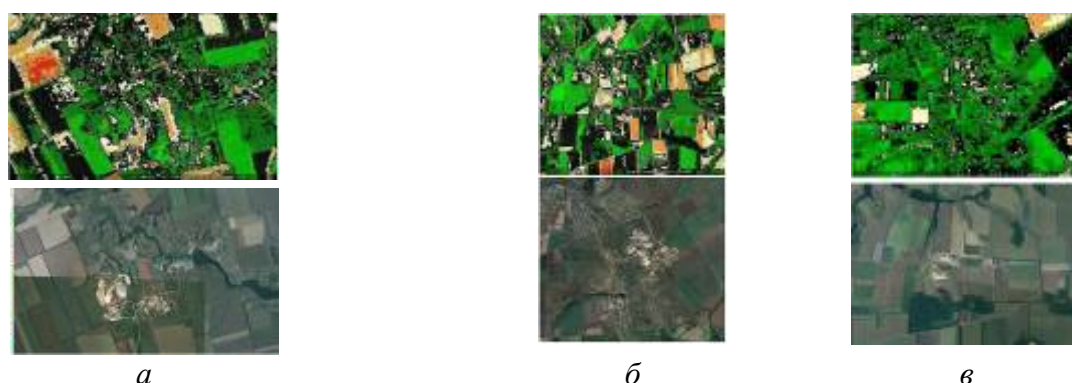


Рис. 6.12. Деградація ґрунтово-рослинного покриву територій в радіусі 30 км навколо:  
*a* – Смолинської; *б* – Інгульської; *в* – Новоконстантинівської шахт:  
■ – значне покращення, ■ – середнє покращення, ■ – слабке покращення,  
■ – практично без змін, ■ – слабка деградація, ■ – середня деградація,  
■ – сильна деградація

Аналогічні дослідження було проведено окремо для території Новокосянтинівської шахти з використанням космічних знімків Sentinel-2A і Sentinel-2B, одержаних з геопросторового сервісу Copernicus Open Access Hub. Для зручності інтерпретації отриманих даних було визначено сім класів деградації земель – від сильної деградації до значного покращення стану земельного покриву.

На продемонстрованих великомасштабних вирізках навколо промислових майданчиків шахт видно території з низьким, помірним та високим рівнями деградації земель, що приблизно складає від 20 до 40 % територій. Приблизно 20 % площі покриву не зазнають суттєвих змін. І також до 40 % угідь у кожному випадку мають позитивну динаміку щодо покращення стану земного покриву. В умовах значної антропогенної перетвореності території дослідження, зокрема тотальної розораності, такі показники є важливими для визначення територій, які зберігають різноманіття біотопів, що є середовищем існування тих чи інших видів біоти. З іншого боку – визначення територій з високим ступенем деградації земель допоможе при обґрунтованому плануванні управління територіями на рівні техногенно навантажених геосистем.

### **Висновки до розділу 6**

У межах промислових майданчиків діючих шахт виділено тестові локації, а за їх межами – контрольні (фонові). У межах обраних локацій проведено статистичні вимірювання параметрів часових серій радарної інтерферометрії, дистанційної термометрії та індексу листової поверхні *LAI*. Розраховано значення статистичного критерію Крамера–Уелча, який застосовується для підтвердження чи спростування гіпотези про належність статистичних вибірок одній генеральній сукупності.

Для територій всіх трьох шахт значення критерію Крамера–Уелча суттєво перевищують порогові, тобто за результатами вимірювань виявлено статистично достовірні відміни між тестовою та контрольною вибірками для параметрів часових серій радарної інтерферометрії, дистанційної термометрії та

індексу листкової поверхні *LAI*. Цей висновок дає можливість стверджувати, що для умов довготривалого видобування сировини із застосуванням вибухових речовин для руйнування твердих гірських порід, раціонально використовувати методи радарної інтерферометрії та дистанційної термометрії в якості індикаторів екологічної небезпеки промислових територій урановидобування. Що стосується параметрів часових серій індексу листкової поверхні *LAI*, то не дивлячись на те, що метод дає чітку кореляцію між тестовими ділянками підприємств і фоновими контрольними ділянками, його застосування як індикаторів небезпеки територій пропонується використовувати як додатковий фактор оскільки агроценози в межах степових територій і природні рослинні угруповання промислових територій відрізняються між собою.

Для проведення космічного моніторингу вразливості земної поверхні в межах важкодоступних територій видобування радіоактивної сировини доцільно і раціонально використовувати багатоспектральні космічні зйомки. Проведений аналіз часових серій дистанційних даних задля картування довготривалих трендів та періодичних складових території дослідження показав, що середні значення за весь період аналізу та середні прирости за певний період спостереження є найбільш інформативними для характеристики динаміки процесів деформування земної поверхні, виявлення довготривалих змін температури земної поверхні, а також індексу листкової поверхні рослинного покриву як індикаторів екологічної небезпечності в межах важкодоступних територій урановидобування на об'єктовому рівні.

В умовах значної антропогенної перетвореності природних техногенних комплексів, зокрема тотальної розораності території навколи видобувних підприємств, дистанційні дослідження деградації ґрунтово-рослинного покриву є раціональним, мало витратним методом дослідження для визначення, зокрема, територій з високим ступенем деградації земель в якості індикатора екологічної небезпеки території. Це реально слугуватиме суттєвим важилем при обґрунтованому управлінні техногенно навантаженими територіями.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Strozzi, T., Wegmüller, U., Tosi, L., Bitelli, G., & Spreckels, V. Land subsidence monitoring with differential SAR interferometry. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing (PE&RS)*. 2001. 67(11). P. 1261–1270.
2. Pieraccini M. and Miccinesi L. Ground-Based Radar Interferometry: A Bibliographic Review. *Remote sensing*. 2019.11. P. 1029.
3. Letsios V., Faraslis I., Stathakis D. InSAR DSM using Sentinel 1 and spatial data creation. *Proceedings of the 22th AGILE International Conference on Geographic Information Science (AGILE 2019)*. Limassol: Cyprus University of Technology, 2019. 4p.
4. Interferometric processing of Sentinel-1 TOPS data / Yague-Martinez N. et al. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 2016. Vol.54. No. 4. P. 2220–2234.
5. Станкевич С. А., Дудар Т. В., Свіденюк М. О. Застосування багаточасової радарної інтерферометрії для виявлення зміщення земної поверхні для території урановидобування в Україні. *Екологічна безпека*. № 2/2019 (28). С. 18–23.
6. Кендалл М., Стьюарт А. Статистические выводы и связи; пер. с англ. Москва: Наука, 1973. 900 с.
7. Орлов А. И. Прикладная статистика. Москва: Экзамен, 2004. 656 с.
8. Tang H., Li Z.-L. *Quantitative Remote Sensing in Thermal Infrared: Theory and Applications*. Berlin: Springer-Verlag, 2014. 281 p.
9. Improved land surface emissivities over agricultural areas using ASTER NDVI / Jiménez-Muñoz J. C. et al. *Remote Sensing of Environment*, 2006. Vol. 103. No. 4. P. 474–487.
10. A survival guide to Landsat preprocessing / Young N.E. et al. *Ecology*. 2017. Vol. 98. No.4. P. 920–932.
11. Станкевич С. А., Пестова И. А. Картирование изменений растительного покрова Киевской агломерации на основе долговременных



временных рядов многоспектральных космических снимков Landsat / *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса*, 2014. Т.11. № 2. С. 187–196.

12. Piestova I. A. Quantitative vegetation mapping of urban area using high-resolution multispectral satellite imagery / *Science-Based Technologies*. 2015. Vol. 2. No. 26. P. 153–158.

13. Urban Area Geodynamic Risk Mapping Using Long-Term Time Series of Sentinel-1 Satellite Radar Interferometry/Stankevich S. A., Titarenko O. V., Fillipovich V. Ye., Dudar T. V., Svideniuk M. O. *ISIJ International*. 2018. 40 (no. 1): P. 39–50.

14. Stankevich S., Piestova I., Titarenko O., Filipovich V., Dudar T., Svideniuk M. Land Surface Displacement Study for Kryvyi Rih Mining Area using Radar Interferometry Time Series Analysis. *European Association of Geoscientists & Engineers*. Conference Proceedings, Monitoring, 2019. Volume 2019. P. 1–6.

15. Дудар Т. В., Свіденюк М. О., Щербей В. Я. Використання топографічних даних та радіолокаційної зйомки для оцінки стану зсувонебезпечних ділянок. *Екологічна безпека та природокористування*: збірник наукових праць. 2017. Вип. 23. С. 28–35.

16. Тітаренко О. В., Дудар Т. В., Романенко Є. В. Оценка техногенной нагрузки на геологическую среду с использованием линеаментного анализа и космических съемок. *Экология и промышленность*. 2017. № 2. С. 52–57.

17. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Лоїк І. В., Мартинова О. В. Дослідження деградації земельних ресурсів Калуського району Івано-Франківської області. *Наукоємні технології*. 2012. № 4 (16). С. 116–120.

18. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Тимошенко Я. О., Бугера М. А. Дистанційне картування змін ландшафтів під впливом антропогенного навантаження в районі видобування урану. *Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист*. Київ–Кременчук, 2013. Вип. 6. С. 82–88.

19. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Ведмеденко І. В. Аналіз антропогенних змін ландшафту в районі Смолінської шахти Кіровоградської області із

застосуванням космічних зйомок. *Екологічна безпека та природокористування*. 2014. № 15. С. 40–45.

20. Warfare induced vegetation cover change mapping in east Ukraine using multi temporal satellite imagery / Stankevich S. A., Dudar T. V., Titarenko O. V., Pestova I. O., Neizmailova N. S. *Global Geospatial Information and High Resolution Global Land Cover/Land Use Mapping*. Proceedings of the ISPRS WG IV/2 Workshop. Novosibirsk, 2016. SSUGT. P. 62–69.

21. Stankevich S. A., Kharitonov M. M., Dudar T.V, Kozlova A. O. Risk Assessment of Land Degradation Using Satellite Imagery and Geospatial Modelling in Ukraine. *Land degradation and desertification – a global crisis IntechOpen*. 2016. P. 53–77.

22. Дудар Т.В., Станкевич С.А., Лоїк І.В. Оцінка еколого-економічного збитку, спричиненого деградацією земель Калуського району Івано-Франківської області. *Сталий розвиток національного господарства: еколого-економічна концепція*: кол. моногр. / за ред. О. І. Маслак, Кременчук: Видавець ПП Щербатих О. В., 2014. С. 204–225.

23. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Свіденюк М. О. Дослідження динаміки деградації земель у зоні спостереження ПУЕК дистанційними методами. *Комплексний геоекологічний моніторинг зони впливу Ташлицької гідроакумуючої електростанції та Олександрівського водосховища 1998–2016 рр.*: моногр. / за ред. Г. В. Лисиченка. Київ, Наук. думка, 2017. С. 287–291.

24. Станкевич С. А., Лисиченко Г. В., Дудар Т. В. Remote Assessment of Chernozem Soils Degradation in the Vicinity of Nuclear Industry Facilities: South-Ukrainian Power-Generation Area Case Study. *Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і вирішення*: зб. праць та повідомлень. (Київ, 19–22 травня, 2015 р.). Київ, 2015. С. 44–45.

25. Станкевич С. А., Дудар Т. В., Матвеева О. Л., Ковтун Р. О. Методика картування змін антропогенно навантажених ландшафтів з використанням космічних знімків та геоінформаційних технологій. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи*:

матеріали II міжнар. наук.-практ. конф. (Львів, 4–6 листопада, 2016 р.). Львів, 2016. С. 151–152.

26. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Пестова І. О. Land degradation case study within uranium mining areas. *Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і вирішення*: зб. праць та повідомлень. (Київ, 17–20 травня, 2016 р.). Київ, 2016. С. 63.

27. Дудар Т. В., Станкевич С. А., Свіденюк М. О., Щербаченко В. А. Оцінка стану ґрунтово-рослинного покриву в зоні довготривалого впливу Південноукраїнської АЕС. *«Екогеофорум-2017»: Актуальні проблеми та інновації*: матеріали міжнар. наук.-практ. конф. (Івано-Франківськ, 22–25 березня, 2017 р.). Івано-Франківськ, 2017. С. 276–277.

28. Dudar T. V., Piestova I. O., Orlenko T. A. Anthropogenic threats on landscapes in the vicinity of the uranium mine. *Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і вирішення*: зб. праць та повідомлень. (Київ, 24–26 травня, 2017 р.). Київ, 2017. С. 69.

29. Dudar T. V. Steppe Landscape Changes Remote Assessment within Nuclear Facilities in Ukraine. *Ecology, environmental protection and balanced environmental management: education – science – production – 2017*: abstracts of XX International scientific conference dedicated to the 10th anniversary of the School of Ecology. (Kharkiv, April 19–22, 2017). Kharkiv, 2017. P. 89–90.

30. Dudar T. V., Railko V. I. Level of anthropogenic transformation of mining landscapes case study: Kirovograd district. *VI Всеукр. з'їзд екологів з міжнар. участю (Екологія/Ecology-2017)*: зб. наук. ст. (Вінниця, 20–22 вересня, 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 22.

31. Dudar T. V., Titarenko O. V., Orlenko T. A. Geoinformation technologies as a tool for territories environmental changes assessment. *Сучасні тенденції розвитку інформаційних систем і телекомунікаційних технологій*: наук. праці II міжн. наук.-практ. конф. (Київ-Краків, 19 грудня 2019 р.). Київ НУХТ, 2019. С. 20–23.

32. Dudar T. V. Isaienko V. M., Nekos A. N. Ecological safety of disturbed mining lands. *International Scientific Symposium «Sustainable Development – State and Prospects»*. Proceedings. (Lviv-Slavske, 12–15 February, 2020). Lviv, 2020. P. 129–131.

## РОЗДІЛ 7

### ПИЛОВЕ ЗАБРУДНЕННЯ ТА ОЦІНКА ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ НА ЛЮДИНУ ВІД РАДІОНУКЛІДІВ В АТМОСФЕРІ ВІД ВІДВАЛІВ УРАНОВИДОБУВНИХ ПІДПРИЄМСТВ

#### **7.1. Характеристика відвалів урановидобувних шахт та їх вплив на довкілля**

У цьому розділі розглянуто питання потенційного пилового забруднення від відвалів уранових родовищ альбітитової формації на основі їх речовинного складу та оцінки дози і ризику опромінення населення від надходження радіонуклідів в атмосферу.

Визначення екологічної безпеки території з техногенно-підсиленими джерелами природного походження, наявність відвалів відходів урановидобування та пилове забруднення приземних шарів атмосфери і земної поверхні є важливою і актуальною регіональною проблемою. Пилове забруднення на промислових майданчиках шахт і за їх межами відбувається внаслідок вентиляційних процесів, дроблення вміщуючих порід, транспортних перевезень, а також за рахунок довготривалого існування самих породних відвалів низько активних відходів як техногенно-підслених джерел природного походження.

Відходи промислової розробки уранових родовищ альбітитової формації, які були (і будуть) складовані у відвали на території промислових майданчиків родовищ, що розробляються, являють собою подрібнений мінеральний концентрат, збагачений ураном та важкими металами в умовах гіпергенних процесів (табл. 7.1).

У вміщуючих породах кількість урану варіює від перших г/т до 40–53 г/т; такий вміст часто вже на порядок і більше перевищує фоновий для порід метатеригенної формації УЩ [1; 2].

### Геохімічна характеристика уранових родовищах альбітитової формації

Хімічні елементи, г/т	Родовища урану альбітитової формації		
	Мічурінське	Ватутінське	Новокостянтинівське
U	5–1670	3–5140	0,4–4470
Th	0,5–4,3	6,0–101,0	5,2–200,0
V	12–54	40–800	21–73
Ni	4,0–12,0	30–1000	8,0–11,0
Cr	6–38	200–3000	18–21
Pb	5–810	18–2995	20–1130
Zn	–	0–200	34–54
Mo	–	0,5–50	0,4–0,9
Sr	36–161	1–300	210–730
Be	1–46	0–30	3,0–4,5
Zr	22–291	18–490	190–433

З урахуванням геолого-геохімічних характеристик альбітитових родовищ радіоактивні елементи, важкі метали та інші елементи-супутники уранового зруденіння виносяться з відвалів атмосферними водами з подальшою їх міграцією у систему підземних вод, поступовим проникненням у ґрунти і біологічні об'єкти.

В альбітизованих породах і безрудних альбітитах зовнішніх часток рудних зон вміст урану в середньому по об'єктам зростає в 1,3–4,3 рази. Контрастність руд (співвідношення середнього вмісту урану у рудах і вміщуючих породах) змінюється від 77–84 (Мічурінське) до 302–376 (Новокостянтинівське і Северинівське) родовища [1–3]. Можна передбачити, таким чином, що альбітити з непромисловим вмістом урану (20–300 г/т) опиняються у відвалах із великою ймовірністю попадання його у пиловату фракцію, яка розноситься вітром в залежності від його швидкості і напрямку. Всі відвали Інгульської шахти, наприклад є слабо рудними, тобто вміст урану майже в усіх пробах перевищує 0,01 % [4]. Вміст урану в пиловатій фракції перевищує вміст урану в загальних пробах, причому найбільш радіоактивними виявились проби з підніжжя майже всіх відвалів. Звичайний вміст урану в пиловатій фракції (<0,25 мм) складає 0,01–0,06 %.

Пилове забруднення на промислових майданчиках і за його межами відбувається головним чином за рахунок вентиляції, що створює ореол

розсіювання до 200 м, атмосферного пилу, що виникає внаслідок дроблення вміщуючих порід, транспортних перевезень, а також за рахунок довготривалого існування самих відвалів низько активних відходів. Кількість урану, яка знаходиться в повітрі у вигляді рудного пилу, загалом невідома, як невідома і загальна запиленість повітря. Проте, проаналізувавши фактори, що впливають на вірогідну загрозу запиленості повітря на території санітарно-захисної зони (СЗЗ) будь-якого підприємства та за її межами, можна визначити потенційно небезпечні ситуації для будь-якої території дослідження і спрогнозувати заходи щодо її усунення особливо для селітебних ділянок.

Зрозуміло, у будь-якому випадку має значення характеристика самих відвалів – їх площа, мінеральний та хімічний склад подрібненого породного субстрату (який в принципі відповідає складу порід, що після серії вибухів під землею були подрібнені і вилучені на поверхню), пилувата фракція ( $< 0,25$  мм) та вміст урану в ній, яка розноситься вітром згідно розі вітрів. Також важливо враховувати наявність селітебних територій та відстань до них від СЗЗ гірничо-видобувного підприємства (ГВП), та аналізувати розу вітрів і швидкість вітру досліджуваної території взагалі та на прикладі конкретного сезону (та/або року).

Визначення дози і ризику опромінення населення від надходження радіонуклідів в атмосферу виконано за програмним комплексом CAP-88, версія 4.0.1.17 (2019), який розрахований на оцінку хронічного опромінення низького рівня. Вихідні метеопараметри для моделювання були запозичені з міжнародної бази даних [5].

Розрахована роза вітрів для м. Кропивницький представлена на рис. 7.1. Вона використовувалась при побудові вихідного метеофайла для проведення розрахунків по відвалам територій трьох досліджуваних урановидобувних шахт. На рис. 7.1 суцільною кривою приведено використовуваний частотний розподіл напрямків швидкостей вітру (роза вітрів для напрямку «куди»), а пунктирною кривою тестовий розподіл потужностей доз для умовного точкового джерела в центрі відвалу. Отриманий збіг за формою рози вітрів з розподілом доз є доказом коректності завдання вхідних метеоданих.

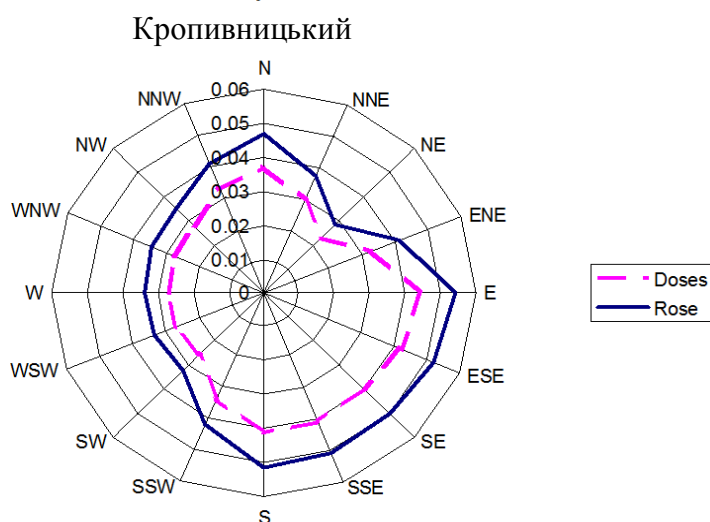


Рис. 7.1. Розрахована роза вітрів для 16-ти геодезичних румбів

Для розрахунків прийнято середнє значення пиловиносу з породних відвалів, що приблизно дорівнює величині  $6,9 \cdot 10^{-5} \text{ т} / (\text{м}^2 \cdot \text{рік})$ . Послідовність визначення площі відвалів за допомогою даних супутника Sentinel-2 від 07.02.2019 та точних даних рельєфу земної поверхні SRTM (2000) показано на рис. 7.2.

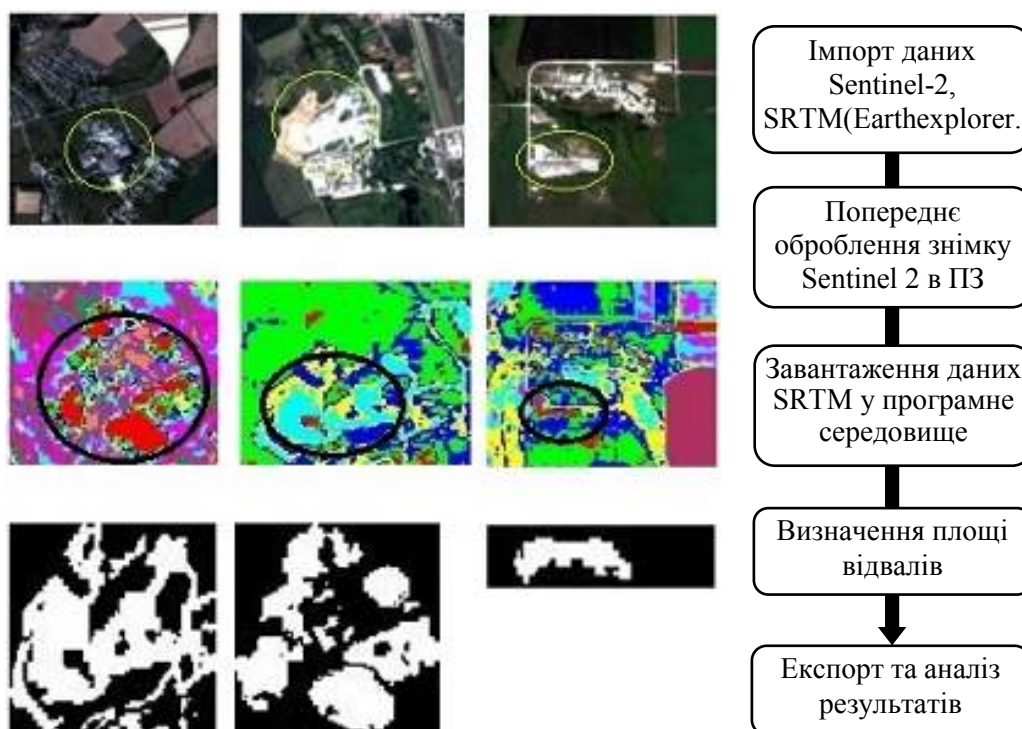


Рис. 7.2. Послідовність визначення площі відвалів шахт

Розміри породних відвалів шахт та середній вміст ізотопів урану і торію в породах, що містять уранове зруденіння, наведено в табл. 7.2.

Таблиця 7.2

### Характеристика породних відвалів урановидобувних шахт

Шахти	Площа		Радіус, м	U у породах, г/т	Th упородах, г/т
	м <sup>2</sup>	км <sup>2</sup>			
Інгульська ( <i>Мічурінське, Центральне</i> )*	265032,45	0,2650	290	10,0	1,4
Смолінська ( <i>Ватутінське</i> )*	243721,8	0,2437	278,5	16,0	32,1
Новокостянтинівська ( <i>Новокостянтинівське</i> )*	23711,85	0,0237	87	20,8	37,9

\* назви родовищ, які розробляються

При проведенні розрахунків відвали шахт розглядалися як кругові площинні джерела винесення пилу з радіусами, наведеними в табл. 7.2. Розрахунки проводилися для 20 значень радіуса в кожному з 16 румбів. За розрахованими значеннями будувалися ізолінії середньорічних доз. Внутрішнє опромінення від продуктів харчування не враховувалося.

### 7.2. Оцінка дозових навантажень та радіаційного ризику від відвалів урановидобувних шахт

Отже, вихідні метеопараметри для моделювання використовувались із міжнародної бази даних (*World Weather resource*) [5]. Для моделювання поширення домішок в атмосфері й формування доз, обумовлених викидами радіонуклідів, використовувався програмний комплекс CAP-88 версія 4.0.1.17 (2019), розроблений в Environmental Protection Agency (Агентство з охорони навколишнього середовища, США) для режиму нормальної роботи установки із крапковим або площинним джерелами викидів.

CAP-88 – це пакет програм, що застосовується у США на виконання закону про чистоту повітря від 1988 р. Цей пакет являє собою набір комп'ютерних програм і баз даних для оцінки дози і радіаційного ризику від надходження низькоактивних радіонуклідів в атмосферу. У праці [6] наведено



опис програмного комплексу CAP-88, який використовували для площинних джерел викидів – відвалів урановидобувних шахт і який є у вільному доступі. Система CAP-88, крім того, дозволяє розраховувати наступні параметри [7]: концентрації радіонуклідів у повітрі; кількість радіонуклідів, що осіли на поверхню землі; концентрації радіонуклідів у продуктах харчування (використовуються моделі наземних харчових ланцюгів, рекомендовані МАГАТЕ); кількість радіонуклідів, що потрапили в організм людини з місцевими продуктами харчування.

*Радіаційний ризик* – це ймовірність виникнення радіаційних ефектів у людини (захворювань, порушень працездатності, передчасної смерті).

Радіаційний ризик можна віднести до всіх надлишкових ракових захворювань, які викликані радіаційним впливом (ризик захворюваності), або тільки до надлишкових смертельних раків (ризик смертності).

Оцінки виконуються за розою вітрів досліджуваної території для кругової сітки відстаней радіусом 80 км від джерела забруднення. Програмний комплекс не застосовується для викидів високої активності, проте налаштований тільки для хронічного опромінення низького рівня.

База даних налічує 825 радіонуклідів плюс 13 ланцюгів розпаду. Дозові коефіцієнти і фактори ризику основані на Публікації 72 Міжнародної комісії з радіаційного захисту (МКРЗ) [8; 9]. Дози розраховуються для 23 внутрішніх органів. Програмний комплекс CAP-88 використовує модифіковане рівняння Гауса для шлейфу викиду, щоб оцінити середнє розсіювання радіонуклідів з декількох джерел і дозволяє оцінювати як точкові, так і площинні (відвали, хвостосховища) джерела.

Сухе осадження розраховується за моделлю вичерпання джерела, а вологе осадження – із застосуванням коефіцієнтів вимивання. Концентрації на поверхні землі та у ґрунті розраховуються для терміну накопичення у 100 років з урахуванням швидкості виведення радіонуклідів з ґрунту, що дорівнює 2 % на рік. У програмному комплексі CAP-88 час опромінення для оцінки доз і ризиків дорівнює 50 років.

Доза і ризик оцінюються комбінуванням впливу радіонуклідів, поглинених людиною за рахунок дихання, споживання харчових продуктів і зовнішнього опромінення від радіонуклідів у повітрі і на поверхні землі. Застосовано методологію, розроблену МКРЗ і описану у публікації № 60 [9].

### 7.2.1. Математична модель

*Розсіювання домішок в атмосферному повітрі.* Для дослідження розсіювання домішок в атмосферному повітрі використовується модифіковане рівняння Гауса:

$$A = \left( \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z\mu} \right) \exp \left[ -\frac{1}{2} \left( \frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right] \left\{ \exp[-0,5(z-H)/\sigma_z]^2 + \exp[-0,5(z+H)/\sigma_z]^2 \right\}, \quad (7.1)$$

де  $A$  – концентрація в повітрі на відстані  $x$  метрів з підвітряного боку у метрів перпендикулярно напрямку вітру і  $z$  метрів над землею,  $\text{Кі}/\text{м}^3$ ;  $Q$  – швидкість надходження радіонуклідів в повітря,  $\text{Кі}/\text{с}$ ;  $\mu$  – швидкість вітру,  $\text{м}/\text{с}$ ;  $\sigma_y$ ,  $\sigma_z$  – горизонтальний і вертикальний коефіцієнти дисперсії,  $\text{м}$ .

Відстань з підвітряної сторони  $x$  входить у рівняння (7.1) через  $\sigma_y$  і  $\sigma_z$ , які є як функціями  $x$ , так і функціями атмосферного класу стабільності за Пасквілем. САР-88 перетворює  $A$  з одиниць  $\text{Кі}/\text{м}^3$  до одиниць  $\text{пКі}/\text{дм}^3$ .

Рівняння (7.1) дає для концентрацій радіонуклідів у повітрі на рівні землі уздовж осьової лінії вихідного шлейфу (при установці значень  $y$  і  $z$  у нуль) такий вираз:

$$A_0 = (Q/\pi\sigma_y\sigma_z\mu) \cdot \exp[-0.5 \cdot (H/\sigma_z)^2].$$

Для розрахунку концентрації в приземному шарі, усередненої по кутовому сектору ( $22,5^\circ$  навколо осьової лінії шлейфу), використовується наступне рівняння:

$$A_{\text{ср}} = f \cdot A_0,$$

$$\text{де } f = \int_0^\infty \exp \left[ -0,5 \cdot \left( \frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right] dy / y_s = \sigma_y (\pi/2)^{1/2} / y_s, \quad (7.2)$$

$$y_s = \tan(11,5^\circ) \cdot x.$$

З підстановкою виразу (7.2) усереднена концентрація нуклідів у повітрі по сектору на рівні землі дорівнює:

$$A_0 = (Q/0,15871 \pi x \sigma_z \mu) \cdot \exp[-0,5 \cdot (H/\sigma_z)^2].$$

Цей метод усереднення по сектору стискає шлейф усередині меж кожного із шістнадцяти пов'язаних один з одним 22,5°-х секторів. Для нестабільних класів атмосфери за Пасквілем, у яких горизонтальне розсіювання є достатньо великим для того, щоб значно виходити за межі сектору, цей метод не дає точних результатів.

Як частина вихідних даних, для оцінюваної області передбачається значення середньої «верхньої межі». Середня концентрація між землею і «верхньою межею», що є концентрацією у повітрі в приземному шарі для значень більших, ніж  $2x$ , може бути записана, так:

$$A_{\text{сеп}} = \left( \int_0^{\infty} A dz \right) / L, \quad (7.3)$$

де  $A$  взято з рівняння (7.1). Результат інтегрування виразу (7.3) буде такий:

$$A_{\text{сеп}} = (Q/2,5066 \sigma_y \mu) \cdot \exp(-y^2/2\sigma_y^2). \quad (7.4)$$

Усереднена по сектору концентрація радіонуклідів у приземному шарі атмосфери може бути отримана заміною експонентного виразу в рівняння (7.4) на  $f$  (рівняння (7.2)):

$$A_{\text{сеп}} = Q/0,397825 xL \mu. \quad (7.5)$$

Врахування повторюваності напрямків вітру для кожної з категорій стабільності атмосфери проводиться за формулою:

$$A_i(x, z) = \sum_j f_{i,j} A_{i,j}(x, z),$$

де  $f_{i,j}$  – частота повторюваності напрямку вітру у визначеному секторі ( $i$ ) для категорії стабільності атмосфери  $j$ ;  $x$  – відстань від джерела.

*Коефіцієнти дисперсії.* Горизонтальні і вертикальні коефіцієнти дисперсії  $\sigma_y$  та  $\sigma_z$ , є різними функціями відстані  $x$  з підвітряного боку для кожного класу стабільності атмосфери за Пасквілем в умовах відкритої місцевості. Коефіцієнти дисперсії наведено у табл. 7.3.

**Горизонтальні і вертикальні коефіцієнти дисперсії як функції відстані  
з підвітряного боку**

Клас стабільності за Паскуіллом	$\sigma_y$	$\sigma_z$
<i>A</i>	$0,22 x(1 + 0,0001 x)^{-1/2}$	$0,2 x$
<i>B</i>	$0,16 x (1 + 0,0001 x)^{-1/2}$	$0,12 x$
<i>C</i>	$0,11 x (1 + 0,0001 x)^{-1/2}$	$0,08 x (1 + 0,0002 x)^{-1/2}$
<i>D</i>	$0,08 x (1 + 0,0001 x)^{-1/2}$	$0,06 x (1 + 0,0015 x)^{-1/2}$
<i>E</i>	$0,06 x (1 + 0,0001 x)^{-1/2}$	$0,03 x (1 + 0,0003 x)^{-1}$
<i>F</i>	$0,04 x (1 + 0,0001 x)^{-1/2}$	$0,016 x (1 + 0,0003x)^{-1}$

*Виснаження шлейфу.* Загальний вміст домішок у шлейфі зменшується під час його руху внаслідок сухого осадження, вимивання опадами («вологого» осадження) на поверхню землі, радіоактивного розпаду і зміни в результаті радіоактивних перетворень у ланцюгу материнських радіонуклідів. Перші три процеси описуються фактором виснаження  $F = Q'/Q$ , що є часткою кількості радіонуклідів, що залишаються в шлейфі до моменту, коли вона віддалиться на відстань  $x$  від точки надходження радіонуклідів у повітря. Результатом дії перших двох процесів виведення з атмосфери є формування потоку випадінь домішок на поверхню землі.

*Сухе осадження* є пропорційним концентрації радіонукліда в приземному шарі атмосфери:  $R_{\text{сух}} = V_{\Gamma} \cdot A$ , де  $R_{\text{сух}}$  – швидкість осадження радіонукліда на одиницю площі (пКі/(см<sup>2</sup>·с));  $V_{\Gamma}$  – швидкість осадження (см/с);  $A$  – концентрація радіонуклідів у приземному шарі атмосфери (пКі/см<sup>3</sup>).

Константа пропорційності  $V_{\Gamma}$  звичайно вище, ніж фактична, тобто вимірювана швидкість осадження радіонуклідів на поверхню землі.  $V_{\Gamma}$  повинна включати осадження радіонуклідів на листя дерев, що згодом опадає на землю і, таким чином, збільшує величину осадження радіонуклідів. Значення за замовчуванням для швидкостей осадження, які використовується програмою CAP-88 дорівнюють  $3,5 \cdot 10^{-2}$  м/с для йоду,  $1,8 \cdot 10^{-3}$  м/с для аерозолів і 0 м/с для газів.

*Вологе осадження.* Частина часток, що вимиваються зі шлейфу внаслідок дощу або снігу, моделюється наступним рівнянням:

$$R_{\text{вол}} = \Phi \cdot A_{\text{сер}} \cdot L,$$

де  $R_{\text{вол}}$  – швидкість осадження на поверхню (пКі/(см<sup>2</sup>·с));  $\Phi$  – коефіцієнт вимивання (с<sup>-1</sup>);  $A_{\text{сер}}$  – середня концентрація радіонуклідів у шлейфі аж до «верхньої межі» (пКі/см<sup>3</sup>);  $L$  – висота «верхньої межі» (рівень тропосферного перемішування, висота шару, що перемішується).

У програмі САР-88 коефіцієнт вимивання розраховується перемноженням частки річних опадів (у см/рік) на  $1 \cdot 10^{-7}$  рік/(см·с).

*Фактор виснаження.* Частка вилучених зі шлейфу радіонуклідів (відношення зменшеного за рахунок перерахованих вище факторів кількості викинутих радіонуклідів  $Q'$  до первісної кількості викинутих радіонуклідів  $Q$ ) для кожної із відстаней  $x$  з підвітряної сторони складається в цьому випадку з трьох компонентів:

$$F = Q'/Q = (Q'/Q)_{\text{вол}} \cdot (Q'/Q)_{\text{сух}} \cdot (Q'/Q)_{\text{роз}} = F_{\text{вол}} \cdot F_{\text{сух}} \cdot F_{\text{роз}}.$$

Частка видалення радіонуклідів за допомогою опадів для кожної з відстаней  $x$  з підвітряного боку дорівнює:

$$F_{\text{вол}} = \exp(-\Phi t),$$

де  $\Phi$  – коефіцієнт вимивання (с<sup>-1</sup>);  $t$  – час (с), за який шлейф може досягти відстані  $x$  з підвітряного боку.

Частка вилучених зі шлейфу радіонуклідів за рахунок сухого осадження виходить з виразу (7.1) прирівнюванням значення  $z$  до нуля (для концентрацій радіонуклідів біля поверхні землі):

$$F_{\text{сух}} = \exp \left\{ - (2/\pi)^{1/2} (V_{\text{сух}}/\mu) \int_0^x \left( \exp \left( - (H - V_{\text{r}}x/\mu)^2 / 2\sigma_z^2 \right) / \sigma_z \right) dx \right\}.$$

Значення вилученої частки для випадків, де  $V_{\text{r}}$  дорівнює нулю, виходять з окремої підпрограми САР-88. Підпрограма використовує значення вилученої частки, розрахованої для послідовності висот виділення радіонуклідів і відстаней з підвітряного боку із застосуванням правила Сімпсона, за наступної

умови:  $V_{\text{вол}} = 0,01$  м/с і  $\mu = 1$  м/с, для кожного класу стабільності за Пасквілем. Підпрограма перетворює ці значення лінійною інтерполяцією до відповідного значення для необхідного напрямку вітру, висоти виділення радіонуклідів і класу стабільності за Пасквілем, і погоджує його з фактичною швидкістю осадження і швидкістю вітру.

Для відстаней з підвітряного боку більших, ніж  $2x$ , видалення радіонуклідів зі шлейфу моделюється таким рівнянням:  $Q'_x / Q'_{2xL} = \exp\left[-(V_{\text{сух}}(x - 2x_L) / L\mu)\right]$ , що розраховує зменшення часток виділених радіонуклідів на відстанях  $x$  та  $2x$ , відповідно.

Частка зменшення кількості радіонуклідів у шлейфі за рахунок радіоактивного розпаду складає:  $F_{\text{роз}} = \exp(-\lambda_r t)$ , де  $\lambda_r$  – ефективна постійна розпаду в шлейфі;  $\lambda_r$  – не є дійсною постійною радіоактивного розпаду у всіх розглянутих випадках.

Для того, щоб розрахувати зменшення часток викинутих радіонуклідів, що відбувається за рахунок радіоактивного розпаду і втрати радіонуклідів від атмосферних опадів, програма CAP-88 використовує наближений розрахунковий метод, що встановлює три швидкості вітру (1 м/с, середню швидкість вітру та 6 м/с), щоб змодельовати реальний спектр розподілу вітру за швидкостями для кожного окремо взятого напрямку вітру і класу стабільності атмосфери за Пасквілем.

*Концентрації на поверхні землі та у ґрунті* розраховуються для тих радіонуклідів, які підпадають під сухе осадження та вимивання. Час накопичення для сумарного осадження прийнято 100 років. Це значення встановлює 100-річний термін для часу, який пройшов після випадіння радіонуклідів. Мається на увазі, що за цей період може відбуватися значне внутрішнє надходження радіонуклідів чи зовнішнє опромінення, пов'язане з їх осадженням на ґрунт.

Після осадження транспортування радіонуклідів розраховується окремими камерними моделями ґрунту і продуктів харчування.

Приріст від материнського радіонукліду розраховується із застосуванням фактору приросту продукту розпаду. Ці фактори розраховуються для 100-річного часу накопичення, при врахуванні швидкості видалення радіонуклідів із ґрунту (з поверхні ґрунту), яка становить 2 % у рік.

### **7.2.2. Результати розрахунків викидів у атмосферу від відвалів урановидобувних шахт – Інгульської, Смолінської та Новокосянтинівської**

При проведенні розрахунків відвали шахт розглядалися як кругові площинні джерела викидів з радіусами, наведеними у табл. 7.2.

Розрахунки проводилися для 20 значень радіуса в кожному з 16 румбів: N, NNW, NW, WNW, W, WSW, SW, SSW, S, SSE, SE, ESE, E, ENE, NE, NNE.

За розрахованим значенням будувалися ізолінії середньорічних доз. Внутрішнє опромінення від продуктів харчування не враховувалося.

#### **Інгульська шахта (Мічуринське, Центральне родовище)**

На рис. 7.3 показана в плані площадка, обмежена квадратом зі стороною 2,2 км, у центрі якої у вигляді кола зображена площа відвалів Інгульської шахти. Центральна вертикальна лінія показує напрямок на північ своїм верхнім кінцем. Центральна горизонтальна лінія своїм правим кінцем указує на схід. На рис. 7.3 наведені ізолінії середньорічних доз за рахунок викиду пилу із відвалів.

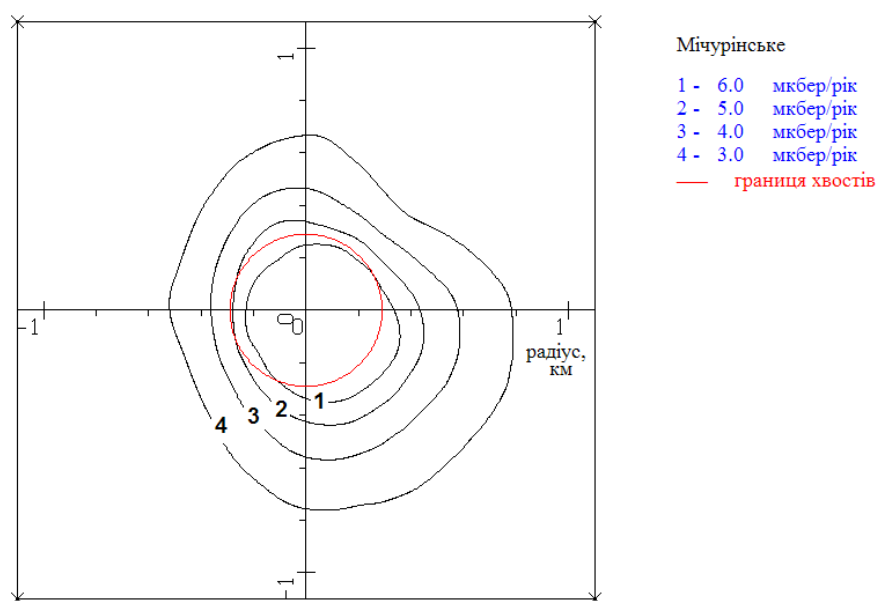


Рис. 7.3. Ізолінії середньорічних доз за рахунок викиду пилу з відвалів Інгульської шахти.

Побудовано чотири ізолінії середньорічних доз зі значеннями величин: 6,5,4,3 мкбер/рік. Як впливає з наведених даних, на границі відвала за рахунок викиду пилу людина може одержати дозу  $\sim 6$  мкбер/рік. За рахунок рози вітрів ізолінії доз витягнуті в напрямку на південний схід, див. розу вітрів на рис. 7.1. На відстані 0,8 км від центра відвала дози знаходяться на рівні  $\sim 3$  мкбер/рік.

### ***Смолінська шахта (Ватутинське родовище)***

На рис. 7.4 показана в плані площадка, обмежена квадратом зі стороною 2,2 км, у центрі якої у вигляді кола зображена площа відвалів Смолінської шахти.

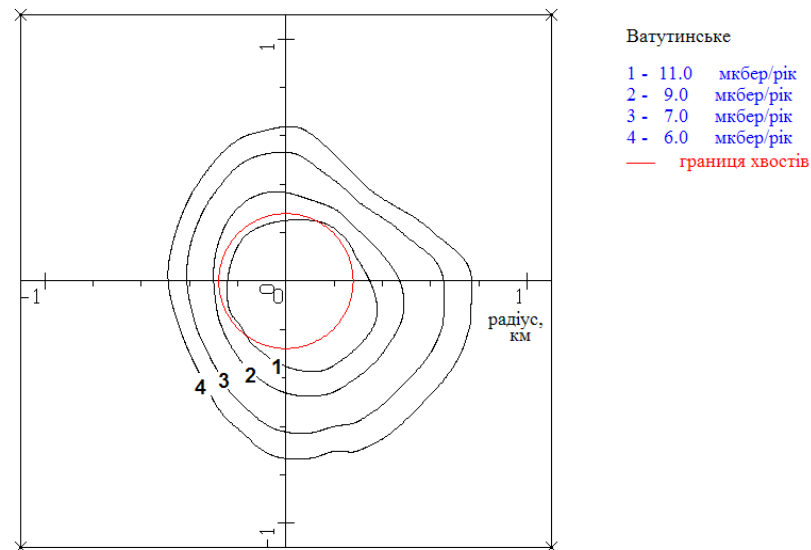


Рис. 7.4. Ізолінії середньорічних доз за рахунок викиду пилу з відвалів Смолінської шахти

Побудовано чотири ізолінії середньорічних доз зі значеннями величин 11,9,7,6 мкбер/рік. Як впливає з наведених даних, на границі відвала за рахунок викиду пилу людина може одержати дозу  $\sim 11$  мкбер/рік. За рахунок рози вітрів ізолінії доз витягнуті в напрямку на південний схід, див. розу вітрів на рис. 7.1. На відстані 0,8 км від центра відвала дози знаходяться на рівні  $\sim 6$  мкбер/рік.

Дози від викиду пилу в районі відвалів Смолинської шахти трохи вище, ніж від викиду пилу в районі відвалів Інгульської шахти. Це пояснюється більшим вмістом урану й торію у відвалах, див. табл. 7.1. та 7.2.



### **Новоколянтинівська шахта (Новоколянтинівське родовище)**

На рис. 7.5 показана в плані площадка, обмежена квадратом зі стороною 2,2 км, у центрі якої у вигляді кола зображена площа відвалів Новоколянтинівської шахти.

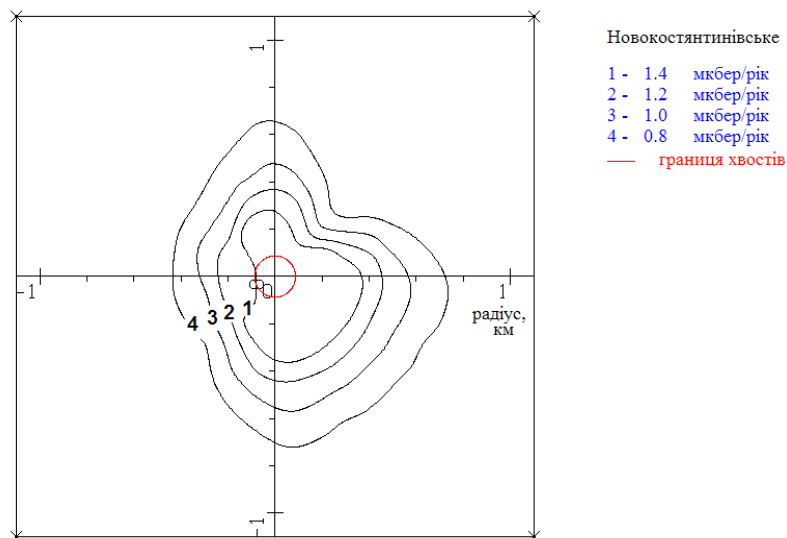


Рис. 7.5. Ізолінії середньорічних доз за рахунок викиду пилу з відвалів Новоколянтинівської шахти

Побудовано чотири ізолінії середньорічних доз зі значеннями величин 1.4, 1.2, 1.0, 0.8 мкбер/рік. Відвали Новоколянтинівської шахти почали складувати набагато пізніше старих відвалів Інгульської та Смолинської шахт. Тому розміри й дози, одержувані від викиду пилу значно менше. Як впливає з наведених даних, від границі відвалів до приблизно 1 км по відстані величини доз приблизно рівні 1 мкбер/рік.

Радіаційний ризик за все життя оцінений у відповідності із Публікацією МКРЗ № 60 [8]. Максимальні дози і радіаційні ризики для заданої відстані від центра відвалів знаходяться в напрямку на схід, див. рис. 7.1. На рис. 7.6 наведена залежність радіаційного ризику за все життя від відстані по радіусу в напрямку на схід для трьох відвалів. Із наведених даних впливає, що максимальний ризик очікується поблизу відвалів Смолинської шахти, небагато менший ризик очікується поблизу відвалів Інгульської шахти, ще значно менший ризик фіксується поблизу відвалів Новоколянтинівської шахти.

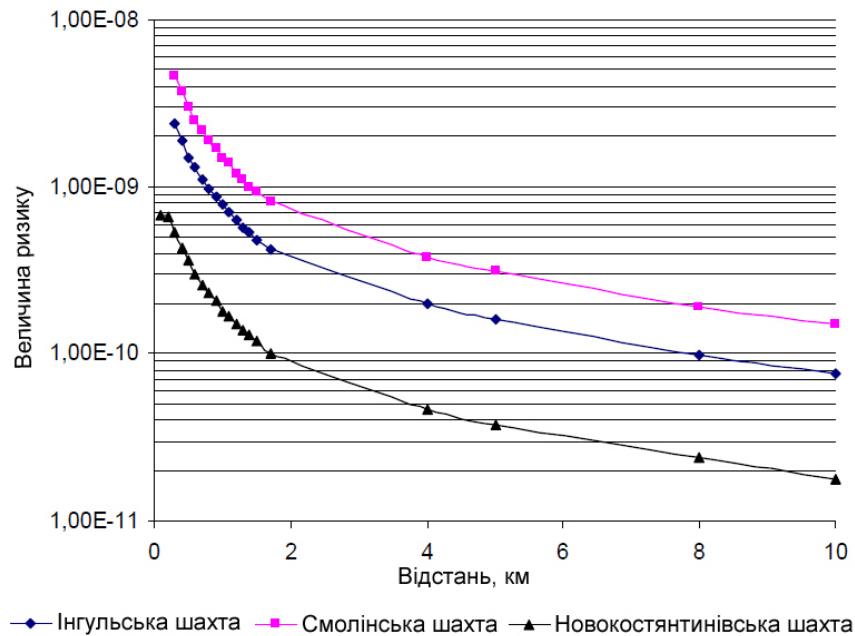


Рис. 7.6. Залежність величини радіаційного ризику від відстані до центру відвалів

Величина радіаційного ризику поблизу границі відвалів перебуває на рівні приблизно  $10^{-9}$  (див. рис. 7.6). У Нормах радіаційної безпеки – 97 зазначено, що радіаційний ризик незначно малий, якщо ймовірність смерті менш  $10^{-6}$  рік<sup>-1</sup> або  $5 \cdot 10^{-5}$  за все життя.

Таким чином, показано, що прижиттєвий радіаційний ризик від викиду пилу з відвалів трьох досліджуваних шахт незначно малий.

### 7.3. Математична модель пилового забруднення південно-східних околиць міста Кропивницький за кліматичними та техногенно-антропогенними показниками

Незважаючи на те, що дози опромінення та ризик смертності від викиду пилу з відвалів шахт незначні, сам факт пилового забруднення в степових районах видобування урану не може не розглядатися з погляду екологічної небезпеки території.

Для прикладу було проаналізовано потенційну небезпеку запиленості повітря в районі довготривалого функціонування найстарішої урановидобувної

шахти Інгульська, що розташована на південно-східній околиці міста Кропивницький, за літній період на прикладі рози вітрів літа 2019 року. Загалом було розглянуто та проаналізовано 15 факторів, що впливають на потенційну загрозу запиленості повітря для 27 прогнозованих ситуацій (табл. 7.4–7.6).

Таблиця 7.4

### Фактори, що впливають на потенційну загрозу запиленості повітря

№ з/п	Рівень загрози	Техногенно-антропогенні фактори									
		у межах СЗЗ						населені пункти			
		Площа відвалів м <sup>2</sup>		U в пилуватій фракції відвалів, %		Фракція ≥ 0.25 у пробі з відвалів, %		відстань від СЗЗ ГВП, км		потужність дози на висоті 1 м, мкЗв/г	
		A	A <sup>1</sup>	Б	Б <sup>1</sup>	В	В <sup>1</sup>	Г	Г <sup>1</sup>	Д	Д <sup>1</sup>
1	1	130 000-160 000	1	< 0,005	1	< 5	1	> 5	1	0,08-0,09	1
2	1	161 000-190 000	2	0,005-0,01	2	5-9	2	3,1-5	2	0,10-0,11	2
3	2	191 000-265 000	3	0,02-0,03	3	10-14	3	2,1-3	3	0,12-0,13	3
4	2	≥ 265 000	4	0,04-0,06	4	> 15	4	1-2	4	> 0,13	4

Кліматичні фактори																			
ПнЗ		Пн		ПнС		ПдС+С		Пд		ПдЗ		З		швидкість вітру, м/с				опад (Д+Г)	
Е	Е <sup>1</sup>	Є	Є <sup>1</sup>	Ж	Ж <sup>1</sup>	З	З <sup>1</sup>	И	И <sup>1</sup>	І	І <sup>1</sup>	Ї	Ї <sup>1</sup>	Й	Й <sup>1</sup>	И <sup>2</sup>	И <sup>3</sup>	К	К <sup>1</sup>
11-9	1	11-9	1	11-9	1	< 2	1	< 2	1	11-9	1	11-9	1	≤ 2	1	30-22	1	14-9	1
8-5	2	8-5	2	8-5	2	4-2	2	4-2	2	8-5	2	8-5	2	4-3	2	21-14	2	8-5	2
4-2	3	4-2	3	4-2	3	8-5	3	8-5	3	4-2	3	4-2	3	6-5	3	13-6	3	5-2	3
< 2	4	< 2	4	< 2	4	11-9	4	11-9	4	< 2	0	< 2	0	≥ 6	4	< 5	4	< 2	4

Таблиця 7.5

### Напрямок вітру влітку 2019 року

Напрямок вітру	Північно-західний ПнЗ	Північний Пн	Північно-східний ПнС	Східний С	Південно-східний ПдС	Південний Пд	Південно-західний ПдЗ	Західний З
Дні	20	21	16	9	2	2	4	18
%	22	23	17	10	2	2	4	20

Вихідні дані для прогнозування запиленості повітря брались для 27 прогнозованих ситуацій, враховуючи техногенно-антропогенні та кліматичні (напрямок вітру – для південно-східної та східної околиць міста) фактори (табл. 7.6).

Усі ситуації було розподілено на 2 групи: група 1 – з низьким та група 2 – з високим рівнем потенційної загрози запиленості повітря.

Таблиця 7.6

## Вихідні дані для моделювання запиленості повітря

№ пп	Ступінь ризи-ку	Місяць	Техногенно-антропогенні									
			у межах СЗЗ						населені пункти			
			Площа відвалів ,м <sup>2</sup>		U в пилуватій фракції відвалів, %		фракція ≥ 0.25 у пробі з відвалів, %		відстань від СЗЗ ГВП, км		потужність дози на висоті 1 м, мкЗв/г	
			А	А <sup>1</sup>	Б	Б <sup>1</sup>	В	В <sup>1</sup>	Г	Г <sup>1</sup>	Д	Д <sup>1</sup>
1	2	червень	≥265 000	4	0.04-0.06	4	> 15	4	1-2	4	>0.13	4
2	2	червень	191 000-265 000	3	0.02-0.03	3	10-14	3	1-2	4	0.12-0.13	3
3	2	червень	191 000-265 000	3	0.02-0.03	3	10-14	3	2,1-3	3	0.12-0.13	3
4	2	липень	191 000-265 000	3	0.005-0.01	2	5-9	2	2,1-3	3	0.12-0.13	3
5	1	липень	161 000-190 000	2	0.005-0.01	2	5-9	2	3,1-5	2	0.12-0.13	3
6	1	липень	161 000-190 000	2	0.005-0.01	2	5-9	2	3,1-5	2	0.12-0.13	3
7	1	серпень	130 000- 160 000	1	< 0.005	1	< 5	1	3,1-5	2	0.10-0.11	2
8	1	серпень	130 000- 160 000	1	< 0.005	1	< 5	1	3,1-5	2	0.10-0.11	2
9	1	серпень	130 000- 160 000	1	< 0.005	1	< 5	1	>5	1	0.08-0.09	1
10	2	червень	≥265 000	4	0.04-0.06	4	> 15	4	1-2	4	>0.13	4
11	2	червень	191 000-265 000	3	0.02-0.03	3	10-14	3	1-2	4	0.12-0.13	3
12	2	червень	191 000-265 000	3	0.02-0.03	3	10-14	3	2,1-3	3	0.12-0.13	3
13	1	липень	161 000-190 000	2	0.005-0.01	2	5-9	2	2,1-3	3	0.12-0.13	3
14	1	липень	161 000-190 000	2	0.005-0.01	2	5-9	2	2,1-3	3	0.12-0.13	3
15	1	липень	161 000-190 000	2	0.005-0.01	2	5-9	2	3,1-5	2	0.12-0.13	3
16	1	серпень	130 000- 160 000	1	< 0.005	1	< 5	1	3,1-5	2	0.10-0.11	2
17	1	серпень	130 000- 160 000	1	< 0.005	1	< 5	1	3,1-5	2	0.10-0.11	2
18	1	серпень	130 000- 160 000	1	< 0.005	1	< 5	1	>5	1	0.08-0.09	1
19	2	червень	≥265 000	4	0.04-0.06	4	> 15	4	1-2	4	>0.13	4
20	2	червень	≥265 000	4	0.02-0.03	3	10-14	3	1-2	4	0.12-0.13	3
21	2	червень	191 000-265 000	3	0.02-0.03	3	10-14	3	2,1-3	3	0.12-0.13	3
22	1	липень	161 000-190 000	2	0.005-0.01	2	5-9	2	2,1-3	3	0.12-0.13	3
23	1	липень	161 000-190 000	2	0.005-0.01	2	5-9	2	2,1-3	3	0.12-0.13	3
24	1	липень	161 000-190 000	2	0.005-0.01	2	5-9	2	3,1-5	2	0.12-0.13	3
25	1	серпень	130 000- 160 000	1	< 0.005	1	< 5	1	3,1-5	2	0.10-0.11	2
26	1	серпень	130 000- 160 000	1	< 0.005	1	< 5	1	>5	1	0.10-0.11	2
27	1	серпень	130 000- 160 000	1	< 0.005	1	< 5	1	>5	1	0.08-0.09	1

Закінчення табл. 7.6

Кліматичні фактори																					
№ з/п		ПнЗ		Пн		ПнС		ПдС+С		Пд		ПдЗ		З		Швидкість вітру, м/с		Опади		ПнЗ	
		Е	Е <sup>1</sup>	Є	Є <sup>1</sup>	Ж	Ж <sup>1</sup>	З	З <sup>1</sup>	И	И <sup>1</sup>	І	І <sup>1</sup>	Ї	Ї <sup>1</sup>	Й	Й <sup>1</sup>	И <sup>2</sup>	И <sup>3</sup>	К	К <sup>1</sup>
1	2	<2	4	11-9	1	11-9	1	8-5	3	<2	1	<2	0	<2	0	6-5	3	13-6	3	3	3
2	1	<2	4	11-9	1	11-9	1	8-5	3	<2	1	<2	0	<2	0	6-5	3	13-6	3	3	3
3	1	8-5	2	11-9	1	11-9	1	8-5	3	<2	1	<2	0	<2	0	6-5	3	13-6	3	5-4	2
4	1	11-9	1	8-5	2	<2	4	<2	1	<2	1	<2	0	11-9	1	4-3	2	21-14	2	8-6	1
5	1	11-9	1	8-5	2	<2	4	<2	1	<2	1	<2	0	11-9	1	≤2	1	30-22	1	8-6	1
6	1	11-9	1	8-5	2	8-5	2	<2	1	<2	1	<2	0	11-9	1	6-5	3	13-6	3	5-4	2
7	2	11-9	1	11-9	1	11-9	1	<2	1	5-2	2	<2	0	<2	0	4-3	2	21-14	2	<2	4
8	2	11-9	1	11-9	1	11-9	1	<2	1	5-2	2	<2	0	<2	0	4-3	2	21-14	2	<2	4
9	2	11-9	1	11-9	1	8-5	2	<2	1	5-2	2	<2	0	<2	0	≤2	1	30-22	1	<2	4
10	2	<2	4	11-9	1	11-9	1	8-5	3	<2	1	<2	0	<2	0	6-5	3	13-6	3	4-3	3
11	1	<2	4	11-9	1	11-9	1	8-5	3	<2	1	<2	0	<2	0	6-5	3	13-6	3	4-3	3
12	1	8-5	2	11-9	1	11-9	1	8-5	3	<2	1	<2	0	<2	0	6-5	3	13-6	3	5-4	2
13	1	11-9	1	8-5	2	<2	4	<2	1	<2	1	<2	0	11-9	1	4-3	2	21-14	2	8-6	1
14	1	11-9	1	8-5	2	<2	4	<2	1	<2	1	<2	0	11-9	1	≤2	1	30-22	1	8-6	1
15	1	11-9	1	8-5	2	8-5	2	<2	1	<2	1	<2	0	11-9	1	6-5	3	13-6	3	5-4	2
16	2	11-9	1	11-9	1	11-9	1	<2	1	5-2	2	<2	0	<2	0	4-3	2	21-14	2	<2	4
17	2	11-9	1	11-9	1	11-9	1	<2	1	5-2	2	<2	0	<2	0	4-3	2	21-14	2	<2	4
18	2	11-9	1	11-9	1	8-5	2	<2	1	5-2	2	<2	0	<2	0	≤2	1	30-22	1	<2	4
19	1	<2	4	11-9	1	11-9	1	8-5	3	<2	1	<2	0	<2	0	6-5	3	13-6	3	3	3
20	1	<2	4	11-9	1	11-9	1	8-5	3	<2	1	<2	0	<2	0	6-5	3	13-6	3	3	3
21	1	8-5	2	11-9	1	11-9	1	8-5	3	<2	1	<2	0	<2	0	6-5	3	13-6	3	5-4	2
22	1	11-9	1	8-5	2	<2	4	<2	1	<2	1	<2	0	11-9	1	4-3	2	21-14	2	8-6	1

Прогнозовані ситуації складались таким чином: група 1 – низький ризик, майже відсутній: відстань від джерела забруднення більше 2 км, площа відвалів зменшується, відповідно зменшується і відсоток пилової фракції, що містить уран, напрямок вітру – будь який, окрім ПдС та Пд, швидкість вітру – менше 6 м/с; група 2 – ризик забруднення присутній: відстань від джерела забруднення менше 2 км, площа відвалів така, яка існує на сьогоднішній момент – тобто  $\geq 265\ 000$  (4), високий відсоток пилової фракції з ураном, швидкість вітру більше 6 м/с, напрямок вітру – ПдС+Пд (у такому випадку вітер буде безпосередньо у напрямку до околиць міста Кропивницький).

Для зменшення прогнозованої загрози забруднення повітря розглядаються варіанти зменшення площі відвалів принаймні удвічі. Вміст урану в пиловатій фракції відвалів наведено за даними [4]. Південно-східний і південний (ПдС+Пд) напрямки вітру розглядаються як найбільш потенційно загрозові, оскільки в такому випадку запиленість загрожує південно-східній і східній околицям міста Кропивницький, розташованим на відстані від 1,5 км до 5 км від промислового майданчика шахти і транспортних шляхів вивезення руди.

Для об'єктивізації визначення рівня потенційної загрози запиленості повітря застосовувався метод дискримінантних функцій. Даний метод має ряд переваг: враховує варіабельність включених в модель параметрів, розглядає ознаки як загальну сукупність та визначає найбільш значущі з них, показує питому вагу впливу кожної ознаки на формування кінцевого висновку. Перед проведенням дискримінантного аналізу всі ознаки було закодовано (табл. 7.5) і поставлено у відповідність 16-вимірному вектору, який враховує відсутність, наявність, спрямованість і величину кожної ознаки.

Для оцінки ступеня інформативності параметрів моделі був використаний однофакторний дисперсійний аналіз, що дозволяє оцінити ступінь впливу окремо взятої ознаки на результат прогнозування, для чого висувалася й оцінювалася нульова гіпотеза про відсутність такого впливу. Одночасно із цим висувалася альтернативна гіпотеза, що стверджує, що такий вплив

досліджуваної ознаки  $\epsilon$ . З метою перевірки гіпотези розраховувався критерій Фішера (F). Спостережуване значення критерію Фішера ( $F_H$ ) дорівнювалось із критичним значенням цього критерію ( $F_{кр}$ ), що залежало від рівня значущості  $p$  ( $< 0,05$ ). Якщо  $F_H > F_{кр}$ , то приймалася альтернативна гіпотеза, що давала змогу стверджувати з імовірністю не менш 0,95 % вплив досліджуваної ознаки на результат прогнозування. У результаті такого аналізу було виявлено три статистично достовірні ознаки, що не корелюють між собою, які дозволяють визначати рівень потенційної загрози запиленості повітря (табл. 7.7).

Таблиця 7.7

### Результати оцінки ступеня інформативності параметрів моделі

Предиктори, що увійшли до моделі	Точне значення $F_H$	Значущість
ПдС+С	141,667	0,001
Площа відвалів, м <sup>2</sup>	95,368	0,009
Уран в пиловатій фракції відвалів, %	104,212	0,001

Дані ознаки надалі були використані як основні під час побудови «вирішального правила» математичної моделі прогнозування рівня потенційної загрози запиленості повітря у вигляді рівнянь:

$$F_1(X) = 13,989 \cdot X_1 - 10,018 \cdot X_2 + 10,514 \cdot X_3 - 8,640;$$

$$F_2(X) = 43,502 \cdot X_1 - 35,830 \cdot X_2 + 33,664 \cdot X_3 - 64,748,$$

де  $X_1$  – площа відвалів;  $X_2$  – уран в пиловатій фракції відвалів;  $X_3$  – напрямок вітру південно-східний та/або східний

Отримані значення змінних  $F_1(X)$  і  $F_2(X)$  порівнюють між собою й за виконання умови  $F_1(X) > F_2(X)$  можна стверджувати про низький рівень потенційної загрози запиленості повітря. Отримані коефіцієнти і константи дискримінантних рівнянь відображають лінійну регресійну безліч відповідних показників, що мають найбільший вплив на прогнозування потенційної загрози запиленості повітря.

На основі отриманого значення дискримінантних функцій було побудовано графіки розподілу значень  $F_1(X)$  і  $F_2(X)$  (рис. 7.7), де  $a$  – графік розподілу для групи 1,  $b$  – для групи 2.

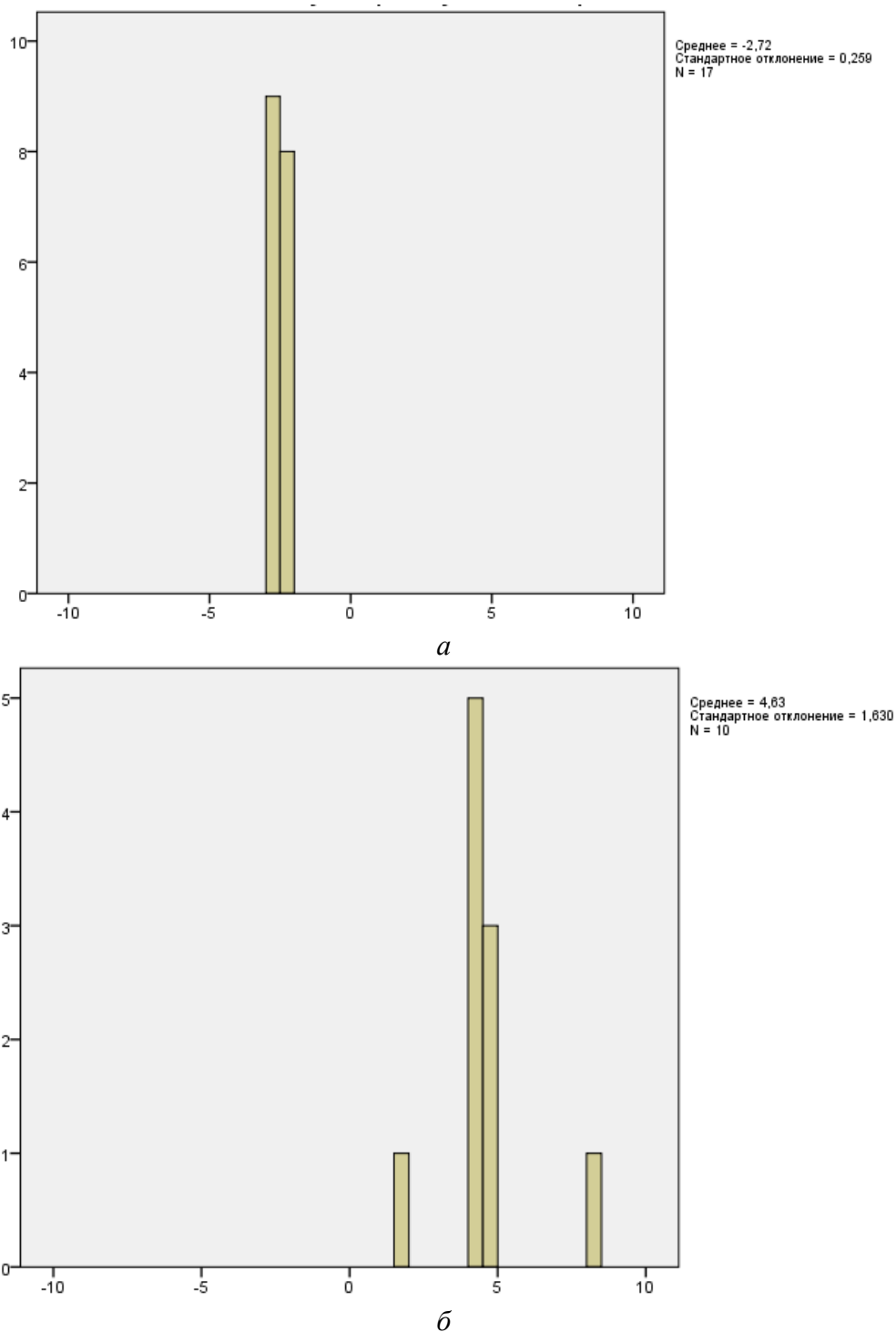


Рис. 7.7. Розподіл значень дискримінантної функції:  
 $a$  – група 1;  $б$  – група 2

Оцінка ступеня оптимального розподілу на групи, корисність дискримінантних функцій і кількість функцій, що мають реальний зміст при визначенні відмінностей між групами, були оцінені за допомогою коефіцієнтів канонічної кореляції. Аналізуючи отримане значення коефіцієнта канонічної кореляції, яке склало 0,965, можна зробити висновок, про існування високого



позитивного зв'язку між реальним процесом та прогнозованим значенням за допомогою отриманої математичної моделі, що також підтверджується високим відсотком поглинаючої дисперсії цієї функції (99,0 %).

Оцінка значущості дискримінантних функцій була перевірена  $\lambda$ -статистикою Уїлкса (табл. 7.8), згідно з формулою:

$$\lambda_i^* = \prod_{i=k+1}^g \frac{1}{1 + \lambda_i},$$

де  $k$  – кількість обчислених функцій;  $\lambda_i$  – власне значення.

Таблиця 7.8

#### Оцінка значущості дискримінантної функції

Тест функції	Лямбда Уїлкса	Ступінь волі, $df = k + 1$	Значущість
1 до 2	0,069	3	0,001

Проведений тест « $\lambda$ -Уїлкса» продемонстрував, що рівень відмінностей досить значущий ( $p = 0,001$ ).

Точність класифікації, згідно з отриманою моделлю, оцінена на підставі порівняння збігів прогнозованої і фактичної груп і представлена в табл. 7.9.

Таблиця 7.9

#### Точність класифікації за результатами використання моделі

Першочергова приналежність	Ризик забруднення	Прогнозована приналежність		Всього
		Група 1	Група 2	
Кількість	Група 1	17	0	17
	Група 2	1	9	10

Таким чином, розроблена математична модель коректно дозволяє визначити рівень потенційної загрози запиленості повітря у  $96,3 \pm 3,6$  % усіх випадків.

## Висновки до розділу 7

Дослідження унікальних породних відвалів урановидобування Кіровоградської урановорудної субпровінції трьох шахт – Інгульської, Смолінської, Новокосянтинівської дозволили визначити їх як джерела запиленості приземних шарів атмосферного повітря дрібнодисперсним пилом (менше 0,25 мм), який містить уран, продукти його розпаду та супутні елементи.

Відвали урановидобування слугують джерелом радіоактивного запилення довкілля, в т.ч. селітебних територій. Уран накопичується у пиловатій фракції, де його вміст складає 0,01–0,06 %. З урахуванням геолого-геохімічних характеристик альбітитових родовищ радіоактивні елементи, важкі метали та інші елементи-супутники уранового зруденіння виносяться з відвалів вітрами та атмосферними водами з подальшою їх міграцією у систему підземних вод, поступовим проникненням у ґрунти і біологічні об'єкти.

Проведено розрахунки площі відвалів з використанням даних супутника Sentinel-2 та цифрової моделі рельєфу земної поверхні (SRTM, 2000).

Визначено дози опромінення і ризик смертності від пилового надходження радіонуклідів в атмосферу від породних відвалів. Встановлено, що найбільша доза опромінення, яку може отримати людина, дорівнює 11 мкбер/рік. Доведено, що прижиттєвий радіаційний ризик від надходження радіоактивного пилу в атмосферу дорівнює  $10^{-9}$  рік<sup>-1</sup> і є зневажливо малим, значно меншим за нормативні показники. Радіаційний ризик максимальний поблизу границі відвалів. Збільшення площі відвалів призведе до збільшення доз для населення. Тому бажано зі збільшенням площі відвалів застосовувати заходи щодо зменшення викиду пилу.

Визначено, що прижиттєвий радіаційний ризик від викиду пилу з відвалів трьох досліджуваних шахт зневажливо малий. Проте, сам факт пилового забруднення в степових районах видобування урану не може не розглядатися з точки зору екологічної небезпеки для здоров'я людини та довкілля.

Результати комплексних досліджень виявили основні шляхи для прогнозування потенційної небезпеки запиленості повітря (на прикладі промислової площадки Інгульської шахти).

Розроблена математична модель на базі методу дискримінантних функцій, що враховує площу відвалів, вміст урану в пилюватій фракції та напрям вітру південно-східний та/або східний, коректно дозволяє визначити рівень потенційної загрози запиленості повітря у  $96,3 \pm 3,6$  % усіх випадків для південно-східної та східної околиць міста Кропивницький.

### СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Фомін Ю. О., Деміхов Ю. М., Верховцев В. Г., Дудар Т. В. Форми знаходження елементів-супутників урану у альбітитах Українського щита. *Геохімія техногенезу*: зб. наук. праць ІГНС НАН України. Київ, 2019. Вип. 2 (30). С. 106–118. DOI: 10.15407/geotech2019.30.106. .

2. Елементи-супутники уранового зруденіння альбітитової формації Українського щита та їх вплив на навколишнє середовище / Ю. О. Фомін, Ю. М. Деміхов, В. Г. Верховцев, Т. В. Дудар, Н. М. Борисова, З. М. Кравчук. *Екологічна безпека та природокористування*: зб. наук. праць. 2020. Т. 33. № 1. С. 42–58..

3. Белевцев Я. Н., Егоров Ю. П., Титов В. К. и др. Средние содержания урана и тория в главнейших типах горных пород Украинского щита/ *Геологичний журнал*. 1975. 35. Вып. 4. С. 96–117.

4. Техногенне забруднення радіоактивними елементами на родовищах корисних копалин / В. О.Шумлянський та ін. Київ: Знання України, 2003. 133 с.

5. World Weather. [Електронний ресурс]. URL: <https://worldweather.ru/archive/ukraine/kirovohrad/>.

6. Reid Rosnick. CAP88-PC Version 4.0. June 13, 2016. User Guide. Trinity Engineering Associates, Inc. 8832 Falmouth Dr. Cincinnati, OH 45231-5011. 276 pp.

7. Звіт «Розробка матеріалів оцінки впливу на навколишнє середовище при експлуатації Запорізької АЕС». Частина 2. Повітряне середовище. Вплив радіаційного фактору на атмосферне повітря. URL:

<https://www.npp.zp.ua/sites/default/files/unmanaged/activities/lifetime-extension/docs/eia-641/book-3-2.pdf>

8. ICRP72 International Commission on Radiological Protection, “Age Dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides”. Part 5. Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients” ICRP Publication 72, Pergamon Press, Oxford, 1996.

9. Radiation Protection. ICRP Publication 60. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (ICRP). N.Y.: Pergamon Press, 1991. 197 pp.

10. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2000 Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly, with annexes. New York, 2000.

## ВИСНОВКИ

Дисертаційну роботу присвячено вирішенню актуальної проблеми підвищення рівня екологічної безпеки територій уранової спадщини з техногенно-підсиленими джерелами природного походження та урахуванням потенційної радононебезпеки. Результати дослідження дозволяють сформулювати такі висновки.

1. Аналіз світового досвіду показав, що забезпечення екологічної безпеки територій з техногенно-підсиленими джерелами природного походження слід розглядати у аспекті радіаційної небезпеки при видобуванні корисних копалин, що містять радіоактивні речовини, та радонової небезпеки від джерел переважно природного походження. Важливість радонової проблеми на національних рівнях широко сприйнята у світі. Міжнародні стандарти рекомендують визначати радононебезпечні локації, де надходження радону в будівлі очікується вище, ніж на інших територіях. На сьогодні в Україні відсутній національний план дій щодо зниження радіаційних ризиків від радону. Інформація щодо радононебезпеки території України відсутня на Європейських картах природної радіації.

2. Розроблено методологію, що включає теоретичні та практичні дослідження, зокрема методи дистанційного зондування Землі при вивченні просторових особливостей трансформації довкілля в урановидобувних регіонах; методи геопросторового аналізу для картування чинників радононебезпеки територій; метод дискримінантних функцій для визначення рівня радононебезпеки території; методи теорії ймовірностей та математичної статистики для обробки результатів вимірювань та моделювання.

3. Науково обґрунтовано критерії визначення територій уранової спадщини у форматі “*post-uranium legacy sites*”. Визначено дев'ять локацій в межах Кіровоградської урановорудної субпровінції: території відпрацьованих уранових родовищ шахтним способом та методом підземного свердловинного вилуговування, діючих урановидобувних та переробних підприємств, що

використовувались в минулому “*affected by past practices*”, де рівень радіоактивності помітно перевищує фоновий і значення потужності експозиційної дози досягають 350 мкЗв/год, а компоненти довкілля характеризуються підвищеним вмістом урану (гірські породи – до 40–53 г/т; ґрунти – до  $0,5\text{--}1,9 \cdot 10^{-4}$  %; вода –  $5 \cdot 10^{-6}$  г/л –  $9 \cdot 10^{-2}$  г/л), продуктів його розпаду та супутніх елементів.

4. Виділено та узагальнено 13 факторів радонової небезпеки (природні поклади урану; вміст урану в гірських породах, корі вивітрювання, ґрунтах, воді; потужність та гамма-активність порід осадового чохла; просторова щільність розломів достовірних і недостовірних та лінеаментів 3,4 та 5,6,7 порядків; відстань від санітарно-захисної зони видобувного підприємства; потужність дози на висоті 1 м) для ідентифікації радононебезпечних зон в межах територій суб’єктів господарювання на локальному рівні.

5. Аналіз факторів радонової небезпеки надав можливість розробити класифікацію потенційних рівнів радонової небезпеки. Виділено 4 рівні радонової небезпеки: *перший* – локації, розташовані в зонах з найменшою просторовою щільністю розломів 0,11–0,26 км на 25 км<sup>2</sup> та лінеаментів 3–4 порядків 0,2–1,52 км на 1 км<sup>2</sup>, часто з найпотужнішим осадовим чохлом; *другий* – з просторовою щільністю розломів 0,27–0,41 км на 25 км<sup>2</sup> та лінеаментів 1,53–3,65 км на 1 км<sup>2</sup>; *третій* – з просторовою щільністю розломів 0,42–0,56 км на 25 км<sup>2</sup> та лінеаментів 3,66–5,78 км на 1 км<sup>2</sup>; *четвертий* – локації найвищого рівня радонової небезпеки, зосереджені в зонах з найбільшою просторовою щільністю розломів 0,57–0,71 км на 25 км<sup>2</sup> та лінеаментів 3–4 порядків 5,79–7,9 км на 1 км<sup>2</sup>, де компоненти довкілля характеризуються найвищим вмістом урану та продуктів його розпаду.

6. Розроблена математична модель визначення рівня радононебезпеки територій з використанням методу лінійних дискримінантних функцій. Аналіз 13 факторів радонової небезпеки дозволив виділити 7 найбільш інформативних для моделювання. Модель дозволяє у  $97,50 \pm 0,94\%$  вірно класифікувати рівень

потенційної радонової небезпеки у разі незмінності статистичного розподілу даних нового об'єкта класифікації.

7. Обґрунтовано доцільність і перспективність використання часових серій даних радарної інтерферометрії земної поверхні та часових серій даних дистанційної термометрії земної поверхні як індикаторів екологічної небезпечності територій на об'єктовому рівні.

8. За результатами обробки багатоспектральних космічних знімків та геопросторового моделювання створено серію тематичних карт деградації ґрунтово-рослинного покриву в межах локацій об'єктів території уранової спадщини України.

9. Дослідження унікальних породних відвалів урановидобування Кіровоградської урановорудної субпровінції трьох шахт – Інгульської, Смолінської, Новокостянтинівської дозволили визначити їх як джерела запиленості приземних шарів атмосферного повітря дрібнодисперсним пилом (менше  $0{,}25$  мм), який містить уран, продукти його розпаду та супутні елементи. При цьому проведено розрахунки площі відвалів з використанням даних супутника Sentinel-2 та цифрової моделі рельєфу земної поверхні (SRTM, 2000). Результати комплексних досліджень виявили основні шляхи для прогнозування потенційної небезпеки запиленості повітря (на прикладі промислової площадки Інгульської шахти). Визначено дози опромінення і ризик смертності від пилового надходження радіонуклідів в атмосферу від породних відвалів. Встановлено, що найбільша доза опромінення, яку може отримати людина, дорівнює  $11$  мкбер/рік. Доведено, що прижиттєвий радіаційний ризик від надходження радіоактивного пилу в атмосферу дорівнює  $10^{-9}$  рік $^{-1}$  і є зневажливо малим. Радіаційний ризик максимальний поблизу границі відвалів. Збільшення площі відвалів призведе до збільшення доз для населення.

## **Додаток А**

Акти впровадження результатів дисертаційного дослідження





3. Території переробних підприємств: а) ДП «Східний гірничо-збагачувальний комбінат» (ДП «СхідГЗК») та його хвостосховища б) ВО «Придніпровський хімічний завод» (ВО «ПХЗ») та його хвостосховища.

У більшості країнах території, де триває видобування та/або перероблення уранової сировини, не відносяться до «уранової спадщини» («uranium legacy sites»). Проте ми пропонуємо розглядати ці території у такому контексті, оскільки за довгі роки експлуатації перш за все Мічурінського та Ватутінського родовищ в межах територій шахт пройдено сотні кілометрів гірничих виробок, пробурено тисячі кілометрів свердловин та самі території набули усі ознаки радіоактивно забруднених та потребують проведення моніторингу з подальшою рекультивацією земель.

Проаналізовано та узагальнено особливості впливу на довкілля, що обумовлюються надходженням разом із відходами радіоізотопів трьох радіоактивних сімейств – урану-238, урану-235 і торію-232. Радіоактивність в основному пов'язана із сімейством урану-238. Рівень радіоактивності відходів різний для різних родовищ і залежить, головним чином, від вихідного вмісту урану в руді, фізико-хімічних властивостей руд і вміщуючих порід, метеорологічних властивостей місцевості, а також активності геохімічних процесів, що протікають на родовищі до його розроблення. Мова йдеться про природне вилуговування, що обумовлює утворення різних співвідношень урану з продуктами його розпаду.

На більшості сучасних уранових підприємств радіоактивне забруднення вище фонового простежується на відстані до 700 м від основного джерела забруднення. На територіях, прилеглих до проммайданчиків уранових рудників, воно обумовлене механічними втратами уранмістячих речовин, дифузним забрудненням ґрунту, який осідає радіоактивним пилом, аерозолями, які утворюються внаслідок експлуатації рудних складів, відвалів, автомобільних доріг та залізниць.




Особливий вид забруднення (атмосферного повітря, підземних та поверхневих вод, ґрунту, рослинності) пов'язаний із роботою гідрометалургійних заводів (ГМЗ). З огляду на те, що в одній тонні руди, що містить 1 кг урану, знаходиться приблизно 0,15 гігабеккереля (ГБк) урану-238 і продуктів його розпаду, після вилучення урану з кожної тонною відходів надходить приблизно 0,1 ГБк радіоактивних продуктів, тобто 100 Бк/г. З точки зору радіаційного впливу на населення переробка урану набагато більш небезпечна, ніж його видобуток шахтним способом.

Проаналізовані території вимагають розробки та впровадження конкретних заходів щодо їх відновлення. Така діяльність потребує великої фінансової підтримки та плідної співпраці між державними установами, у тому числі КП «Кіровгеологія», науково-дослідними інститутами, ДП «СхідГЗК», міжнародними організаціями, органами місцевого самоврядування і неурядовими організаціями.


Від ДУ «ІГНС НАН України»

Від ПЗЕ № 46  
КП «Кіровгеологія»

Відповідальні виконавці:

 Т.В. Дудар  
 В.Г. Верховцев  
 В.В. Покалюк

Відповідальний за впровадження  
(використання) результатів:  
Головний геолог

 В.І. Погукай

«Затверджую»  
 Директор ДУ «ІГНС  
 НАН України»,  
 член-кореспондент  
 НАН України

Ю.Л. Забулонов  
 2020 р.



«Затверджую»  
 Генеральний директор  
 ТОВ «Атомні енергетичні  
 системи України»

Ю.А. Бакаржів  
 2020 р.



**Акт**

**впровадження результатів НДР  
 у виробництво**

одержаних ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України» при виконанні відомчої фундаментальної науково-дослідної теми ІІ-07-16 «Металогенія урану, торію і супутніх елементів в геологічних структурах України та вдосконалення методів пошуку і науковий супровід видобування» та відомчої цільової фундаментальної науково-дослідної теми ІІ-01-17 «Дослідження загроз виникнення надзвичайних ситуацій на об'єктах ядерно-паливного циклу та розробка пропозицій щодо превентивних заходів безпеки» і переданих ТОВ «Атомні енергетичні системи України» на електронному носії у вигляді окремої науково-дослідної розробки «Паспорт родовищ урану за вимогами МАГАТЕ» (автори: Т.В. Дудар, В.Г. Верховцев, Ю.Є. Тищенко) загальним обсягом 5 сторінок.

У запропонованій розробці представлені паспорти уранових родовищ, складені за вимогами МАГАТЕ (англійською мовою). Таке завдання входило в перелік робіт за проектом з УНТЦ «Відбір представницьких зразків уранових руд та руд-концентратів з родовищ України та їх комплексне дослідження» (проект Р 464 2011-2012 рр.), виконаним спільно із представниками національної лабораторії імені Лоуренса, Берклі, США. Було заплановано огляд геологічного матеріалу за родовищами альбітитової формації Українського щита з наступним пробовідбором та дослідженням зразків. Список родовищ обирався за таким підходом: родовища відпрацьовані, такі, що наразі розробляються, та перспективні. Для узагальнення було обрано наступні: Жовторіченське (як відпрацьоване), Мічуринське, Центральне та Вагутинське (наразі розробляються), та Северинівське (перспективне) родовища. Було складено паспорти цих родовищ, в кожному з яких містяться три розділи: загальна, технічна, та геологічна інформація. Результати роботи за цим проектом використані та отримали подальший розвиток при виконанні вище згаданої тематики ДУ «ІГНС НАН України». На підставі розроблених паспортів в подальшому планується розширити перелік родовищ для дослідження та використовувати результати в майбутніх спільних проєктах з іноземними партнерами.

Додаток: Паспорти п'яти уранових родовищ на 5 стор.

Від ДУ «ІГНС НАН України»

Від ТОВ «Атомні енергетичні системи України»

Відповідальні виконавці:

Т.В. Дудар  
 В.Г. Верховцев  
 Ю.Є. Тищенко

Відповідальний за впровадження  
 (використання) результатів:

## ПАСПОРТИ УРАНОВИХ РОДОВИЩ (ЗА ВИМОГАМИ МАГАТЕ)

УКЛАДАЧІ: ДУДАР Т.В., ВЕРХОВЦЕВ В.Г., ТИЩЕНКО Ю.С.

## Жовторіченське родовище

Deposit Country	Zhovtorichenske Ukraine
<b>General information</b>	
Metallogenic Region	Ukrainian crystalline shield. Central-Ukrainian uranium-containing region (oblast). Kryvorizhskiyi and Kremenchutskiyi ore region. Zhovtorichenske ore field.
Owner	State Enterprise "Vostgok", Ministry of Energy and Coal Industry of Ukraine
Prospecting Organization	State Enterprise "Kirovgeologiya", expedition № 10. Discovered in 1946.
Administrative Location	Dnipropetrovska oblast, Pyatikhatky rayon (region).
Economic Region	Agricultural and Industrial
Nomenclature of Map-Sheets	M-36-XXXIY (scale - 1 : 200 000)
Geographic Location	Longitude – 33° 32' east. Latitude – 48° 20' north
Other Data on the Region	Location – suburb of town Zovti Vody, 13 km SW of town Pyatikhatky. Distance to Kryvyi Rig – 69 km by railway.
Structural Location of Region	Ukrainian shield, Ingulskiyi mega block
<b>Technical information</b>	
Tonnage range (t U)	10.000-25000
Grade range (% U)	
Deposit Status	Depleted up to horizons 1200-1500 m
Current Processing Plant	–
Reserves (t U)	Reserves below 1200-1500 m were not evaluated
Grade (% U)	–
Production Period	–
Production Grade (% U)	–
<b>Geological information</b>	
Ore-containing Structure	Kryvorizhskiyi and Kremenchutskiyi synclinorium
Structural Control of Mineralization	Zhovtorichenska stripe of metamorphic rocks of Kryvorizhska series; axial part of sinclinorim
Other Ore Controlling Factors	Saksaganska and Gdantsevskia suites
Genesis of Mineralization	Hydrothermal and metasomatic type of sodium-uranium formation in ferruginous rocks
Geological Age	Paleoproterozoic
Absolute age	1800±20 mln. years
Host Rocks	Albitites and amphibole – magnetite, albitite shales
Wallrock Alteration	Sodium and sodium-carbonate metasomatism is developed on zones of tectonic dislocations. Primary shale-dolomite-quartzite and biotite-chlorite associations were altered with metasomatites. The main rock forming minerals of metasomatites are: albite, aegirine, alkaline amphiboles (riebeckite, arfvedsonite, roduzite, calcium silicates (diopside, actinolite, garnet, talc), carbonates (dolomite, calcite, ankerite, siderite), rarely apatite, malacon, grothite. In similar metasomatites of the Saksaganska suite besides the main set of alkaline minerals, relict magnetite, hematite, sometimes quartz are found.
Commercial Ore Bodies and Zones	Western zone is of columnar morphology, Eastern – stripe-like. Ore bodies thickness – 5/13 m. Depth of formation roof occurrence – from 70 to 115 m.
Mineral Composition of Ores	<u>Major minerals</u> : uraninite, pitchblende, silicates of yellow color. <u>Minor minerals</u> : malacon, acmite (Sc-containing mineral). <u>Major non-metallic minerals</u> : albite, biotite, amphibole. <u>Minor non-metallic minerals</u> : hematite, calcite, magnetite, quartz.
Other Data about Chemical Composition of Ores.	Content of P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> in albitite varies from 0,02 to 0,14 %. Thorium is almost absent.
Mining	The mine was worked out till the depth of 1500 m (in 1990-s).

### Мічуринське родовище

Deposit Country	Michurinske Ukraine
<b>General information</b>	
Metallogenic Region	Ukrainian crystalline shield. Central-Ukrainian uranium-containing region (oblast). Kirovogradskiy ore region. Michurinske ore field.
Owner	State Enterprise "Vostgok", Ministry of Energy and Coal Industry of Ukraine
Prospecting Organization	State Enterprise "Kirovgeologiya", expedition № 37. Discovered in 1964.
Administrative Location	Kirovogradska oblast, Kirovogradskiy rayon (region).
Economic Region	Industrial
Nomenclature of Map-Sheets	M-36-125-XXXIII (of 1 : 200 000 scale)
Geographic Location	Longitude – 32° 18' east. Latitude – 48° 27' north
Other Data on the Region	Location – south-east suburb of Kropyvnytskyi city. Nearby railway stations: Kropyvnytskyi (10 km), Lelekivka (12 km), Kanatove (24 km). Distance to Zovti Vody – 135 km, Kamianske – 180 km.
Structural Location of Region	Ukrainian shield, Ingulskiy mega block
<b>Technical information</b>	
Tonnage range (t U)	10,000–25,000
Grade range (% U)	0.01-0.10
Deposit Status	Operating
Current Processing Plant	SE "Vostgok"
Reserves (t U)	C <sub>1</sub> + C <sub>2</sub> 18492
Grade (% U)	0.081
Production Period	
Production Grade (% U)	94-95 %
Technological Characteristics of Ores	Technologically homogenous, divided into blocks of different technological properties. Processing method: autoclave sulfuric leaching. Radiometric separation.
<b>Geological information</b>	
Ore-containing Structure	Kirovogradska deep fault zone
Structural Control of Mineralization	Major Michurinskyi fault; fault structures and zones of volumetric cataclasis; four big flexures (Northern, Eastern, Central, and Southern).
Other Ore Controlling Factors	Dark-colored minerals (riebeckite, aegirine etc.).
Genesis of Mineralization	Hydrothermal and metasomatic type of sodium-uranium formation. Genetically connected with processes of ultra metamorphism of uranium-containing rocks.
Geological Age	Paleoproterozoic.
Absolute age	1750 ± 50 mln. years
Host Rocks	Apomigmatite, apogranite, apogneiss albitites.
Wallrock Alteration	In the upper part of the vertical metasomatic columnar shoot: albitization, hematitization, carbonatization, desilication, epidotization, silicification. Within selvages of sodium metasomatite bodies: phlogopitization, riebeckitization, aegirinitization.
Other Data on Host Rocks	Unaltered rocks: migmatites, granites (Kirovogradskiy complex), gneissess (Checheliivska suite). Sedimentary cover: 30-60 m.
Commercial Ore Bodies and Zones	49 ore bodies (borehole exploration data); major 26 (operational exploration data). Ore shoots sizes: from 30 to 73 m on strike, and from 30 up to 400 m on pitch. Four ore zones: Central, South-East, two North-East zones.
Inter-mineral and Post-mineral Tectonics of Ore Bodies'	Inter-mineral tectonics: breccias', blastomylonites' joints, zones of tectonic schistosity, volumetric catalasis and minor fracturing feathering the main structures. Post-mineral tectonics: minor fracturing, shear cracks with attrition clay, zones of fracture in ore albitites.
Mineral Composition of Ores	<u>Major ore minerals</u> : brannerite, brannerite oxidated and uraninite. <u>Other ore minerals</u> : uraninite, pitchblende, sooty uranium, coffinite, davidite, hydro-pitchblende, and argit. <u>Major non-metallic minerals</u> : albite (up to 75-90 %), chlorite, phlogopite, riebeckite, aegirine, epidote. <u>Minor non-metallic minerals</u> : carbonate, hematite.
Chemical Composition of Ores	High content of Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , Na <sub>2</sub> O, CaO, CO <sub>2</sub>
Mining	Mining using blasting explosive.
Hydrogeological Mining Conditions	Suitable for mining (even though located under the river Ingul channel). Watering rate is low. Maximum water inflow into mine workings – 180 m <sup>3</sup> /year.

## Центральне родовище

Deposit Country	Tsentrálne Ukraine
<b>General information</b>	
Metallogenic Region	Ukrainian crystalline shield. Central-Ukrainian uranium-containing region (oblast). Kirovogradskiy ore region. Michurinske ore field.
Owner	State Enterprise "Vostgok", Ministry of Energy and Coal Industry of Ukraine.
Prospecting Organization	State Enterprise "Kirovgeologiya", expedition № 37. Discovered in 1964.
Administrative Location	Kirovogradska oblast, Kirovogradskiy rayon (region).
Economic Region	Industrial
Nomenclature of Map-Sheets	M-36-125-XXXIII (of 1 : 200 000 scale)
Geographic Location	Longitude – 32 <sup>0</sup> 18 <sup>1</sup> east. Latitude – 48 <sup>0</sup> 27 <sup>1</sup> north
Other Data on the Region	Location – south-east suburb of Kropyvnytskyi city. Nearby railway stations: Kropyvnytskyi (10 km), Lelekivka (12 km), Kanatove (24 km). Distance to Zovti Vody – 135 km, Kamianske – 180 km.
Structural Location of Region	Ukrainian shield, Ingulskiy mega block
<b>Technical information</b>	
Tonnage range (t U)	10,000–25,000
Grade range (% U)	0.01-0.10
Deposit Status	Operating
Current Processing Plant	SE "Vostgok"
Reserves (t U)	C <sub>1</sub> + C <sub>2</sub> 18492
Grade (% U)	0.081
Production Period	
Production Grade (% U)	94-95 %
Technological Characteristics of Ores	Technologically homogenous, divided into blocks of different technological properties. Processing method: autoclave sulfuric leaching. Radiometric separation.
<b>Geological information</b>	
Ore-containing Structure	Kirovogradska deep fault zone
Structural Control of Mineralization	Major Michurinskyyi fault; fault structures and zones of volumetric cataclasis; four big flexures (Northern, Eastern, Central, and Southern).
Other Ore Controlling Factors	Dark-colored minerals (riebeckite, aegirine etc.).
Genesis of Mineralization	Hydrothermal and metasomatic type of sodium-uranium formation. Genetically connected with processes of ultra metamorphism of uranium-containing rocks.
Geological Age	Paleoproterozoic.
Absolute age	1750 ± 50 mln. years
Host Rocks	Apomigmatite, apogranite, apogneiss albitites.
Wallrock Alteration	In the upper part of the vertical metasomatic columnar shoot: albitization, hematitization, carbonatization, desilication, epidotization, silicification. Within selvages of sodium metasomatite bodies: phlogopitization, riebeckitization, aegirinitization.
Other Data on Host Rocks	Unaltered rocks: migmatites, granites (Kirovogradskiy complex), gneissess (Checheliivska suite). Sedimentary cover: 30-60 m.
Commercial Ore Bodies and Zones	49 ore bodies (borehole exploration data); major 26 (operational exploration data). Ore shoots sizes: from 30 to 73 m on strike, and from 30 up to 400 m on pitch. Four ore zones: Central, South-East, two North-East zones.
Inter-mineral and Post-mineral Tectonics of Ore Bodies'	Inter-mineral tectonics: breccias', blastomylonites' joints, zones of tectonic schistosity, volumetric catalasis and minor fracturing feathering the main structures. Post-mineral tectonics: minor fracturing, shear cracks with attrition clay, zones of fracture in ore albitites.
Mineral Composition of Ores	<u>Major ore minerals</u> : brannerite, brannerite oxidated and uraninite. <u>Other ore minerals</u> : uraninite, pitchblende, sooty uranium, coffinite, davidite, hydro-pitchblende, and urgit. <u>Major non-metallic minerals</u> : albite (up to 75-90 %), chlorite, phlogopite, riebeckite, aegirine, epidote. <u>Minor non-metallic minerals</u> : carbonate, hematite.
Chemical Composition of Ores	High content of Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , Na <sub>2</sub> O, CaO, CO <sub>2</sub>
Mining	Mining using blasting explosive.
Hydrogeological Mining Conditions	Suitable for mining (even though located under the river Ingul channel). Watering rate is low. Maximum water inflow into mine workings - 180 m <sup>3</sup> /year.

### Ватутінське родовище

Deposit Country	Vatutinske Ukraine
<b>General information</b>	
Metallogenic Region	Ukrainian crystalline shield. Central-Ukrainian uranium-containing region (oblast). Kirovogradskyi ore region. Vatutinske ore field
Owner	State Enterprise "Vostgok", Ministry of Energy and Coal Industry of Ukraine
Prospecting Organization	SE "Kirovgeologiya", expeditions №47 and № 37. Discovered in 1970.
Administrative Location	Kirovogradska oblast, Malovyskivskyi rayon (region).
Economic Region	Agricultural
Nomenclature of Map-Sheets	M-36-XXXIII (scale - 1 : 200 000)
Geographic Location	Longitude – 31° 16' east. Latitude – 48° 36' north
Other Data on the Region	Location – south suburb of town Smoline. Nearest railway station – Zlynka (25 km). Distance to Zovti Vody – 165 km.
Structural Location of Region	Ukrainian shield, Ingulskyi mega block
<b>Technical information</b>	
Tonnage range (t U)	25 000-50 000
Grade range (% U)	0.10-0.20
Deposit Status	Operating
Current Processing Plant	SE "Vostgok"
Reserves (t U)	C <sub>1</sub> +C <sub>2</sub> 25383
Grade (% U)	0.132
Production Period	
Production Grade (% U)	
Technological Characteristics of Ores	Technologically homogenous, divided into blocks of different technological properties. Processing method: autoclave sulfuric leaching. Radiometric separation.
<b>Geological information</b>	
Ore-containing Structure	Zvenigorodska and Gannivska deep fault zone
Structural Control of Mineralization	Vatutinska tectonic and metasomatic zone of sub-meridian extension. Ore-controlling fault zones of shift type. Wedge-like morphology. Flexure folding.
Other Ore Controlling Factors	Dark-colored minerals (riebeckite, aegirine), etc.
Genesis of Mineralization	Hydrothermal and metasomatic type of sodium-uranium formation. Genetically connected with processes of ultra metamorphism of uranium-containing rocks.
Geological Age	Paleoproterozoic.
Absolute age	1750 ± 50 mln. years
Host Rocks	Apomigmatite, apogranite, apogneiss albitites. Pre-metasomatic rocks: migmatite (up to 45 %), granite (up to 50-55 %), pegmatoid and orthogneiss (up to 10 %).
Wallrock Alteration	In the upper part of the vertical metasomatic columnar shoot: albitization, hematization, chloritization, epidotization, desilication, carbonatization, saussuritization, desilication silicification. Within selvages of sodium metasomatite bodies: sericitization, phlogopitization, riebeckitization, aegirinization.
Other Data on Host Rocks	<u>Metasomatic zonality</u> : external zone (low altered primary rocks) – diaphthorite rocks – intermediate zone (syenite-like rocks) – internal zone (albitites and commercial mineralization). <u>Geochemical zonality</u> : Na <sub>2</sub> O is predominant over K <sub>2</sub> O in albitites; high content of U, Pb, V and also Li, Rb, Ti, Ba, Sr, Zr, Y, Yb i Th in ores.
Commercial Ore Bodies and Zones	Three main ore zones – Eastern, Central, and Northern-Western; chain of ore bodies of lens-like and complicated isometric forms.
Inter-mineral and Post-mineral Tectonics of Ore Bodies'	Inter-mineral tectonics: brecciation, milotinization, foliation and boudinage; volumetric cataclasis and minor fracturing. Post-mineral tectonics minor fracturing, late cataclasis, attrition clay, sometimes – kakirite. breccias', blastomylonites' joints, zones of tectonic schistosity, cataclazites and fracturing zones feathering the main one.
Mineral Composition of Ores	<u>Major minerals</u> : uraninite, beta-uranotile, sooty uranium, mixture of pitchblende and boltwoodite (nenadkevite). <u>Minor minerals</u> : hydro pitchblende, secondary silicates of yellow color, uranium titanate. Trace minerals: coffinite, brannerite, carnotite. <u>Major non-metallic mineral</u> : albite. <u>Minor non-metallic minerals</u> : chlorite, riebeckite, aegirine, hematite, carbonate, epidote.
Mining	Mining using blasting explosive. Underground block leaching. Heap leaching.
Hydrogeological Conditions	Suitable for mining. Watering rate is low. Two water bearing horizons: underground water horizon in Cainozoic sedimentary rocks (10 m thickness) and fracture water horizon in crystalline rocks (up to 280 m depth).

## Северинівське родовище

<b>Deposit Country</b>	Severynivske Ukraine
<b>General information</b>	
Metallogenic Region	Ukrainian crystalline shield. Central-Ukrainian uranium-containing region (oblast). Kirovogradskiy ore region. Severynivske(Lelekivske) ore field
Owner	State Enterprise "Vostgok", Ministry of Energy and Coal Industry of Ukraine
Prospecting Organization	State Enterprise "Kirovgeologiya", expedition № 37. Discovered in 1968.
Administrative Location	Kirovogradska oblast, Kirovogradskiy rayon (region).
Economic Region	Industrial
Nomenclature of Map-Sheets	M-36-125-XXXIII (scale - 1 : 200 000)
Geographic Location	Longitude – 32° 15' east. Latitude – 48° 35' north
Other Data on the Region	Location – northern suburb of Kropyvnytskyi city. Nearby railway stations: Kropyvnytskyi (10 km), Lelekivka (12 km). Distance to Zovti Vody – 135 km; Kamianske – 180 km.
Structural Location of Region	Ukrainian shield, Ingulskiy mega block
<b>Technical information</b>	
Tonnage range (t U)	25 000-50 000
Grade range (% U)	0.01-0.10
Deposit Status	Dormant
Current Processing Plant	–
Reserves (t U)	C <sub>1</sub> +C <sub>2</sub> 38353
Grade (% U)	0.087
Production Period	–
Production Grade (% U)	–
Technological Characteristics of Ores	Technologically homogenous, divided into blocks of different technological properties. Processing method: autoclave sulfuric leaching. Radiometric separation.
<b>Geological information</b>	
Ore-containing Structure	Kirovogradska deep fault zone.
Structural Control of Mineralization	Severynivska tectonic and metasomatic zone surrounded with cataclases, fractures and flexures of sub-shift type.
Other Ore Controlling Factors	En echelon location of mylonites and cataclases joints, numerous tectonic dislocations of low thickness. Dark-colored minerals.
Genesis of Mineralization	Hydrothermal and metasomatic type of sodium-uranium formation. Genetically connected with processes of ultra metamorphism of uranium-containing rocks.
Geological Age	Paleoproterozoic.
Absolute age	1750 ± 50 mln. years
Host Rocks	Apomigmatite, apogranite, apogneiss albitites.
Wallrock Alteration	In the upper part of the vertical metasomatic columnar shoot: albitization, hematitization, chloritization, carbonatization, desilication, epidotization, silicification. Within selvages of sodium metasomatite bodies: sericitization, phlogopitization, riebeckitization, aegirinization.
Other Data on Host Rocks	Unaltered rocks: migmatites, granites (Kirovogradskiy complex), gneisses (Checheliivska suite). Rocks strike - north-west 320-340°, pitch - north-east 55-65°.
Commercial Ore Bodies and Zones	32 commercial ore bodies (prospecting data). Two extensive ore zones – 36-I and 66-II – 33,1 % and 32,5 % of total uranium reserves. Ore bodies average horizontal thickness: from 1.4 to 27.2 m.
Inter-mineral and Post-mineral Tectonics of Ore Bodies'	Inter-mineral tectonics: breccias', blastomylonites' joints, zones of tectonic schistosity, cataclazites and fracturing zones feathering the main tectonic dislocations. Post-mineral tectonics: wide aureole of quartz-sericite rocks and attrition clay; numerous sites of cataclasis, minor fracturing and cleavage cracks of low thickness.
Mineral Composition of Ores	<u>Major minerals</u> : brannerite and brannerite oxidated . <u>Minor minerals</u> : pitchblende. <u>Trace minerals</u> : sooty uranium, uraninite, secondary silicates of yellow color. <u>Major non-metallic minerals</u> : albite, chlorite, phlogopite, riebeckite, aegirine, epidote. <u>Minor non-metallic minerals</u> : carbonate, magnetite, hematite.
Other Data about Chemical Composition of Ores.	Zr – 0,015-1,020 % (average content 0,122 %); V – 0,036-0,154 %; Pb – mainly of radiogenic origin in average 0.021 %; Au (from traces to 0.03 g/t).
Other Data about Ore Composition and Properties	Content of FeO and Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> – from 1 to 2 % and from 2 to 3,6 %; CO <sub>2</sub> – 1-3,5 %, phosphorus pentaoxide – 3,7 %, sulfuric anhydride – 3,07 %, Mn and Ca oxides – 3-7 %.
Mining	Mining using blasting explosive.
Hydrogeological Mining Conditions	Suitable for mining. Watering rate is low.



«Затверджую»  
 Директор ДУ «ІГНС  
 НАН України»,  
 член-кореспондент  
 НАН України

\_\_\_\_\_ Ю.Л. Забулонов  
 \_\_\_\_\_ 2020 р.



«Затверджую»  
 Генеральний директор  
 ТОВ «Атомні енергетичні  
 системи України»

\_\_\_\_\_ Ю.А. Бакаржієв  
 \_\_\_\_\_ 2020 р.



**Акт  
 впровадження результатів НДР  
 у виробництво**

одержаних ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України» при виконанні відомчої фундаментальної науково-дослідної теми П-07-16 «Металогенія урану, торію і супутніх елементів в геологічних структурах України та вдосконалення методів пошуку і науковий супровід видобування» та відомчої цільової фундаментальної науково-дослідної теми П-01-17 «Дослідження загроз виникнення надзвичайних ситуацій на об'єктах ядерно-паливного циклу та розробка пропозицій щодо превентивних заходів безпеки» і переданих ТОВ «Атомні енергетичні системи України» на електронному носії у вигляді окремої науково-дослідної розробки «Українсько-англійський словник з геології урану» (автори: Т.В. Дудар, В.Г. Верховцев, Ю.Є. Тищенко) загальним обсягом 8 сторінок.

У запропонованій розробці представлений українсько-англійський словник, пов'язаний з питаннями геології урану. Згідно із завданнями робіт за проектом з УНТЦ «Відбір представницьких зразків уранових руд та руд-концентратів з родовищ України та їх комплексне дослідження» (проект Р 464 2011-2012 рр.), виконаним спільно із представниками національної лабораторії імені Лоуренса, Берклі, США, був запланований переклад першої частини монографії «Уранові руди України: Геологія, використання, поводження з відходами виробництва» авторів Лисиченка Г.В., Мельника Ю.П., Лисенка О.Ю., Дудар Т.В. та Нікітіної Н.В. В рамках цього завдання було складено словник за тематикою, де розглядаються питання запасів та класифікації родовищ і рудопроявів урану (генетичної, за запасами, способу видобування тощо), загальній характеристиці родовищ уранових руд світу і України, петрографії та мінералогії (первинні – гіпогенні, вторинні – реліктові, гіпергенні мінерали) родовищ урану. Словник складається з трьох розділів, в яких систематизовано термінологію (близько 350 термінів та терміносполучень) за такими розділами: загальні питання геології та характеристики родовищ урану (209), мінералогія (82) та петрографія (52) родовищ урану. Результати роботи за цим проектом використані та отримали подальший розвиток при виконанні вище згаданої тематики ДУ «ІГНС НАН України», що дозволяє розширити і удосконалити термінологію з геології урану та використовувати її в майбутніх спільних дослідженнях з іноземними партнерами.

Додаток: Українсько-англійський словник з геології урану (8 стор.).

Від ДУ «ІГНС НАН України»

Від ТОВ «Атомні енергетичні системи України»

Відповідальні виконавці:

\_\_\_\_\_ Т.В. Дудар  
 \_\_\_\_\_ В.Г. Верховцев  
 \_\_\_\_\_ Ю.Є. Тищенко

Відповідальний за впровадження  
 (використання) результатів:

\_\_\_\_\_

**Українсько-англійський словник «Геологія урану»**

**Ukrainian-English vocabulary on «Uranium Geology»**

Укладачі: Дудар Т.В., Верховцев В.Г., Тищенко Ю.Є.

**General geological vocabulary (загальна геологія)**

1	аномалія	anomaly
2	антикліналь	anticlinal , anticline
3	аншліф	polished thin section
4	архейський	Archean
5	архейський фундамент	Archean basement
6	безводний (хім.)	anhydrous
7	бітум	bitumen
8	~ твердий бітум	hard bitumen
9	брекчія	breccia
10	~ складна брекчія	complex breccia
11	брекчіювання	brecciation
12	валун	boulder
13	вапняк	limestone
14	виклинювання	fringe
15	відвали	tailings
16	вкрапленість	impregnation
17	~ розсіяна вкрапленість	scatted impregnation
18	~ дрібна вкрапленість	fine impregnation
19	вуглефікація	carbonization coalification
20	вулканізм	volcanism
21	~ андезитовий вулканізм	andesite volcanism
22	~ базальтовий вулканізм	basalt volcanism
23	~ ліпаритовий вулканізм	liparite volcanism
24	геологорозвідувальний	geological prospecting / exploration / survey; geological surveyance
25	герцинський	Hercynian
26	гірнична виробка	mine working; mine tunnel
27	грунтово-рослинний шар	soil-vegetative layer
28	дебаєграма	Debye powder pattern
29	діапір	diapir
30	енергетична мінеральна сировина	energy minerals
31	енергоносій	energy carrier
32	еоцен	Eocene
33	жила	vein
34	~ діагенетична жила	diagenetic vein
35	~ епігенетична жила	epigenetic vein
36	~ сингенетична жила	syngenetic vein
37	залягання	occurrence; bedding
38	~ порушене залягання (гірських порід)	broken bedding
39	~ непорушене залягання	unbroken bedding

	(гірських порід)	
40	залягати	occur
41	запас/ мн. запаси	reserve/ pl. reserves
42	~ вірогідно розвідані запаси	reasonably assured resources
43	~ забалансові запаси	non
44	~ запаси уранових руд	uranium ore reserves
45	~ нерозвідані запаси	undiscovered reserves
46	~ перспективні запаси	challenging resources
47	~ підтверджені запаси	proven reserves
48	~ попередньо оцінені запаси	inferred reserves; estimated additional resources
49	~ прогнозні запаси	expected reserves; speculated resources; probable reserves
50	~ розвідані запаси	explored reserves
51	~ сумарні (загальні) запаси	total reserves
52	захоронення	disposal
53	збагачена руда	beneficiated uranium ore
54	зерно (мінералу)	grain
55	~ ксеноморфне зерно	xenomorphic grain
56	зона неузгоджень	unconformity zone
57	зона пластового окислення	zone of bedded oxidation
58	ізоклінальна складка	isocline fold
59	кайнозой	Cainozoe
60	капітальні витрати	capital outlays
61	карст	karst
62	карстова порожнина	cavern
63	катаклиз	cataclasis
64	коефіцієнт	index; ratio; factor
65	~ коефіцієнт вилучення	extraction ratio
66	~ коефіцієнт рентабельності	profitability index
67	коломорфний	colloform
68	кремінь	flint
69	кристал	crystal
70	~ дрібний кристал	fine crystal
71	~ огранений кристал	faceted crystal
72	~ стовпчастий кристал	columnar crystal
73	лігніт (буре кам'яне вугілля)	lignite
74	метасоматит	metasomatite
75	~ вмісний метасоматит	host metasomatite
76	~ лужний метасоматит	alkaline metasomatite
77	~ натрієвий метасоматит	sodium metasomatite
78	~ підрудний метасоматит	sub-ore metasomatite
79	метасоматичний	metasomatic
80	метасоматоз	metasomatism
81	~ лужний метасоматоз	alkaline metasomatism
82	мінерал	mineral
83	~ акцесорний мінерал	accessory mineral
84	~ другорядний мінерал	minor mineral
85	~ корисний мінерал	commercial mineral
86	~ супутній мінерал	associated mineral

87	молярний	molar
88	~ молярне співвідношення	molar ratio
89	на місці залягання	- in situ
90	надра Землі	the bowels of the earth, earth interior
91	насув	overthrust
92	наукове оцінювання	scientific assessment
93	невелика глибина	shallow depth
94	некондеційна (бідна) руда	halvans; low grade ore
95	неоген	Neogene
96	окварцювання	silicification
97	ордовік	Ordovician (Period)
98	осклування	vitrescence
99	очисний блок	mine face
100	палеозойський	pal(a)ozoic
101	палеозойська ера	pal(a)ozoic era / period
102	палеоген	Palaeogene
103	параметр/ мн. параметри	parameter / pl. parameters
104	~ витримані параметри	stable parameters
105	~ кількісні параметри	quantitative parameters
106	~ мінливі параметри	variable parameters
107	~ невитримані параметри	unstable parameters
108	~ якісні параметри	qualitative parameters
109	перешаровуватись	interstratify
110	перекриваючий (про пласт)	overlying
111	пермська система	Permian formation
112	перспективні родовища урану	Upside uranium deposits
113	підвищена концентрація	enhanced concentration
114	підняття	uplift
115	підтвержені запаси	proven reserves
116	піритизований	pyritized
117	пласт	bed; stratum (pl. strata)
118	пластове родовище	bedded deposit
119	пластовий	bedded
120	поводження з РАВ	Radioactive Waste Management
121	показник мінливості	variability index
122	поклад	bed, deposit
123	поліфазність	polyphasicity
124	порода	rock
125	~ безрудна порода	barren rock
126	~ первинна порода	primary rock
127	~ пуста порода	waste rock; brood
128	~ рихла порода	mouldy rock
129	~ середньозерниста порода	medium-grained rock
130	пошук, пошуковий	reconnaissance
131	приповерхневий	near-surface
132	прогин	trough
133	прожилок	veinlet
134	~ поперечний прожилок	crosscut veinlet

135	радій	radium
136	Рамкова класифікація ООН для запасів і ресурсів родовищ твердих горючих корисних копалин, урану та вуглеводної сировини	United Nations Framework Classification (UNFC) for Solid Fuels and Mineral Commodities
137	розвідка	prospecting; survey
138	~ детальна розвідка	detailed survey; saturation prospecting
139	родовище	deposit
140	~ бідне родовище	low-grade deposit
141	~ багате родовище	high-grade deposit
142	~ велике родовище	large-scale deposit, major deposit
143	~ в резерві (родовище)	for spares
144	~ діюче родовище урану	operating uranium deposit
145	~ діюче родовище цирконію	operating zirconium deposit
146	~ жильне родовище	vein deposit
147	~ корінне родовище	primary deposit
148	~ перспективне родовище	promising deposit
149	~ пластоподібне родовище	tabular
150	~ промислове родовище	commercial (mineable) deposit
151	~ родовищ Вітватерсранд	deposit Witwatersrand
152	~ убоге родовище	lean deposit
153	розлом	fault
154	~ глибинний розлом	deep-seated fault
155	розподіл (корисних компонентів)	distribution (useful components)
156	~ рівномірний розподіл	uniform distribution
157	~ нерівномірний розподіл	nonuniform distribution
158	розробка родовища	field development; mining
159	рослинного походження	phytogenous
160	руда	ore
161	~ золотоносна руда	gold-bearing ore
162	~ малорентабельна руда	low profit ore
163	~ неконденційна (бідна) руда	halvans; low grade ore
164	~ руда I сорту	first-class ore
165	~ руда II сорту	second-class ore
166	~ руда III сорту	third-class ore
167	~ рядова руда	mine-run ore
168	~ тантало-ніобієва руда	tantalum- niobium ore
169	~ фосфоритова руда	phosphorite ore
170	рудоносна порода	ore-bearing rock
171	свердловина	borehole; drill-hole
172	світа	suite
173	січний	counter
174	~ січна жила	counter vein
175	~ січне тіло	counter body
176	силур	the Silurian period
177	сингонія	system
178	~ тетрагональна сингонія	tetragonal system

179	синкліналь	syncline
180	скальна порода	hard rock
181	Скіфська епіпалеозойська плита	Scythian EpiPalaeozoic Plate
182	собівартість	prime cost
183	структура	structure
184	~ блокова структура	block structure
185	~ кубічна структура	cubic structure
186	~ ниркоподібна структура	reniform structure
187	~ розломна структура	fault structure
188	~ складчаста структура	folded structure
189	~ складчасто-розломна структура	folded and fault structure
190	~ смугаста структура	striate structure
191	~ стовпчаста структура (кристалів)	columnar structure
192	~ сферолітова структура	spherulite structure
193	~ тонкозерниста структура	fine-grained structure
194	~ шарувата структура	stratified structure
195	структурне районування	structural zoning
196	схема розміщення	layout
197	схематична карта	schematic map
198	тектоніка	tectonics
199	~ розривна тектоніка	fault tectonics
200	тектонічне порушення	tectonic dislocation
201	торій	thorium
202	Український щит	Ukrainian Shield
203	Українські Карпати	Ukrainian Carpathian
204	умови залягання	position
205	уран містячий	uranium-containing
206	формула	formula
207	~ розширена формула	complete formula
208	штольня	adit
209	четвертинний	Quaternary

### Minerals vocabulary (мінералогія)

1	альбіт	albite
2	акміт	acmite
3	актиноліт	actinolite
4	амфібол лужний амфібол	amphibole alkaline amphibole
5	анкерит	ankerite
6	антраксоліт	anthraxolite (graphitic coal)
7	апатіт	apatite
8	апліт	aplite
9	арфведсоніт	arfvedsonite (Na amphibole)
10	біотіт	biotite
11	бітум	bitumen
12	бекереліт	becquerelite $\text{CaU}_6\text{O}_{19} \cdot 11\text{H}_2\text{O}$
13	бетауранотіл	beta-uranotile

14	бранерит	brannerite
15	<u>бреггерит</u>	broggerite
16	болтвудіт	boltwoodite
17	вандербрэндеїт	vandenbrandeite $\text{CuO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
18	гідрослюда	hydromica
19	гематит	hematite
20	гранат	garnet
21	давідит	davidite
22	двоуранат натрію	sodium diuranite
23	діопсид	diopside
24	доломіт	dolomite
25	егірін	aegirine
26	ільменіт	ilmenite
27	йордизит	jordisite
28	казоліт	kasolite
29	кальцит	calcite
30	карбонат	carbonate
31	карнотит	carnotite
32	кварц	quartz
33	кіновар	cinnabar
34	<u>клевеїт</u>	cleveite
35	кофініт	coffinite
36	ксонотліт	xonotlite
37	лейкоксен	leucoxene (altered Fe- Ti minerals)
38	магнетіт	magnetite
39	малакон ( <i>радіоактивна різновидність циркона</i> )	“malacon” (altered or metamict zircon)
40	малахит	malachite
41	марказит	marcasite
42	мікроклін	microcline
43	монацит	monazite
44	молібденіт	molybdenite
45	настуран	pitchblende
46	нінгіоїт	ningyoite
47	ортит	allanite (orthite)
48	отеніт	autunite
49	пірит	pyrite
50	пірохлор	chalcolamprite
51	рибекіт	riebeckite (Na amphibole)
52	родузит	roduzite
53	рутил	rutile
54	салеїт	saleite
55	самарскіт	samarskite
56	сенж'єрит	senzierite
57	серицитовий сланець	sericite (micaceous) shale (rock type)
58	сидероплезит	sideroplesite ( $\text{Fe, MgCO}_3$ ) – member of isomorphic line siderite – magnesite

59	сидерит	siderite – FeCO <sub>3</sub>
60	склодовскіт	sklodowskite
61	скупіт	schoepite
62	слюда	mica
63	сфен	sphene
64	тальк	talc
65	торберніт	torbernite
66	торіаніт	thorianite
67	тюямуніт	tyuyamunite
68	уранід	uranyl
69	ураніт	uranite
70	уранініт	uraninite
71	уранові слюдки	uranites, autunites
72	уранова чернь	uranium black; sooty uranium
73	уранофан	uranophane
74	флогопіт	phlogopite
75	фумар'єрит	fourmarierite PbU <sub>4</sub> O <sub>13</sub> .4H <sub>2</sub> O
76	халькопірит	chalcopyrite
77	хлорит	chlorite
78	хальколамприт ( <i>пірохлор</i> )	chalcolamprite
79	целестин ( <i>сульфат стронцію</i> )	celestine (celestite)
80	цейнерит	zeunerite
81	циркон	zircon
82	циртоліт	“cyrtolite” (altered or metamict zircon)

### Rocks vocabulary (петрографія)

1	альбіт	albite
2	~ апогнейсовий альбіт	apo-gneiss albite
3	~ апогранітний альбіт	apogranite albite
4	~ апомігматитовий альбіт	apomigmatite albite
5	амфіболіт	amphibolite
6	базальт	basalt
7	брекчія	breccia
8	~ піритизована брекчія	pyritized breccias
9	~ складна брекчія	complex breccia
10	вапняк	limestone
11	вулканіт	vulcanite
12	~ метавулканіт	metavulcanite
13	вулканогенно-осадова порода	volcanogenic-sedimentary rock
14	галька	pebble
15	глина	clay
16	гнейс	gneiss
17	~ біотитовий гнейс	biotites gneiss
18	~ графітовий гнейс	graphitic gneiss
19	граніт	granite
20	~ порфіроподібний граніт	porphyry-like granite
21	~ апліт-пегматоїдний граніт	aplite and pegmatoid granite
22	гранітоїд	granitoid
23	~ архейський гранітоїд	Archean granitoid



24	~ лейкократовий гранітоїд	leucocratic granitoid
25	діабаз	diabase
26	діафторит	diafluoride
27	залізна порода	ferruginous rock
28	каолінит	kaolinite
29	катаклазит	cataclasite
30	кварцит	quartzite
31	конгломерат	conglomerate
32	~ кварцовий конгломерат	quartz conglomerates
33	~ кварцово-гальковий	quartz-pebble conglomerate
34	конгломерат	
35	мігматит	migmatite
36	мікроклініт	microcline
37	мілоніт	mylonite
38	пеліт ( <i>тонкозерниста осадова порода</i> )	pelite
39	пісковик	sandstone
40	порфір	porphyry
41	роговик	hornstone
42	сланець	shale, slate
43	~ вуглецево-силіційний	carbonic-silicium slate
	сланець	carbonaceous shale
44	~ вуглистий сланець	quartz-biotite shale
45	~ кварц-біотитовий сланець	
46	~ тальковий сланець	chlorite-hydromica slate
47	~ хлорит-гідрослюдястий	chlorite-sericite shale
	сланець	uranium-bearing shale
48	~ хлорит-серицитовий сланець	
49	~ ураноносний сланець	
50	торф	peat
51	туф	tuff
52	фосфорит ( <i>осадова порода</i> )	phosphorite

«Затверджую»  
 Директор ДУ «ІГНС  
 НАН України»,  
 член-кореспондент  
 НАН України

Ю.Л. Забулонов  
 2020 р.



«Затверджую»  
 Т.в.о. начальника ПЗЕ № 46  
 КП «Кіровгеологія»



В.І. Буянов  
 2020 р.

**Акт  
 впровадження результатів НДР  
 у виробництво**

одержаних ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України» при виконанні відомчої фундаментальної науково-дослідної теми П-07-16 «Металогенія урану, торію і супутніх елементів в геологічних структурах України та вдосконалення методів пошуку і науковий супровід видобування» та відомчої цільової фундаментальної науково-дослідної теми П-01-17 «Дослідження загроз виникнення надзвичайних ситуацій на об'єктах ядерно-паливного циклу та розробка пропозицій щодо превентивних заходів безпеки» і переданих ПЗЕ № 46 КП «Кіровгеологія» на електронному носії у вигляді окремої науково-дослідної розробки **«ЕЛЕМЕНТИ-СУПУТНИКИ УРАНУ У РОДОВИЩАХ АЛЬБІТИТОВОЇ ФОРМАЦІЇ УКРАЇНСЬКОГО ЩИТА»** (автори: Фомін Ю.О., Деміхов Ю.М., Верховцев В.Г., Борисова Н.М., Кравчук З.М., Дудар Т.В.) загальним обсягом 15 сторінок.

У запропонованій науково-дослідній розробці вивчено урановорудні альбітиту з висвітленням закономірностей концентрації та розсіювання різних елементів в процесі формування і руйнації родовищ цієї формації, проведено типізацію цих елементів з виділенням наступних груп: радіоактивні, сидерофільні, халькофільні, рідкісні, рідкісноземельні та елементи-мінералізатори, а також розглянуто їх вплив на забруднення довкілля. Практично всі відомі поклади урану альбітитової формації Інгульського мегаблоку Українського щита завжди розглядалися як моноелементні, виключно уранові об'єкти. Проте в зонах альбітитів нерідко концентруються в близьких до промислових кількостях: золото, вісмутова мінералізація, а також пов'язаний з монацитом торій. Вказані компоненти могли б мати попутне промислове значення.

Експлуатаційники та більшість дослідників, самим фактом експлуатації тільки на уран відносять кіровоградські альбітиту до монометальних, чисто уранових, родовищ. Проте, судячи з вивчених об'єктів, в зонах альбітитів нерідко концентруються в промислових (чи близьких до таких) кількостях і інші метали. До них відносяться: золото, а саме, виявлене у самородному вигляді на Північно-Коноплянській ділянці, вісмутова мінералізація рудопрояву Обгінне на флангах Мічурінського родовища, а також пов'язаний з монацитом торій Новокостянтинівського і Юрївського родовищ. Вказані компоненти могли б мати попутне промислове значення. Із інших систематично підвищених домішок можна назвати ванадій, стронцій, свинець та інші. Серед таких елементів є тісно пов'язані спільністю генезису з ураном (ванадій) і не маючі відношення до лужного урановорудного процесу (торій).



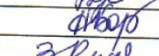
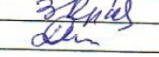


З урахуванням геолого-геохімічних характеристик альбітитових родовищ, а також ландшафтно-геохімічних особливостей Інгульського мегаблоку (взаємоперехід лісостепової і степової зон), регіон здається перспективним для формування молодих поверхневих концентрацій урану і елементів-супутників (Ni, Co, Zn, V, Cu, Mo, Pb). Особливо відзначимо південне обрамлення району альбітитів з чітко направленим стоком гідросистеми від джерел живлення (з великою кількістю ураноносних порід) до місць розвантаження. Ця система визначає також ділянки, де сприятливо поєднуються місця розвантаження збагачених ураном підземних вод, ступінь аридності клімату з лужною реакцією ґрунтових вод, а також наявність у складі покривних фацій пород-осаджувачів і водотривких відкладень, що їх перекривають. Серед них треба відмітити бучацькі відклади, що вміщують рослинну органіку, у сполученні з регіональним водотривом – глинами київської світи; причому система цих відкладень розташована вище рівня регіональних дрен.

Відходи промислової розробки уранових родовищ альбітитової формації, які були (і будуть) складовані і по суті являють собою подрібнений мінеральний концентрат, збагачений ураном та важкими металами в умовах гіпергенних процесів, сприятливих для окислювання і розкладання, без сумніву несуть потенційну загрозу забруднення навколишнього середовища. При цьому абсолютно прогнозуемим є винос атмосферними водами металів, які у більшості випадків шкідливо впливають на екологію з подальшою їх міграцією у систему підземних вод, поступовим проникненням у ґрунти і біологічні об'єкти. Враховуючи особливості складу пухких відкладень, кліматичні зміни і коливання рівня ґрунтових вод регіону, можливе розтягнення вказаних процесів на невизначений час. І, якщо природні вторинні концентрації урану і його супутників можуть розглядатись як корисні копалини, то розсіювання цих же металів у водах, ґрунтах і біологічних об'єктах скоріш за все слід віднести до дуже шкідливих утворень.

Вважаємо за необхідне подальше проведення більш детальних і систематичних досліджень району уранових альбітитових родовищ на сучасному рівні. Бо: по-перше, багато питань, які відносяться саме до геохімії урану в зоні гіпергенезу альбітитів, залишаються недостатньо вивченими; по-друге, існує багато упущень у вивченні взаємозв'язку урану і його елементів-домішок; по-третє, наскільки нам відомо, ніхто до цього часу не проводив всього комплексу робіт по вивченню геолого-екологічних причинно-наслідкових зв'язків по даній проблемі. Такі роботи повинні включати в себе металометричну, гідрогеохімічну, біохімічну складові. Але, як мінімум, необхідне проведення обстежень відвалів, хвостосховищ на предмет виявлення ознак сучасних гіпергенних мінералоутворюючих процесів та заходів зменшення негативного впливу цих процесів на оточуюче середовище.

Від ДУ «ІГНС НАН України»

Відповідальні виконавці:

 Ю.О. Фомін  
 Ю.М. Деміхов  
 В.Г. Верховцев  
 Н.М. Борисова  
 З.М. Кравчук  
 Т.В. Дудар

Від ПЗЕ № 46  
 КП «Кіровгеологія»

Відповідальний за впровадження  
 (використання) результатів:

Головний геолог

 В.І. Погукай

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Директор Державної установи «Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України»

член-кореспондент НАН України





«    »

2019 р.

**А К Т**

Ми, що підписалися нижче, представники ДУ «Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України»: голова комісії – заступник директора Центру з наукової роботи, кандидат геологічних наук О. В. Седлерова, члени комісії – завідувач відділу аерокосмічних досліджень в геології, доктор геологічних наук С. М. Єсіпович, провідний науковий співробітник, кандидат технічних наук О. В. Титаренко склали цей акт про те, що розроблена в дисертаційній роботі доцента кафедри екології Національного авіаційного університету, кандидата геолого-мінералогічних наук Дудар Тамари Вікторівни «Науково-теоретичні засади екологічної безпеки територій з техногенно-підсиленими джерелами радіації природного походження» методика ідентифікації радононебезпеки територій на локальному рівні з використанням геопросторового аналізу у програмному середовищі ArcGIS 10.6 та алгоритм застосування методу радарної інтерферометрії для виявлення динаміки земної поверхні в межах важкодоступних ділянок видобування було використано при виконанні науково-дослідної роботи «Теоретико-методичні основи застосування модернізованого комплексу методів дистанційного зондування Землі для пошуку родовищ корисних копалин в різних геологічних умовах України» (2015-2019 рр. № ДР 0115U002048).

Голова комісії

к. геол. н., с. н. с.



О. В. Седлерова

Члени комісії

д. геол. н.



С. М. Єсіпович

к. т. н., с. н. с.



О. В. Титаренко

«УЗГОДЖЕНО»

Проректор з навчальної  
роботи  
А. Г. Гудманян

« \_\_\_ » \_\_\_\_\_ 2020 р.



«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Ректор НАУ

  
В. М. Ісаєнко

\_\_\_\_\_ 2020 р.

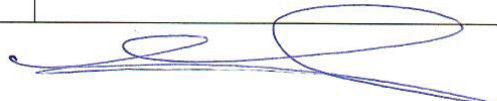
## А К Т

**упровадження виконаної науково-дослідної роботи  
у навчальний процес Національного авіаційного університету**

Ми, що нижче підписалися, декан Факультету екологічної безпеки, інженерії та технологій, доктор технічних наук, професор Бойченко С.В., завідувач кафедри екології, доктор технічних наук Фролов В.Ф., доцент кафедри екології, кандидат технічних наук Тихенко О.М., доцент кафедри екології, кандидат біологічних наук Явнюк А.А., склали цей акт про те, що результати дисертаційного дослідження Дудар Тамари Вікторівни під назвою «Методологічні засади екологічної безпеки територій з техногенно-підсиленими джерелами природного походження» у вигляді методичної розробки «Методи визначення радононебезпечних ділянок» з дисципліни «Радіоекологія» використовуються у навчальному процесі Національного авіаційного університету на кафедрі екології.

Назва результату НДР, що упроваджується	Форма упровадження (монографія, підручник, навчальний посібник, конспект лекцій, методична розробка, лабораторний практикум, програма курсу, постановка лабораторної роботи, програма, продовження розробки у курсовій, дипломній роботі та ін.)	Ефект від упровадження
«Методи визначення радононебезпечних ділянок»	Методична розробка «Методи визначення радононебезпечних ділянок» використовується під час викладання навчальної дисципліни «Радіоекологія» для студентів спеціальності 101 «Екологія»	Методична розробка формує у студентів навички застосування сучасних дистанційних методик. Методична розробка є інструментом підвищення рівня підготовки фахівців.

Декан ФЕБІТ



С.В. Бойченко

Завідувач кафедри екології ФЕБІТ



В.Ф. Фролов

Доцент кафедри екології ФЕБІТ



О.М. Тихенко

Доцент кафедри екології ФЕБІТ



А.А. Явнюк