

ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ З НАДЗВИЧАНИХ СИТУАЦІЙ
ЛЬВІВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

СКИБА ТЕТЯНА КОСТЯНТИНІВНА

УДК 504.064.3:539.16:628.472.3

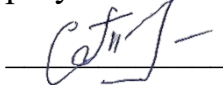
ДИСЕРТАЦІЯ
РАДІАЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ
ЕКОСИСТЕМ СМІТТЄЗВАЛИЩ ЗАХІДНОГО ЛІСОСТЕПУ

Спеціальність 101 – Екологія

Галузь знань 10 – Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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

 Т. К. Скиба

Науковий керівник: Попович Василь Васильович, доктор технічних наук,
професор

Львів – 2025

АНОТАЦІЯ

Скиба Т. К. Радіаційно-екологічний моніторинг екосистем сміттєзвалищ Західного Лісостепу. - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 «Екологія» (10 – Природничі науки). – Львівський державний університет безпеки життєдіяльності, Львів, 2025.

Дисертація присвячена радіаційно-екологічному моніторингу екосистем сміттєзвалищ Західного Лісостепу України та розробці науково обґрунтованих заходів щодо мінімізації їх негативного впливу на довкілля та біоту. Дослідження проводилися на полігонах побутових відходів у Тернопільській, Хмельницькій та Львівській областях із застосуванням методів γ - та β -спектрометрії, рентгенофлуоресцентного аналізу та польових вимірювань радіаційного фону.

За результатами моніторингу (2020–2025 рр.) потужність еквівалентної дози γ -випромінювання на території досліджених полігонів у більшості випадків не перевищувала нормативного рівня (0,3 мкЗв/год), проте у 2020 р. фіксувалися локальні перевищення до 0,33 мкЗв/год (Хмельницький та Малашівський полігони), що свідчить про наявність осередків потенційної небезпеки.

У 2020 році на Малашівському сміттєзвалищі було зафіксовано підвищений радіаційний фон із середнім значенням 0,172 мкЗв/год, що перевищувало місцевий рівень (0,122 мкЗв/год) і майже в чотири рази перевищувало фон (0,043 мкЗв/год), з найвищими значеннями на вершині полігону (0,33 мкЗв/год) та на південних і східних бічних сторонах (0,217–0,22 мкЗв/год), що свідчить про локальне накопичення радіонуклідів. У 2023–2024 роках спостерігається поступове зниження потужності еквівалентної дози до 0,110–0,109 мкЗв/год, що практично відповідає місцевому рівню і лише незначно перевищує фон, а локальні відмінності між зонами стали малопомітними. Порівняння із нормативними межами (0,3 мкЗв/год за НРБУ-97) свідчить, що навіть у період підвищеного фону показники не перевищували допустимих значень, тому радіаційна загроза для населення та довкілля відсутня; поступове зниження

пояснюється природною міграцією радіонуклідів у глибші горизонти ґрунту, ущільненням і перерозподілом відходів, а також ефектами рекультиваційних заходів.

Оцінка замірів радіаційного фону Хмельницького міського полігону показує, що у 2020 році середнє значення потужності еквівалентної дози становило 0,16 мкЗв/год, що перевищувало місцевий фон (0,105 мкЗв/год) і фонову ділянку (0,11 мкЗв/год), із максимальними локальними значеннями на вершині (0,27 мкЗв/год) та північному підніжжі (0,243 мкЗв/год), в 2–2,5 рази більшими за місцевий рівень. У 2023–2024 рр. спостерігається поступове зниження середніх показників до 0,119–0,116 мкЗв/год, близьких до місцевого фону, при цьому максимальні значення залишаються у північній частині полігону (0,12–0,127 мкЗв/год). Порівняння з нормативними межами (0,3 мкЗв/год) засвідчує, що перевищень допустимого рівня не зафіксовано. Локальні підвищення радіаційного фону у 2020 році можуть свідчити про накопичення радіонуклідів у верхніх горизонтах ґрунту, тоді як поступове зниження у наступні роки пояснюється природними процесами міграції радіонуклідів, ущільненням і перерозподілом відходів, а також ефектами рекультиваційних заходів. Загалом, радіаційна ситуація на полігоні не становить реальної загрози для довкілля та населення.

У 2020 році на Кременецькому сміттєзвалищі спостерігалися локальні підвищення радіаційного фону з середнім значенням 0,165 мкЗв/год, що перевищувало місцевий рівень (0,105 мкЗв/год) і наближалось до показника фонові ділянки (0,187 мкЗв/год), з найвищими значеннями на західній ділянці за 100 м від полігону (0,24 мкЗв/год), північному підніжжі (0,187 мкЗв/год) та вершині (0,193 мкЗв/год), що вказувало на наявність локальних зон накопичення радіонуклідів. У 2023–2024 роках середні значення знизилися до 0,1 мкЗв/год, практично відповідаючи місцевому рівню та фоновій ділянці, а різниця між зонами стала незначною, що свідчить про стабілізацію радіаційного фону. Всі показники залишаються нижчими за нормативну межу для населення (0,3 мкЗв/год) що свідчить про відсутність радіаційної загрози; зниження

пояснюється природною міграцією радіонуклідів у глибші горизонти ґрунту, ущільненням відходів і процесами довготривалої експлуатації.

У 2020 році на Дунаєвецькому міському полігоні побутових відходів спостерігався дещо підвищений радіаційний фон із середнім значенням 0,129 мкЗв/год, що перевищувало місцевий рівень (0,11 мкЗв/год) та фонову ділянку (0,063 мкЗв/год), з найвищими показниками на вершині та північному підніжжі полігону (0,203–0,207 мкЗв/год), тоді як на південних і східних ділянках рівні були нижчими за 0,1 мкЗв/год. У 2023–2024 роках середні значення знизилися до 0,11 мкЗв/год, практично відповідаючи місцевому рівню та лише незначно перевищуючи фон, із стабілізацією показників у всіх зонах. Всі значення залишаються нижчими за нормативний рівень 0,3 мкЗв/год, що свідчить про відсутність радіаційної загрози, а зниження пояснюється природною міграцією радіонуклідів у глибші горизонти ґрунту, ущільненням мас відходів та обмеженим впливом зовнішніх факторів на формування радіаційного поля.

Показники питомої масової активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтах Малашівського полігону переважно нижчі за нормативи, проте спостерігаються локальні перевищення: ^{137}Cs у горизонті 5–10 см перевищує значення у фоновій ділянці на 6,7–35,5 %, у 10–20 см – на 18,1–62,6 %; ^{90}Sr у 5–10 см – на 4–36 %, у 10–20 см – на 22–58 %. Виявлено переважну залежність між обсягом відходів, щільністю рослинного вкриття та активністю радіонуклідів.

У південній частині Малашівського полігону, де найбільше рослинності, спостерігається зниження активності радіонуклідів, що може вказувати на взаємозв'язок показника фітомеліорації та вмісту радіонуклідів у ґрунті. Більшість значень ^{137}Cs є вищими за фоновий рівень, але спостерігається його поверхнева акумуляція в горизонтах 5–10 см, порівняно з горизонтами 10–20 см типово для зон із нещодавнім надходженням радіонуклідів.

У ґрунтах Хмельницького полігону спостерігається локальне перевищення питомої масової активності штучних радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr , зокрема на горизонтах 5–10 см з північної сторони та на відстані 100 м від полігону, тоді як на горизонті 10–20 см перевищення є меншими або майже дорівнюють фоновим

показникам. Природний радіонуклід ^{40}K у більшості випадків перевищує фонові значення на горизонті 5–10 см і на відстані 100 м, що свідчить про його локальне накопичення в ґрунтовому профілі та низький рівень міграції. Загалом, дані підтверджують наявність часткового накопичення стронцію і цезію та потенційне радіоактивне навантаження на ґрунти у прилеглих до полігону зонах.

У ґрунтах Кременецького полігону показники питомої масової активності ^{137}Cs та ^{90}Sr здебільшого нижчі за фон, проте локально перевищують його: ^{137}Cs – до 29,8 % на горизонті 5–10 см зі східної сторони та до 17,98 % на 10–20 см, ^{90}Sr – до 14,4 % на горизонті 10–20 см зі східної сторони. Природний ^{40}K значно перевищує фонові значення на всіх горизонтах та сторонах полігону, із максимумом на 10–20 см зі сторони півночі – до 193,8 %. Дані свідчать про локальне накопичення цезію і стронцію у верхніх горизонтах ґрунту та виражене підвищення калію, що потребує контролю за міграцією радіонуклідів і впливом на екосистему.

У 2020 році на Дунаєвецькому сміттєзвалищі спостерігалися підвищені показники масової питомої активності радіонуклідів, як природних (^{40}K , ^{232}Th), так і штучних (^{137}Cs), переважно з південної та західної сторін, при цьому вміст радіонуклідів у горизонті 10–20 см перевищував показники 5–10 см, що свідчить про активну міграцію в нижчі шари ґрунту та вплив локального накопичення відходів. У 2023 році спостерігалось загальне зниження питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr порівняно з контрольними фоновими значеннями, при цьому окремі підвищені показники залишалися на південній та північній сторонах горизонту 5–10 см, а на горизонті 10–20 см показники ^{90}Sr перевищували фонові у 1,61–2,01 рази залежно від сторони. Активність ^{40}K залишалася в межах норми, хоча дещо підвищені значення фіксувалися на північній та південній сторонах обох горизонтів. Загалом, результати вказують на локальні накопичення штучних радіонуклідів і природну міграцію їх у нижні горизонти ґрунту без перевищення нормативних обмежень.

Еколого-ценотичний простір рослинного покриву сміттєзвалищ Львівської області можна представити у вигляді чотирикутника, де центром є рудеральні

угруповання класу *Chenopodietea*, угруповання нітрифікованих лук на берегах водойм класу *Agrostietea stoloniferae* і лучні угруповання класу *Molinio-Arrhenatheretea*, а кути: 1. угруповання водного класу *Lemnetea*, болотної класу *Phragmitetea* і рудеральної рослинності на перезволожених субстратах класу *Bidentetea*; 2. угруповання неморальнолісової рослинності класу *Quereo-Fagetea*; 3. степові угруповання класу *Festuco-Brometea*; 4. рудеральна рослинність класу *Artemisietea*.

Обґрунтовано важливість проведення радіаційно-екологічного моніторингу полігонів побутових відходів, що включає регулярні вимірювання γ -фону, аналіз вмісту радіонуклідів у ґрунтах різних горизонтів, використання рослин-біоіндикаторів та оцінку ризиків для населення. Запропоновано підходи та напрямки щодо біотехнічної рекультивації та впровадження фітомеліорації сміттєзвалищ. Визначено, що реалізація цих заходів, у поєднанні з розвитком сортування та переробки відходів у контексті циркулярної економіки, дозволить суттєво знизити екологічні ризики та забезпечити підвищення рівня екологічної безпеки регіону.

Ключові слова: тверді побутові відходи, сміттєзвалище, управління відходами, іонізуюче випромінювання, забруднення, важкі метали, міграція, полігон побутових відходів, фітомеліорація, рекультивація, радіаційний фон, екологічна безпека, фільтрат, питома активність радіонуклідів, звалищний біогаз.

ABSTRACT

Skyba T. K. Radiation and Environmental Monitoring of Landfill Ecosystems in the Western Forest-Steppe. - Qualification scientific work as a manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in speciality 101 - Ecology - Lviv State University of Life Safety of the State Emergency Service of Ukraine, Lviv, 2025.

The dissertation is devoted to radiation and ecological monitoring of landfill ecosystems in the Western Forest-Steppe of Ukraine and to the development of scientifically substantiated measures for minimizing their negative impact on the environment and biota. Research was carried out at municipal solid waste landfills in Ternopil, Khmelnytskyi, and Lviv regions using γ - and β -spectrometry, X-ray fluorescence analysis, and field measurements of ambient radiation dose rates.

According to monitoring results (2020–2025), the equivalent dose rate of γ -radiation at most studied sites did not exceed the regulatory threshold (0.3 $\mu\text{Sv/h}$), although in 2020 localized exceedances up to 0.33 $\mu\text{Sv/h}$ were recorded (Khmelnytskyi and Malashivtsi landfills), indicating potential hotspots. At the Malashivtsi landfill, the average dose rate reached 0.172 $\mu\text{Sv/h}$, higher than the local background (0.122 $\mu\text{Sv/h}$) and nearly four times above the regional background (0.043 $\mu\text{Sv/h}$), with maxima at the summit (0.33 $\mu\text{Sv/h}$) and southern and eastern slopes (0.217–0.22 $\mu\text{Sv/h}$), suggesting localized radionuclide accumulation. By 2023–2024, dose rates declined to 0.110–0.109 $\mu\text{Sv/h}$, approximating local levels and only slightly above background, while spatial variation became negligible. Even during peak values, radiation did not exceed permissible limits (0.3 $\mu\text{Sv/h}$ under NRBU-97), confirming no radiological threat to humans or the environment. The gradual decline reflects natural radionuclide migration to deeper soil horizons, compaction and redistribution of waste, and effects of reclamation measures.

At the Khmelnytskyi landfill, the average dose rate in 2020 was 0.16 $\mu\text{Sv/h}$, exceeding the local background (0.105 $\mu\text{Sv/h}$) and control site (0.11 $\mu\text{Sv/h}$), with maxima at the summit (0.27 $\mu\text{Sv/h}$) and northern foot (0.243 $\mu\text{Sv/h}$), 2–2.5 times higher

than local background. In 2023–2024, averages decreased to 0.119–0.116 $\mu\text{Sv/h}$, near background, with localized maxima persisting in the north (0.12–0.127 $\mu\text{Sv/h}$). No exceedance of the 0.3 $\mu\text{Sv/h}$ limit was recorded. Local increases in 2020 suggest surface radionuclide accumulation, whereas later declines reflect natural migration, waste compaction, and reclamation effects. Overall, radiation levels posed no environmental or health risk.

At the Kremenets landfill, 2020 measurements showed localized elevation (mean 0.165 $\mu\text{Sv/h}$ vs. 0.105 $\mu\text{Sv/h}$ local background), with maxima at 100 m west (0.24 $\mu\text{Sv/h}$), northern foot (0.187 $\mu\text{Sv/h}$), and summit (0.193 $\mu\text{Sv/h}$). By 2023–2024, averages decreased to 0.1 $\mu\text{Sv/h}$, essentially equal to background, indicating stabilization. All values remained below the 0.3 $\mu\text{Sv/h}$ limit.

At the Dunaivtsi landfill, 2020 averages were 0.129 $\mu\text{Sv/h}$, above local background (0.11 $\mu\text{Sv/h}$) and control (0.063 $\mu\text{Sv/h}$), with peaks at the summit and northern foot (0.203–0.207 $\mu\text{Sv/h}$). By 2023–2024, levels declined to ~ 0.11 $\mu\text{Sv/h}$, near background, with stabilization across zones. All remained below the regulatory threshold.

Soil analyses confirmed that ^{137}Cs and ^{90}Sr at Malashivtsi were generally below permissible levels but locally exceeded background: ^{137}Cs at 5–10 cm exceeded by 6.7–35.5%, at 10–20 cm by 18.1–62.6%; ^{90}Sr at 5–10 cm by 4–36%, and at 10–20 cm by 22–58%. A clear link was found between waste volume, vegetation cover density, and radionuclide activity. Areas with dense vegetation showed reduced radionuclide activity, indicating a phytoremediation effect. ^{137}Cs exhibited surface accumulation in 5–10 cm horizons, typical of recent deposition.

At the Khmelnytskyi landfill, localized exceedances of ^{137}Cs and ^{90}Sr were found at 5–10 cm, especially on the northern side and 100 m away, while deeper horizons showed lower activity. Natural ^{40}K often exceeded background at 5–10 cm and 100 m, suggesting limited migration and localized accumulation.

At the Kremenets landfill, ^{137}Cs and ^{90}Sr were generally below background but showed local increases: ^{137}Cs up to 29.8 % (5–10 cm east) and 17.98 % (10–20 cm),

^{90}Sr up to 14.4% (10–20 cm east). ^{40}K was markedly elevated across all horizons, up to 193.8% (10–20 cm north).

At the Dunaivtsi landfill, elevated activity of both natural (^{40}K , ^{232}Th) and artificial radionuclides (^{137}Cs) was recorded in 2020, especially in the south and west, with higher values at 10–20 cm horizons, indicating downward migration. By 2023, overall ^{137}Cs and ^{90}Sr levels decreased, though localized anomalies persisted, particularly in ^{90}Sr at 10–20 cm (1.61–2.01 times background). ^{40}K remained within normal ranges but with slight elevation in north and south zones.

The ecological and coenotic space of the vegetation cover of landfills in Lviv region can be represented as a quadrangle, where the centre is the ruderal community of the class *Chenopodietea*, the community of nitrified meadows on the banks of water bodies of the class *Agrostietea stoloniferae* and the meadow community of the class *Molinio-Arrhenatheretea*, and the corners are 1. aquatic *Lemnetea*, marsh *Phragmitetea* and ruderal vegetation communities on waterlogged substrates of *Bidentetea*; 2. non-morphic forest vegetation communities of *Quereo-Fagetea*; 3. steppe communities of *Festuco-Brometea*; 4. ruderal vegetation communities of *Artemisietea*.

The study substantiates the importance of radiation–ecological monitoring of municipal landfills, including regular γ -dose measurements, radionuclide profiling of soil horizons, use of bioindicator plants, and risk assessment for populations. It proposes biotechnical reclamation and phytomelioration strategies, emphasizing that combined with waste sorting and recycling under a circular economy, these measures will reduce ecological risks and enhance regional environmental safety.

Keywords: municipal solid waste, landfill, waste management, ionizing radiation, pollution, heavy metals, migration, specific activity of radionuclides, phytomelioration, reclamation, radiation background, environmental safety, leachate, landfill biogas.

Список публікацій здобувача

Наукові праці в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Skrobala, V. M., Skyba, T. K., & Popovych, V. V. (2024). Ecological features of formation of landfill vegetation in Lviv Region (Ukraine). *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, (6), 86–93. <https://doi.org/10.33271/nvngu/2024-6/086> (Scopus, Q3)

Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, статистична обробка даних, формулювання мети та висновків.

2. Skyba, T., Popovych, V., Dominik, A., Rudenko, D., & Bosak, P. (2020). Dose rate of the landfills of North-West Podillya (Ukraine). *У 20th International Multidisciplinary Scientific GeoConference Proceedings SGEM 2020*. STEF92 Technology. <https://doi.org/10.5593/sgem2020/5.1/s20.033> (ISSN:1314-2704, Scopus, Q4)

Особистий внесок – польові дослідження, відбір проб, аналіз результатів досліджень.

3. Skyba, T., & Popovych, V. (2025). Radioecological analysis of landfill ecosystems in the Western Forest-Steppe (Ukraine). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1499(1), 012060. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1499/1/012060> (ISSN:1755-1307, Scopus, Q3)

Особистий внесок – польові дослідження, відбір проб, аналіз результатів досліджень.

4. Скиба, Т. (2025). Радіаційно-екологічна оцінка екосистем у зонах техногенного навантаження на прикладі сміттєзвалищ побутових відходів. У В. В. Попович, В. О. Сергієнко, Н. О. Іванченко (Ред.). *Біологічні, хімічні та екологічні загрози під час війни: колективна монографія* (с. 380–390). ЛДУБЖД. <https://doi.org/10.32447/bcet.2025.25>

5. Popovych, V., Skyba, T., Koval, V., Bosak, P., & Kopystynskyi, Y. (2024). Ecological Successions of Urban Landfills of the Western Forest Steppe of

Ukraine. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 25(7), 225–233. <https://doi.org/10.12912/27197050/188601> (Scopus, Q3)

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел.

6. Popovych, V. V., Bosak, P. V., Skyba, T. K., & Popovych, N. P. (2024). Floristic and ecological structure of the landfill vegetation in the Western Forest Steppe of Ukraine. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, (4), 99–105. <https://doi.org/10.33271/nvngu/2024-4/099> (Scopus, Q3)

Особистий внесок здобувача – опрацювання літературних та наукових джерел.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

7. Skyba, T., & Popovych, V. (2025). Assessment of radiation background indicators at household waste landfills (Ukraine). *Biological, chemical, and environmental threats during war: proceedings of the I International Scientific and Practical Conference, Lviv, May 22, 2025*. (с. 100–103). LSULS.

Особистий внесок здобувача – опрацювання літературних та наукових джерел, польові дослідження, аналіз результатів та формулювання висновків.

8. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2025). Проблеми та перспективи поводження з відходами у Хмельницькій області на прикладі Хмельницького полігону побутових відходів. У О. Дребот (Ред.), *Екологічна безпека та збалансоване природокористування в агропромисловому виробництві: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції. (Україна, Київ, 3–4 липня 2025 р.)*. Частина 2. (с. 265–272). ДІА. <https://doi.org/10.32782/978-617-7785-77-3>

Особистий внесок здобувача – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

9. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2025). Радіоекологічна оцінка повітря на полігонах побутових відходів. У *Інноваційні екологобезпечні технології в рослинництві в умовах воєнного стану: Матеріали IV Всеукраїнської науково-практичної конференції (Київ 27-28 серпня 2025 року)*. (с. 44). Інститут

<https://doi.org/10.5281/zenodo.17074076>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел, обробка результатів та формулювання висновків.

10. Skyba, T. K., & Popovych, V. V. (2024). Environmental hazards of waste in the context of military operations. *Actual problems of natural sciences development amidst the evolution of artificial intelligence (December 25–26, 2024. Riga, the Republic of Latvia): International scientific conference* (p. 39–42). Baltija Publishing. <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-521-1-9>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

11. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Проблемні питання поводження з небезпечними відходами в складі побутових відходів. *Міжмуніципальна співпраця як ключовий інструмент впровадження реформи управління відходами на регіональному рівні: збірка матеріалів Національного форуму «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології» (м. Хмельницький, 28–29 листопада 2024 року)», (с. 75–78). ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації».* <https://drive.google.com/drive/folders/1da2P4HgdIqz4Ofot1FZbocKmSQUp070G>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

12. Попович, В. В., & Скиба, Т. К. (2024). Видове різноманіття техногенно порушених територій. У *Природоохоронні території України: сучасні виклики та перспективи розвитку. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 40-річчю утворення Природного заповідника "Розточчя. Львів, смт Івано-Франкове. СПОЛОМ.* <https://doi.org/10.32718/zaproz-conference.2024.11>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

13. Скиба, Т. К. (2024). Екологічні аспекти поводження з відходами. У *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. VIII Міжнародний конгрес, 16–18 жовтня 2024 року, Україна, Львів* (с. 34). ГО «МНГ». <https://doi.org/10.56287/8285-40-1>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

14. Скиба, Т. К., Бойко, Т. В., & Попович, В. В. (2024). Радіоекологічний моніторинг полігонів твердих побутових відходів. У *International scientific-practical conference “Science, education and society: trends, challenges, prospects”: conference proceedings (Aarhus, Denmark, September 7, 2024)* (с. 23–27). Scholarly Publisher ICSSH. <https://www.economics.in.ua/2024/09/07.html>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

15. Бойко, Т. В., Попович, В. В., Скиба, Т. К. & Босак П.В. (2024). Горіння сміттєзвалищ та їх вплив на біоту. У *International scientific-practical conference “Current issues of science, education and society: experience and prospects”: conference proceedings (Tampere, Finland, July 19, 2024)* (с. 25–26). Scholarly Publisher ICSSH. <https://www.economics.in.ua/2024/07/19.html>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел.

16. Скиба, Т. К. (2024). Екологічна небезпека лісових пожеж на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи. У *Лісові пожежі в умовах війни : збірник тез доповідей Круглого столу, м. Львів, 24 травня 2024 року* (с. 43–46). ЛДУ БЖД. <https://indico.ldubgd.edu.ua/event/50/attachments/659/814/>

17. Скиба, Т. К. (2024). Радіоекологічна оцінка впливу полігонів відходів на екосистеми. У *Матеріали Всеукраїнської Студентської Наукової Конференції 84-LYSICon* (с. 44). Львівський національний медичний університет імені Данила Галицького. <https://sci.ldubgd.edu.ua/jspui/handle/123456789/13885>

18. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Радіоекологічна оцінка впливу полігонів твердих побутових відходів на довкілля. У *Проблеми та перспективи*

розвитку системи безпеки життєдіяльності: Зб. наук. праць Міжнародної науково-практичної конференції молодих вчених, курсантів та студентів (с. 775-780). ЛДУ БЖД. <https://indico.ldubgd.edu.ua/event/43/attachments/588/805/>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

19. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Екологічна проблема відходів від руйнувань як наслідків воєнних дій на території України. У *Екологічна безпека в умовах війни: збірник тез доповідей V Міжнародної науково-практичної конференції* (с. 209-211). Львівський державний університет безпеки життєдіяльності. <https://indico.ldubgd.edu.ua/event/43>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

20. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Екологічна небезпека пожеж на полігонах побутових відходів. У *Наука про цивільний захист як шлях становлення молодих вчених / Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції курсантів, студентів, ад'юнктів (аспірантів)* (с. 321-323). Черкаський інститут пожежної безпеки імені Героїв Чорнобиля НУЦЗ України. <http://repositsc.nuczu.edu.ua/bitstream/123456789/21099/1/%D0%97%D0%B1%D1%96%D1%80%D0%BD%D0%B8%D0%BA.pdf>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

21. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Радіоекологічний моніторинг полігонів відходів, як необхідна складова безпечної експлуатації. У *Екологічний стан навколишнього середовища та раціональне природокористування в контексті сталого розвитку : матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції (24–25 жовтня 2024 року, м. Херсон) / ХДАЕУ* (с. 198-201). Олді+. <https://www.ksau.kherson.ua/files/konferencii/2024/12/>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

22. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2023). Екологічна небезпека проблеми відходів в Україні на прикладі Хмельницької області. У *Актуальні проблеми, шляхи та перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації: матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (Біла Церква, 21 вересня 2023 р.)* (с. 86-89). БНАУ.
https://conferences.btsau.edu.ua/sites/default/files/field/files/conf_actual_probl_lansh_arh_sad_park_urboekol_21.09.23.pdf

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

23. Скиба, Т. К. (2020). Радіаційний моніторинг екосистем девастрованих ландшафтів. У *Сталий розвиток – стан та перспективи: Матеріали II Міжнародного наукового симпозіуму SDEV'2020 (12-15 лютого 2020 року, Львів-Славське, Україна)* (с. 219-221). Національний університет «Львівська політехніка».
<https://science.lpnu.ua/sites/default/files/attachments/2019/19110/importantdoc/sdev2020proceedings.pdf>

24. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2019). Проблема радіаційної небезпеки сміттєзвалищ. У *Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції — Екологічна безпека об'єктів туристично-рекреаційного комплексу* (с. 123-125). ЛДУБЖД.
https://ldubgd.edu.ua/sites/default/files/8_konferezii/zbirnik_konferenciyi_5-6_grudnya_.pdf

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ.....	19
ВСТУП.....	20
РОЗДІЛ 1. УПРАВЛІННЯ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ В УКРАЇНІ ТА ЗА КОРДОНОМ: ПРОБЛЕМИ, ПЕРСПЕКТИВИ, НАСЛІДКИ.....	26
1.1. Управління відходами в Україні та за кордоном.....	27
1.2. Сміттєзвалища та полігони як техногенно сформовані ландшафти...	30
1.3. Еколого-техногенна небезпека сміттєзвалищ.....	33
1.3.1. Забруднення атмосфери.....	34
1.3.1.2. Горіння сміттєзвалищ та його вплив на довкілля.....	35
1.3.2. Вплив на едафотоп.....	38
1.3.3. Вплив на гідрографічну мережу.....	40
1.3.4. Вплив на біоту.....	41
1.3.5. Вплив на організм людини.....	43
1.4. Радіаційно-екологічний моніторинг екосистем сміттєзвалищ.....	44
1.4.1. Особливості міграції радіонуклідів в екосистемах сміттєзвалищ.....	50
РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, МЕТОДИ ТА ОБ'ЄКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	53
2.1. Програма досліджень.....	53
2.2. Методи, методика та прилади для досліджень.....	55
2.3. Об'єкти досліджень.....	56
2.3.1. Сміттєзвалища Тернопільської області.....	57
2.3.1.1. Полігон твердих побутових відходів с. Малашівці.....	62
2.3.1.2. Полігон твердих побутових відходів м. Кременець.....	65
2.3.2. Сміттєзвалища Хмельницької області.....	66
2.3.2.1. Хмельницький міський полігон побутових відходів.....	72
2.3.2.2. Полігон твердих побутових відходів м. Дунаївці.....	75
2.3.3. Сміттєзвалища Львівської області.....	77
2.3.3.1. Львівський міський полігон побутових відходів	80

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ КОМПЛЕКСНОЇ РАДІАЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНОЇ ОЦІНКИ СМІТТЄЗВАЛИЩ.....	83
3.1. Радіаційно-екологічна оцінка екосистеми полігону твердих побутових відходів с. Малашівці.....	84
3.1.1. Оцінка радіаційного фону.....	84
3.1.2. Оцінка питомої активності радіонуклідів у ґрунтах.....	85
3.2. Радіаційно-екологічна оцінка екосистеми полігону твердих побутових відходів м. Кременець.....	88
3.2.1. Оцінка радіаційного фону.....	88
3.2.2. Оцінка питомої активності радіонуклідів у ґрунтах.....	90
3.3. Радіаційно-екологічна оцінка екосистеми Хмельницького міського полігону побутових відходів.....	94
3.3.1. Оцінка радіаційного фону.....	94
3.3.2. Оцінка питомої активності радіонуклідів в ґрунтах.....	95
3.4. Радіаційно-екологічна оцінка екосистеми міського полігону твердих побутових відходів м. Дунаївці.....	99
3.4.1. Оцінка радіаційного фону.....	99
3.4.2. Оцінка питомої активності радіонуклідів в ґрунтах.....	100
3.5. Радіаційно-екологічна оцінка екосистеми Львівського міського полігону твердих побутових відходів.....	104
3.5.1. Оцінка радіаційного фону.....	104
3.6. Радіаційно-екологічна оцінка рослинності сміттєзвалищ.....	106
3.7. Аналіз результатів досліджень питомої активності радіонуклідів у ґрунтах методами математичної статистики.....	109
3.8. Оцінка ризиків для населення в залежності від радіаційного фону на сміттєзвалищах.....	116
3.9. Оцінка вмісту важких металів у ґрунтах сміттєзвалищ.....	118
3.9.1. Забруднення ґрунтів та рослин Малашівського полігону побутових відходів.....	118

3.9.2. Забруднення ґрунтів та рослин Хмельницького полігону побутових відходів.....	121
3.9.3. Забруднення ґрунтів та рослин Дунаєвецького полігону побутових відходів.....	123
3.9.4. Забруднення ґрунтів та рослин Кременецького полігону побутових відходів.....	126
3.9.5. Коефіцієнти біологічної акумуляції у системі у «едафотоп-фітоценоз» на території полігонів побутових відходів.....	129
3.10. Природна фітомеліорація сміттєзвалищ.....	132
РОЗДІЛ 4. ПРОПОЗИЦІЇ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ.....	153
4.1. Підходи та рекомендації необхідності проведення радіаційно-екологічного моніторингу полігонів побутових відходів.....	153
4.2. Збереження рослинного вкриття у процесі природної фітомеліорації сміттєзвалищ.....	154
4.3. Методологічні підходи та напрями щодо мінімізації негативного впливу сміттєзвалищ на прилеглі екосистеми та біоту.....	155
ВИСНОВКИ.....	159
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	161
ДОДАТКИ.....	192

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

СЗЗ – санітарно-захисна зона

ТПВ – тверді побутові відходи

МВВ – місце видалення відходів

ЧАЕС – Чорнобильська атомна електростанція

РЕД – річна ефективна доза

^{137}Cs – цезій-137

^{40}K – калій-40

^{226}Ra – радій-226

^{90}Sr – стронцій-90

^{232}Th – торій-232

A_{ef} – ефективна питома активність радіонуклідів

$K_{\text{бп}}$ – коефіцієнт біоаккумуляції (біопоглинання)

ВСТУП

Актуальність теми. Проблеми управління побутовими відходами мають комплексний екологічний характер. Полігони побутових відходів, які функціонують у більшості регіонів України, здебільшого не відповідають вимогам екологічної безпеки. Це призводить до забруднення ґрунтів, поверхневих та підземних вод, атмосферного повітря. Окрім важких металів і органічних токсикантів, у зонах полігонів спостерігається накопичення радіонуклідів як природного (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th), так і техногенного походження (^{137}Cs , ^{90}Sr). Міграція радіонуклідів у ґрунтово-рослинному комплексі становить потенційну небезпеку для трофічних ланцюгів і здоров'я людей.

У цей час опромінення від природних джерел посилене техногенною компонентою, тому спостерігається проблема підвищення показників радіаційного впливу на населення та довкілля. В умовах післяаварійного забруднення (Чорнобильська катастрофа у 1986 році, аварія на АЕС «Фукусіма-1») та сучасних воєнних дій (боєприпаси на збідненому урані), які супроводжуються пошкодженням цивільної та промислової інфраструктури й можливими викидами радіоактивних речовин, питання радіоекологічного моніторингу полігонів побутових відходів набуває особливої актуальності. Проблема посилюється внаслідок нераціонального використання природних ресурсів та неправильного сортування відходів та методів їх утилізації. Відсутність системних досліджень питань рециклінгу побутових відходів призводить до недооцінки ризиків для довкілля та людини.

Зауважимо, що недостатня увага приділяється дослідженню фізіологічного стану рослинного покриву сміттєзвалищ. Рослини не тільки відображають екологічний стан території, а й забезпечують функції природних біоіндикаторів, здатних накопичувати та трансформувати потенційно токсичні речовини, разом з важкими металами та радіонуклідами. Аналіз флористичної різноманітності сміттєзвалищ дозволяє виділити фізіологічно стійкі до умов місцезростання види, які адаптуються до умов підвищеного забруднення довкілля в зоні впливу

сміттєзвалищ, а також оцінити ризики поширення потенційно токсичних небезпечних сполук та елементів.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Дисертація відповідає науковому напрямку кафедри екологічної безпеки навчально-наукового інституту цивільного захисту Львівського державного університету безпеки життєдіяльності і виконувалась згідно з тематикою таких науково-дослідних робіт: "Стан поводження населення з твердими побутовими відходами та механізми підвищення ефективності в системі управління твердими побутовими відходами" (державний реєстраційний номер 0123U103428) та "Техногенно-екологічна безпека породних відвалів вугільних шахт, полігонів твердих побутових відходів та пірогенно трансформованих територій" (державний реєстраційний номер 0121U113363).

Мета та завдання дослідження.

Мета роботи – встановити радіаційно-екологічний стан екосистем сміттєзвалищ.

Для досягнення мети передбачено виконання таких завдань:

- проаналізувати еколого-техногенну небезпеку сміттєзвалищ та радіаційно-екологічний стан полігонів побутових відходів;
- встановити радіаційний фон на території сміттєзвалищ та оцінити динаміку його зміни;
- встановити особливості міграції радіонуклідів природного (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th) і техногенного (^{137}Cs , ^{90}Sr) походження у едафотопях та фітоценозах сміттєзвалищ;
- встановити поширення важких металів у едафотопях та фітоценозах полігонів побутових відходів;
- встановити видовий склад та екологічні особливості фітомеліорації сміттєзвалищ;
- встановити біоаккумуляцію потенційно токсичних елементів у фітоценозах та оцінити ризики їх надходження в трофічні ланцюги;

- здійснити оцінку екологічних ризиків для довкілля та здоров'я людей у зоні впливу сміттєзвалищ;

- розробити науково обґрунтовані підходи до системи моніторингу та заходи мінімізації негативного впливу забруднювачів на екосистеми й біоту.

Об'єкт дослідження – радіаційно-екологічний стан сміттєзвалищ та територій у зоні їх впливу.

Предмет дослідження – радіаційний фон, міграція радіонуклідів, важких металів та природна фітомеліорація у зоні впливу сміттєзвалищ Західного Лісостепу України.

Методи дослідження

У дисертації застосовано такі методи дослідження: польові (радіометричні вимірювання, дозиметрія, відбір проб ґрунтів, рослинності); лабораторні (гамма-спектрометрія (спектрометр СЕГ-001 «АКП-С» № 16-2000) та бета-спектрометрія (спектрометр бета-випромінювань СЕБ-01 № 12602)), рентгенофлуоресцентний аналіз (ElvaX Light SDD); аналітичні та статистичні (обробка результатів експериментів проводилась з використанням математичного програмування в пакеті MS Excel (розрахунок коефіцієнтів концентрації, міграції, біоаккумуляції, порівняння з НРБУ-97 та міжнародними стандартами, місцевими рівнями)).

Наукова новизна

Вперше:

- встановлено просторові особливості розподілу та накопичення радіонуклідів (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{137}Cs , ^{90}Sr) і важких металів у системі «едафотоп-фітоценоз» на полігонах побутових відходів та у зоні їх впливу;

- встановлено закономірності природних фітомеліоративних процесів на території досліджуваних сміттєзвалищ у залежності від кліматичних (абіотичних) чинників довкілля.

Набули подальшого розвитку:

– наукові підходи та обґрунтування щодо проведення радіаційно-екологічного моніторингу на території полігонів побутових відходів та сміттєзвалищ, який дозволяє комплексно оцінити екологічний стан екосистем сміттєзвалищ.

Удосконалено:

– методи досліджень еколого-техногенної небезпеки сміттєзвалищ, в тому числі радіаційного фону.

Практичне значення отриманих результатів.

Показники радіаційного фону та вмісту радіонуклідів у едафотопях та фітоценозах сміттєзвалищ дозволяють комплексно оцінити регіональну еколого-техногенну небезпеку техногенно сформованих ландшафтів. Результати радіаційно-екологічного моніторингу полігонів побутових відходів застосовуються в практичній діяльності управління цивільного захисту та превентивної діяльності ГУ ДСНС України у Хмельницькій області під час планування заходів нагляду (контролю) за дотриманням вимог пожежної та техногенної безпеки і заходів цивільного захисту під час експлуатації полігонів побутових відходів (Додаток А).

Результати дисертації впроваджені у навчальний процес підготовки здобувачів спеціальності 101 «Екологія» у Львівському державному університеті безпеки життєдіяльності, а саме у дисципліни «Радіобіологія та радіоекологія», «Рекультивация земель» та «Моніторинг довкілля» (Додаток Б).

Особистий внесок здобувача полягає в опрацюванні літературних джерел за темою дисертації, проведенні польових, лабораторних, експериментальних досліджень з радіометрії, систематизації і узагальненні отриманих результатів та формуванні висновків. Дисертаційна робота є завершеною науковою працею та є самостійним дослідженням здобувача, що має наукове та практичне значення. Дисертаційна робота є результатом наукових досліджень дисертанта.

Апробація результатів дисертації.

Матеріали дисертації апробовані на міжнародних та всеукраїнських науково-практичних конференціях, симпозіумах, форумах: I Міжнародній науково-практичній конференції “Екологічна безпека об’єктів туристично-рекреаційного комплексу”, м. Львів, 05-06.12.2019; II Міжнародному науковому симпозіумі SDEV”2020 «Сталий розвиток та перспективи», с. Славське, 12-15.02.2020; VIII Studencka konferencja naukowo-praktyczna „Kultura fizyczna – współczesne dylematy i wyzwania”, м. Варшава, Польща; Lviv Young Scientist International Conference (LYSICon 84), м. Львів; 07-09.05.2024; International scientific-practical conference “Science, education and society: trends, challenges, prospects, Aarhus, Denmark, September 7, 2024; V Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічна безпека в умовах війни», м. Львів, Україна, 21.11.2024; Національний форум «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології» на тему «Міжмуніципальна співпраця як ключовий інструмент впровадження реформи управління відходами на регіональному рівні», м. Хмельницький, 29-29.11.2024; International scientific conference «Actual problems of natural sciences development amidst the evolution of artificial intelligence», Riga, Latvia, 25-26.12.2025; International Conference on Urban Infrastructure Sustainable Development and Renovation (MistoBud-2025), м. Харків, 30.01.2025; I International Conference on "Biological, Chemical, and Environmental Threats During the War", м. Львів, 22.05.2025; IX Konferencja naukowa (doktoranska i studencka) pt. „Kultura fizyczna – współczesne dylematy i wyzwania”, м. Варшава, Польща, 21.06.2025; Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічна безпека та збалансоване природокористування в агропромисловому виробництві», м. Київ, 03–04.07.2025; IV Всеукраїнській науково-практичній конференції «Інноваційні екологобезпечні технології в рослинництві в умовах воєнного стану», м. Київ, 27-28.08.2025.

Основні результати досліджень опубліковано у 24 друкованих працях, у тому числі 3 статтях та 2 тезах у фахових виданнях наукометричної бази Scopus

(квартилі Q3, Q4), розділі колективної монографії, 18 тезах доповідей на всеукраїнських та міжнародних науково-практичних конференціях.

Структура та обсяг роботи.

Дисертаційна робота складається з вступу, 4 розділів, висновків, списку використаних літературних джерел та додатків. Матеріали дисертації викладено на 200 сторінках машинописного тексту, ілюстровано 47 рисунками, текст містить 32 таблиці, у бібліографії наведено 234 літературні джерела, дисертація містить 3 додатки.

РОЗДІЛ 1. УПРАВЛІННЯ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ В УКРАЇНІ ТА ЗА КОРДОНОМ: ПРОБЛЕМИ, ПЕРСПЕКТИВИ, НАСЛІДКИ

У контексті глобальних кліматичних змін, зростаючого забруднення довкілля та втрати біорізноманіття, перед Україною, як і перед більшістю країн світу, особливої актуальності набуло питання забезпечення сталого розвитку — такого, що дозволяє задовольняти потреби нинішнього покоління, не ставлячи під загрозу можливості майбутніх поколінь.

Сьогодні світова спільнота все частіше стикається з екологічними проблемами та кризами. Забруднене повітря, незадовільний стан питної води, а інколи і її нестача або відсутність, деградація та ерозія ґрунтів, посухи, зниження біорізноманіття — чинники погіршення якості життя населення.

Техногенно порушені території стають непридатними для використання та потребують заходів рекультиваційних робіт [1, 2].

Виснаження сільськогосподарських угідь, високий ступінь урбанізованості, значний відсоток територій, зайнятих відвалами, сміттєзвалищами спричиняє зростання техногенного навантаження на довкілля. Це дало поштовх науковим пошукам найбільш ефективних важелів та інструментів зменшення антропогенного впливу та впровадження раціонального використання як земельних, водних ресурсів, так і корисних копалин та біорізноманіття.

Згідно законодавства України, зокрема статті 16 Конституції України, забезпечення екологічної безпеки і підтримання екологічної рівноваги на території України є обов'язком держави [3]. Тобто політика та економіка повинна бути спрямована на забезпечення та вдосконалення якості компонентів довкілля задля підтримання як державного, так і глобального сталого розвитку, що чітко визначені як у міжнародному законодавстві, так і в українському [4, 5].

Управління та поводження з відходами є однією з важливих ланок у економіці будь-якої країни [6, 7, 8]. Пріоритетність раціонального поводження з відходами є головним аспектом для якісного природокористування та мінімізації наслідків негативного впливу.

Системи управління твердими побутовими відходами розроблені для захисту довкілля та покращення умов проживання у містах в усьому світу. Утилізація побутових відходів шляхом їх зберігання на звалищах – це традиційний спосіб утилізації, від якого давно відмовилися в багатьох країнах [9].

Хоча еволюція санітарних методів поводження з відходами зменшила багато прямих загроз для здоров'я людей, пов'язаних з відкритими звалищами, вона не вирішила проблеми двох основних викидів забруднюючих речовин, пов'язаних із захороненням ТПВ: фільтрат і звалищний газ [10].

Проте, сміттєзвалища мають низку недоліків та проблем, які вже зараз становлять значні ризики для довкілля та здоров'я населення. Значну небезпеку становлять небіорозкладні пластмаси, що завдає довгострокової шкоди довкіллю [11]. Крім того, накопичення пластику на звалищах збільшує кількість парникових газів, таких як метан, під час розкладання та посилює зміну клімату [12, 13].

1.1. Управління відходами в Україні та за кордоном

Розвиток вторинного використання ресурсів і становлення рециклінгу відходів є за сучасних умов імперативом розвитку будь-якої держави. В Україні склалася критична ситуація, пов'язана з утворенням, накопиченням, зберіганням, оброблення відновленням та захороненням відходів, яка характеризується подальшим розвитком екологічних загроз [14].

Згідно статистичних даних серед країн Європейського Союзу за 2022 рік спостерігається зростання обсягу відходів з максимальним показником у 2018 році – 2172,52 млн. т (рис 1.1). Подальша динаміка демонструє зменшення кількості відходів. Це може бути спричинено багатьма чинниками, зокрема і збільшенням показника сортування та переробки відходів, використання корисних компонентів у подальшому виробництві продуктів. Показники значно різняться серед країн-членів ЄС [15].

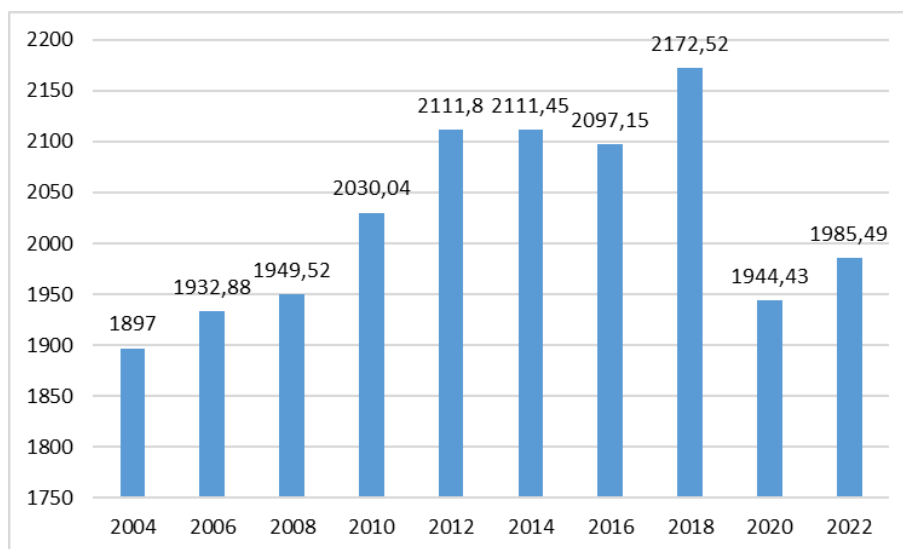


Рисунок 1.1 – Обсяг утворення відходів у країнах ЄС (млн. т) [15]

Поводження побутовими відходами у багатьох країнах світу суттєво змінилося за останні 50 років, з переходом від неконтрольованого скидання або спалювання до складних систем, які інтегрують численні процеси для відновлення матеріалів або енергії та забезпечують локалізацію для зменшення впливу на довкілля. Проте в усьому світі звалища давно були і все ще є місцем захоронення як побутових, так і промислових відходів [16, 17].

Неналежне управління полігонами призводить до погіршення якості довкілля [18, 19, 20]. Розміщення відходів на сміттєзвалищах має низку переваг, зокрема: низьку собівартість та найлегшу процедуру утилізації. Тому, даний метод має значну популярність серед країн з низьким та середнім рівнем розвитку [21, 22]

Зростання населення, підвищення темпів урбанізації, стрімкий промисловий розвиток, нераціональне використання природних ресурсів спричиняють виснаження та забруднення складових довкілля. Будь-яка антропогенна діяльність розпочинається з використанням ресурсів (як відновлюваних, так і не відновлюваних) утворює як корисні продукти, так і побічні, які не підлягають подальшому використанню. Особливо це стосується сфери управління побутовими відходами.

В Україні сфера управління побутовими відходами характеризується низкою проблем та недоліків (рис 1.2) [23].

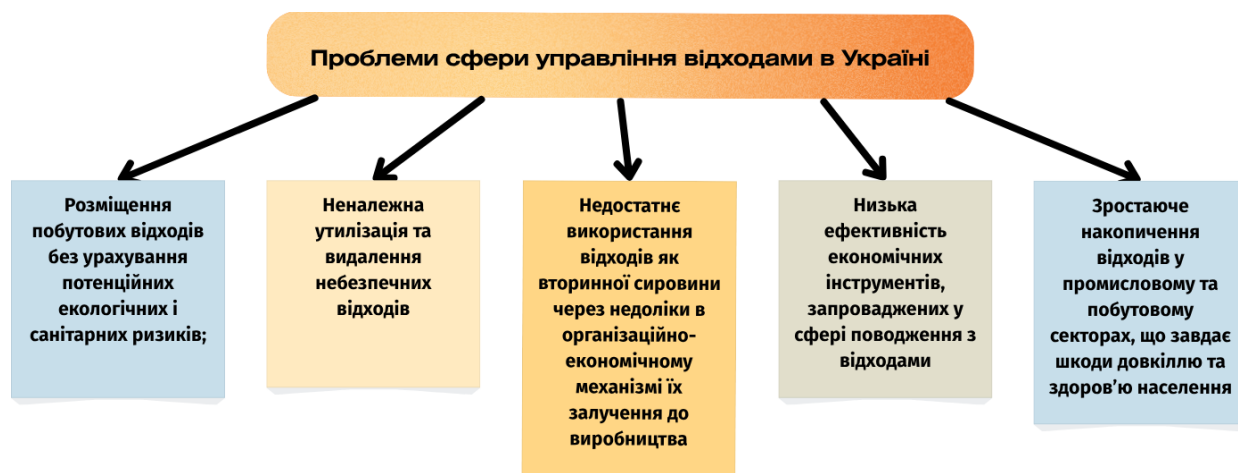


Рисунок 1.2 – Проблеми сфери управління відходами в Україні [23]

Основною проблемою у сфері поводження з відходами є низька ефективність існуючої системи управління, що супроводжується впровадженням застарілих методів управління з відсутністю якісної взаємодії всіх учасників процесу поводження з відходами і насамперед низький рівень залучення громад для вирішення проблеми [24].

Ще однією масштабною проблемою для України є відходи руйнації внаслідок повномасштабного вторгнення росії на території України. За даними Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України їх вже утворилося понад 607 тисяч тонн. Важливою є допомога у їх переробці та подальшому використанні [25]. Аналізуючи широкий спектр утворених відходів руйнації, бачимо, що вони можуть бути небезпечними для населення та довкілля не лише у нинішній час, але й у майбутньому. Існує значний ризик через швидке поширення канцерогенних, токсичних або радіоактивних речовин внаслідок пожеж чи влучання ракет або розриву боєприпасів на території промислових підприємств, нафтобаз, підстанцій, заводів, медичних закладів та інших установ. Це спричиняє забруднення ґрунтового покриву та сільськогосподарських угідь,

повітря, водних та лісових екосистем, знищення рослинного та тваринного світу. Враховуючи те, що бойові дії тривають уже значний період, постійно зростає кількість викидів у довкілля та утворених відходів, то даний вплив безпосередньо може змінювати клімат [26].

Сьогодні українці щорічно продукують майже 12 мільйонів тонн твердих побутових відходів [27]. З понад 9 млн. тон утворених у 2023 році твердих побутових відходів, відправлено на: заготівельні пункти вторинної сировини – 0,41 %, сміттєпереробні підприємства – 3,01 %, ділянки компостування – 1 %, сміттєспалювальні заводи – 1,51 %, полігони (звалища) – 83,37 % [28].

Згідно отриманих даних в населених пунктах України за 2023 рік утворилось понад 44 млн. м³ побутових відходів, або понад 9 млн. тон, які захоронюють на 5,6 тис. сміттєзвалищ і полігонів загальною площею понад 12 тис. га., з яких 21 % потребує паспортизації (1200 одиниць). Кількість перевантажених сміттєзвалищ становить 161 од. (2,8 %), а 713 од. (12,6 %) не відповідають нормам екологічної безпеки. Із 325 сміттєзвалищ, які потребують рекультивациі, фактично рекультивовано 22 одиниці (6,8 %). Потреба у будівництві нових полігонів складає 281 одиниця [29].

В Україні немає системних досліджень з офіційними даними щодо морфологічного складу побутових відходів, а точкові дослідження часто суперечливі за своєю природою. Проте, на основі наявних даних досліджень з визначення морфологічного складу побутових відходів в населених пунктах України прийнято усереднений морфологічний склад відходів (відходи харчових продуктів складають 20,3%, папір та картон – 6,4%, полімери – 11,5%, скло – 19,3%, чорні та кольорові метали – 1,9%, текстиль – 3,8%, дерево – 1,2%, небезпечні відходи – 0,7%, кістки, шкіра, гума – 3,6%, залишок після вилучення компонентів – 31,3 %) [30].

1.2. Сміттєзвалища та полігони як техногенно сформовані ландшафти

Захоронення є одним із найпоширеніших методів поводження з відходами, який використовується в усіх країнах, незалежно від рівня їхнього розвитку.

Найбільш часто використовуваними типами звалищ є полігон твердих побутових відходів, полігон промислових відходів і полігон небезпечних відходів. Існує також новий тип сміттєзвалища під назвою «звалище зелених відходів», яке іноді використовується. Більшість сміттєзвалищ, особливо у країнах з висок рівнем економічного розвитку, є контрольованими та обладнаними установами, де відходи повинні відповідати певним нормам щодо їх якості та кількості. Проте, на жаль, у багатьох країнах, що розвиваються, поширені незаконні та неконтрольовані «звалища» (рис. 1.3) [31].



Рисунок 1.3 – Вплив сміттєзвалищ на довкілля [29]

Оскільки побутові відходи захоронюють на полігонах знову і знову протягом багатьох років кількома шарами, часто різні частини або шари полігону перебувають на різних стадіях розкладання [32].

Проблема відходів в Україні вирізняється особливою масштабністю і значимістю як внаслідок домінування в національній економіці ресурсоємних багатовідхідних технологій, так і через відсутність протягом тривалого часу адекватного реагування на її виклики. Значні масштаби ресурсокористування та енергетично-сировинна спеціалізація національної економіки разом із

застарілою технологічною базою визначали і надалі визначають високі показники утворення та нагромадження відходів [33].

Показник утворення відходів в Україні в середньому становить 250-300 кілограмів на рік на людину і має тенденцію до зростання. Згідно «Правил експлуатації полігонів побутових відходів» полігон побутових відходів є інженерною спорудою, яка призначена для захоронення побутових відходів і повинна запобігати негативному впливу на навколишнє природне середовище і відповідати санітарно-епідеміологічним і екологічним нормам. Тобто ключовим поняттям є запобігання шкоди довкіллю як під час проектування полігону, так і під час та після його експлуатації [34].

Полігони побутових відходів чинять значний вплив на усі складові довкілля, особливо ґрунтовий покрив. В Україні більшість великих полігонів функціонують ще з середини минулого століття, що становить значну загрозу. Для прикладу, Малашівський полігон, куди потрапляє майже все сміття з м. Тернополя, був створений 1977 році [35], Грибовицьке сміттєзвалище функціонувало з 1959 року [36], зараз на етапі рекультивації, полігон побутових відходів у м. Хмельницький створений у 1956 році. Терміни експлуатації, великий перелік екологічних проблем, негативний вплив на довкілля та здоров'я населення доводять необхідність побудови нових та рекультивації діючих полігонів, а також, в першу чергу, впровадження та дотримання норм та правил чинного законодавства у сфері управління побутовими відходами.

Сміттєзвалища, займаючи значні території, спричиняють видозміни екосистем в цілому, змінюючи едафічні горизонти, впливаючи на якість повітря, поверхневих та підземних вод, змінюючи біорізноманіття. Спостерігається також вагомий плив на населення, зокрема, підвищення рівня захворюваності, зниження якості питної води, проникнення забруднювачів у харчові ланцюги.

Значна кількість утворення побутових відходів та низький рівень їх переробки спричиняє перевантаженість полігонів та утворення несанкціонованих звалищ [37].

Через неналежну систему управління побутовими відходами в населених пунктах, як правило у приватному секторі, у звітному році виявлено 13 тис. несанкціонованих звалищ, що займають площу 0,47 тис. га, з них ліквідовано у 2023 році 12,5 тис несанкціонованих звалищ площею 0,41 тис. га [37].

1.3. Еколого-техногенна небезпека сміттєзвалищ

Експлуатація полігонів спричиняє безпосередній вплив на довкілля та здоров'я людей. Цей вплив є результатом діяльності зі складування, транспортування, спалювання, ущільнення відходів, а також процесу природного розкладання відходів [38].

Відходи збергають подалі від житлових районів оскільки відходи мають неприємний запах, спричиняють збільшення популяції гризунів, забруднення повітря, естетичні проблеми, а також є небезпечними для здоров'я людини [39].

До 1950-х років відходи утилізували на стихійних звалищах, а вплив місць захоронення відходів на довкілля та здоров'я людей не розглядалися. Вважалося, що фільтрат відходів очищується ґрунтом і ґрунтовими водами і не має довгострокового впливу на довкілля [40].

Спалювання відіграє важливу роль у зменшенні відходів і перетворенні їх маси на енергію. Однак, звалища все ще існують і продовжуватимуть використовуватися для видалення твердих відходів і залишків у багатьох країнах. Вимоги щодо очищення фільтрату з сміттєзвалищ та їх закриття є однією з головних інженерних проблем для дотримання екологічних вимог [41, 42].

Утилізація відходів є однією з важливих проблем у світі. Загалом, відходи класифікуються на різні групи. Існують спеціальні звалища та методи утилізації кожного з видів відходів [41].

Дослідження сміттєзвалищ показують, що їх вплив зосереджений на наступних трьох аспектах: звалищний газ, зокрема метан і викиди парникових газів [43]; склад фільтрату (рис. 1.4) [44], характеристики розкладання та очищення, а також характеристики забруднення ґрунтових вод [45, 46, 47, 48]; і деградація органічних речовин і утворення гумусу [49, 50].

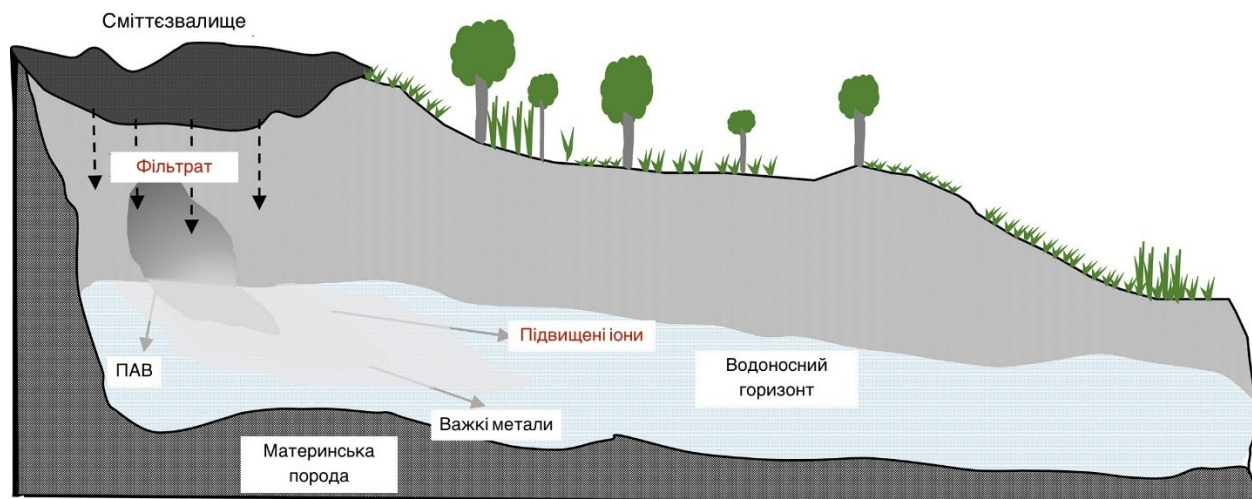


Рисунок 1.4 – Вплив фільтрату сміттєзвалищ на довкілля [45]

Кожен процес протікає з утворенням продуктів розкладання відходів, які або проникають у ґрунтові та водні горизонти, або випаровуються у повітря. Швидкість розкладу відходів збільшується внаслідок виникнення пожеж. Стрімке зростання температури підвищує екологічні ризики, зокрема внаслідок взаємодії метану з повітрям виникають вибухи та зсуви сміття. Це створює додаткові загрози як для довкілля, так і для людей.

1.3.1. Забруднення атмосфери

Функціонування полігонів твердих побутових відходів спричиняє низку екологічних проблем, серед яких викиди парникових газів. Це пов'язано з тим, що значна частина газів, включаючи вуглекислий газ (CO_2), чадний газ (CO), аміак (CH_4), водяну пару, вивільняється у атмосферу та змішується з повітрям, підвищуючи температуру повітря та змінюючи його склад. Це суперечить міжнародним нормам, зокрема, Глобальним цілям сталого розвитку (Ціль 13. Пом'якшення наслідків зміни клімату). Процес деградації відходів призводить до того, що всі ці гази забруднюють довкілля.

Газ, який викидається зі сміттєзвалищ, містить велику кількість летких органічних сполук і напівлетких органічних сполук, деякі з яких є канцерогенними, тератогенними та мутагенними, створюючи таким чином

серйозну загрозу здоров'ю працівників сміттєзвалищ і мешканців прилеглих районів (рис. 1.5) [51].

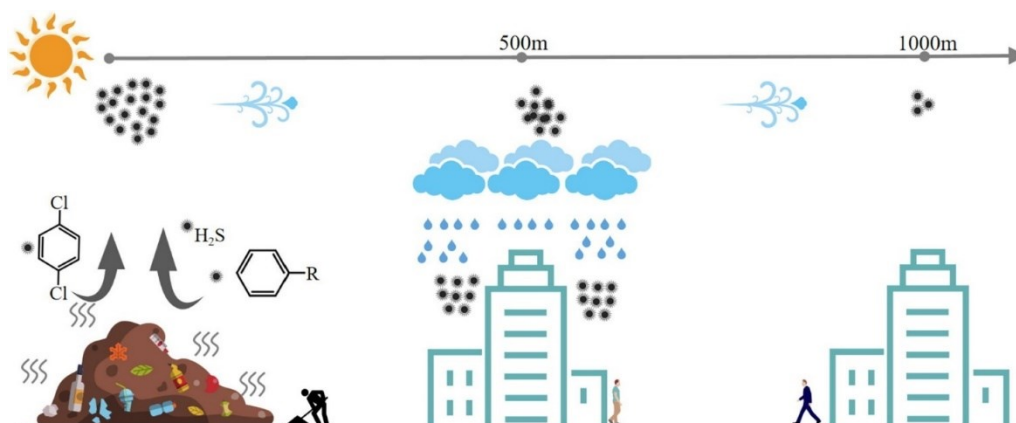


Рисунок 1.5 – Наслідки впливу експлуатації сміттєзвалищ на повітря [49]

Науковці у своїх публікаціях наголошують на широкому колі забруднюючих речовин, які мають потенційний та безпосередній вплив на довкілля та населення (рис. 1.6) [52].



Рисунок 1.6 – Джерела органічних сполук на звалищах

1.3.1.2. Горіння сміттєзвалищ та його вплив на довкілля

Враховуючи недотримання умов експлуатації полігонів та розміщення відходів на них, ще одним із чинників екологічної небезпеки є виникнення пожеж (рис. 1.7) [53]. Ця проблема зазвичай характерна для країн з низьким та середнім рівнем розвитку, зокрема країн Азії, Африки та деяких країн Європи [54], в тому

числі і України [55]. Зокрема, варто розглядати пожежі як на полігонах відходів, так і на несанкціонованих сміттєзвалищах, що значно підвищує ризики шкоди довкіллю.

Горіння відходів спричиняє викид широкого спектру забруднювачів у повітря: чадний газ (CO), вуглекислий газ (CO₂), оксиди азоту (NO_x), леткі органічні сполуки, хлоридну кислоту (HCl), ціаністий водень (HCN), тверді частинки, стійкі органічні забруднювачі [56, 57]. У звіті Європейського агентства з охорони довкілля за 2016 рік вказується на викиди металів, таких як свинець (Pb), кадмій (Cd), ртуть (Hg), миш'як (As), хром (Cr), мідь (Cu), нікель (Ni), селен (Se) та цинк (Zn) під час горіння відходів.

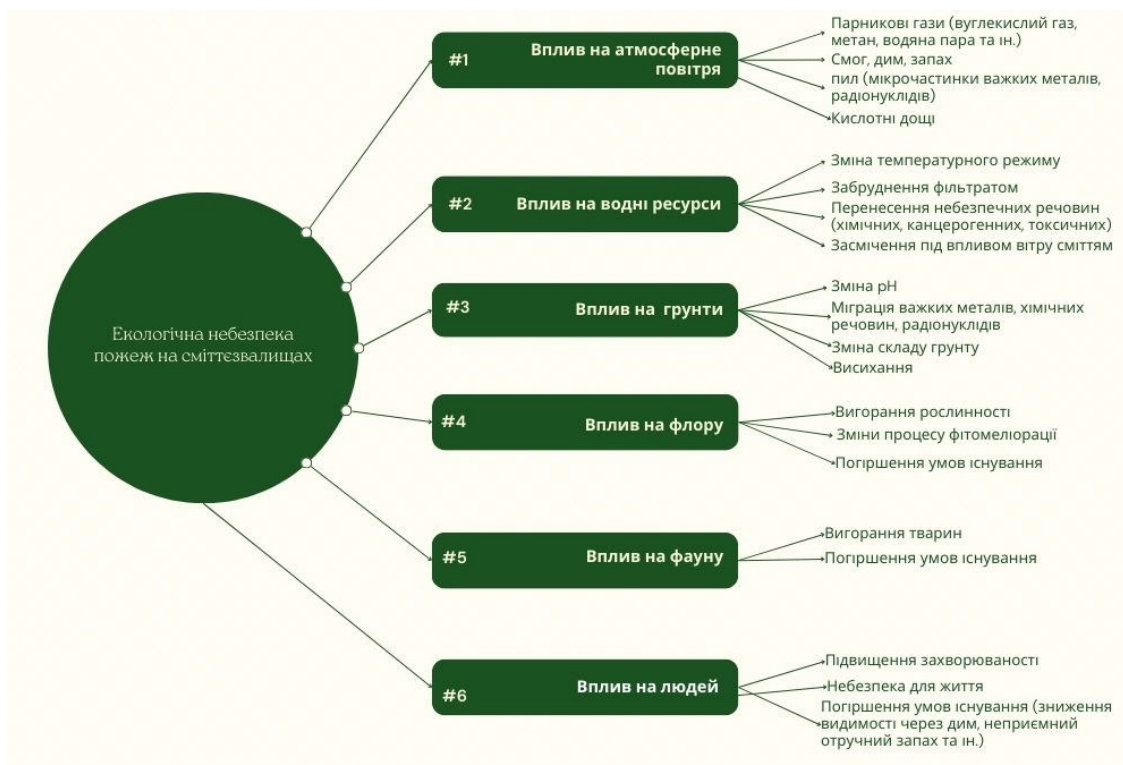


Рисунок 1.7 – Еколого-техногенна небезпека пожеж на сміттєзвалищах [58]

Основними причинами виникнення пожеж на звалищах відходів зазвичай є самозаймання або підпали. Самозаймання та вибухи виникають внаслідок накопичення в тілі полігону біогазу. Приблизний склад біогазу, що утворюється при розкладанні ТПВ: метан – 40-60 %, вуглекислий газ – 30-45 %, азот,

сірководень, кисень, водень та ін. гази – 5-10%. Надзвичайно небезпечним є виділення тепла та підвищення температури у структурі полігону внаслідок хімічного та біологічного розкладання відходів [59].

Пожежі на сміттєзвалищах є небезпечними в декількох аспектах. По-перше, ускладнене гасіння у зв'язку з небезпекою провалів, зсувів і відсутністю доступу та можливості під'їзду техніки. По-друге, не завжди можливо відразу виявити осередок та оцінити можливі ризики, адже тління відбувається зсередини полігону і непомітне спочатку. По-третє, наслідки таких пожеж також залежать від погодних умов (температури, опадів, вітру). По-четверте, вплив на довкілля є дуже вагомим, адже морфологічний склад відходів включає різні види і фракції, внаслідок горіння яких виділяються токсичні речовини в повітря, просочуються у ґрунтові горизонти, поверхневі та підземні води, в подальшому впливаючи на рослинний покрив, тваринний світ та здоров'я людей.

Горіння різних видів відходів впливає на екосистему в різних масштабах. Пластмаси внаслідок горіння виділяють діоксини, фурани та парникові гази [60]. Під час горіння відпрацьованих шин виділяються високотоксичні небезпечні відходи, у складі яких – понад 120 хімічних речовин (ізопрен, бутадієн, стирол та ін), здатні завдати здоров'ю непоправної шкоди, в тому числі - спровокувати онкологічні захворювання. Термічне розкладання органіки спричиняє виділення парникових газів під час розкладання органічних відходів.

Одним із небезпечних наслідків пожеж на сміттєзвалищах також є підвищення радіаційного фону та перенесення отруйних газів та мікрочастинок на великі площі під дією вітру або випадання кислотних дощів [61, 62].

Наслідки пожежі на Грибовицькому сміттєзвалищі у 2016 році засвідчили суттєвий негативний вплив на довкілля. Під дією високих температур посилилися викиди небезпечних речовин в атмосферу та зросло надходження токсичних компонентів у фільтрат, об'єм якого значно збільшився через підтоплення полігону. Крім того, була простежена міграція та поширення у водному середовищі сполук свинцю, кадмію, міді, цинку, марганцю, хрому, кобальту та заліза. Додатково встановлено тенденцію забруднення річки

Малехівка амонійним азотом, нітритами, фосфатами, хлоридами та нафтопродуктами [63].

Пожежна небезпека полігонів побутових відходів залежить від багатьох чинників: морфологічного складу, щільності і обсягів розміщення, дотримання вимог та термінів експлуатації та природних факторів (погодних умов, кількості опадів, вітру та інше). Адже чим щільніше розміщено нашарування відходів та чим якісніше проведено рекультивацію, тим менше повітря потрапляє всередину тіла полігону і тим менша ймовірність виникнення самозаймання та вибуху. Також якісне дотримання вимог пожежної безпеки суб'єктом господарювання запобігає підпалам та поверхневим пожежам на сміттєзвалищах. В тому числі і впровадження новітніх систем збору та відкачування біогазу з подальшим перетворенням його в електричну енергію є перспективним методом для забезпечення екологічного та протипожежного режиму полігонів побутових відходів.

Також пошук шляхів для ефективного використання відходів, особливо органічних, є важливим для покращення пожежної безпеки сміттєзвалищ та зниження їх вибухонебезпечності [64].

1.3.2. Вплив на едафотоп

Одним із найбільших негативних впливів від стихійного сміттєзвалища зазнає субстрат, на якому воно розміщується. Розглядаючи безпосередній контакт сміттєзвалища та ґрунту, варто зазначити комплексне техногенне порушення ландшафту, та, як наслідок, видозміна інших складових (ґрунтові води, біорізноманіття). Окрім хімічного забруднення, ґрунт зазнає механічного (деформація поверхні та формування акумулятивних форм рельєфу) та фізичного (зміна структури та складеності, ущільнення верхнього горизонту, погіршення їх водного, повітряного та теплового режимів) (рис. 1.8) [65].



Рисунок 1.8 – Еколого-техногенний вплив сміттєзвалищ на ґрунтовий покрив [66]

Сполуки металів, присутні в твердих побутових відходах, змішуються з ґрунтовим субстратом, а фільтрат, що утворюється внаслідок опадів та інфільтрації, містить такі елементи, як Cr, Ni, Fe, Cu, Mg, Pb, та органічні сполуки, такі як бензол, феноли, толуол, ацетон, поліароматичні вуглеводні, хлороформ тощо. Ступінь концентрації цих елементів значною мірою залежить від фізико-хімічного складу твердих побутових відходів. Деякі з цих потенційних забруднювачів переважно присутні у фільтраті, який адсорбується в ґрунті звалища та може становити загрозу забруднення ґрунтових вод у зоні впливу полігонів твердих побутових відходів [67].

Дослідження небезпечного впливу сміттєзвалищ на прилеглі території доводять, що відбувається значні зміни у кількісному та якісному складі ґрунтів [68].

Фільтрат з утворених відходів легко проникає у ґрунт через пористу структуру ґрунтового шару, забруднюючи його токсичними сполуками. Забруднення ґрунтів через фільтрат має катастрофічні наслідки: токсичні речовини гальмують ріст рослин, спричиняючи деградацію екосистем; через забруднення ланцюгів живлення токсини потрапляють до організмів, завдаючи шкоди здоров'ю тварин; вживання людиною забрудненої води або

продуктів харчування, вирощених на таких ґрунтах, може викликати хронічні захворювання, онкологію, ураження нирок та печінки тощо [69].

Полігони побутових відходів виступають забруднювачами ґрунтів важкими металами. Для прикладу, дослідження ґрунтів Грибовицького сміттєзвалища у 2022 році показує перевищення вмісту важких металів від середніх значень та санітарних норм [70]. Найбільше перевищення над середнім вмістом у кадмію і миш'яку – у 4 рази, свинцю – у 2 рази, молібдену, кобальту і срібла – відповідно у 23,7; 12,3; і 49 разів. Також спостерігається динаміка зменшення концентрації від периферії сміттєзвалища і з збільшенням відстані від об'єкту [71].

1.3.3. Вплив на гідрографічну мережу

Дослідження впливу сміттєзвалищ та полігонів побутових відходів на території України підтверджують ризики еколого-техногенного забруднення [72, 73]. Спостерігається зміна та перевищення допустимих санітарних норм у водоймах та водоносних горизонтах як поблизу сміттєзвалищ, але і на відстані від них. Одним із найнебезпечніших забруднювачів на сміттєзвалищах є фільтрат, який утворюється в результаті розкладання відходів. Фільтрат проникає в ґрунт і водні ресурси, в подальшому, забруднюючи їх і здійснюючи вплив на життя та здоров'я людей [74, 75].

Фільтрати звалищ також утворюються як вторинні продукти розкладання твердої органіки. Найбільш небезпечними продуктами такого фільтрату є чотири основні типи складових: розчинні органічні речовини, неорганічні компоненти, важкі метали та ксенобіотичні органічні сполуки [76].

Одним з важливих чинників такого забруднення є опади, які розподіляють забруднену воду вниз до ґрунтового горизонту та в бічному напрямку, як показано на (рис. 1.10). Це головним чином пов'язано з тим, що більшість полігонів були спроектовані та побудовані без чітко визначених геометричних параметрів та/або систем збору фільтрату [77].

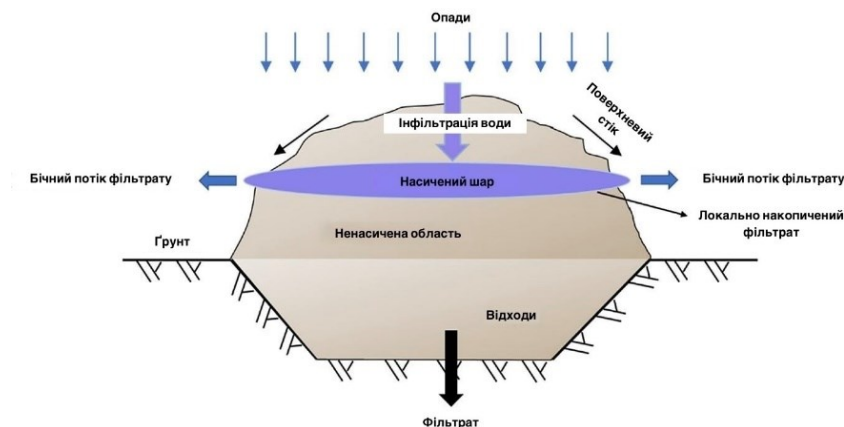


Рисунок 1.10 – Процес утворення фільтрату [76]

Мікробіологічні, хімічні та фізичні процеси в складових відходів на звалищі передають забруднюючі речовини з твердих побутових відходів у просочувану або інфільтровану воду.

Полігони твердих побутових відходів є основним джерелом рідкого фільтрату через утворення значної кількості такої сильно забрудненої рідини. Тим не менш, деякі фільтрати утворюються безпосередньо з самих утилізованих твердих відходів через наявність вологи, процесів гниття та розкладання побутових відходів [78]. Однак велика кількість може надходити від різного стоку та/або поверхневих вод, які проникають крізь сміттєзвалище та просочуються вниз до ґрунтових горизонтів [79]. Такий прямий контакт стоку та/або поверхневих вод із відходами призводить до серйозного та сильного забруднення води у вигляді фільтрату [80]. Чим більша кількість води протікає та просочується через сміттєзвалища, тим більше забруднювачів докільля вимивається [81].

Тому, метод збору та обробки фільтрату зі сміттєзвалищ є вагомою складовою для усіх місць видалення відходів, які функціонують з порушенням норм та правил чинного законодавства [82].

1.3.4. Вплив на біоту

Процеси росту та розвитку рослинності, в повній мірі, залежать від якості середовища. Зокрема, це стосується якісного та кількісного складу субстрату,

повітря, кліматичних умов, мікроклімату тощо. Тому, виходячи з цього, варто наголосити на важливості дослідження впливу небезпечних об'єктів на видовий склад. Для підтримки гомеостазу відбувається процес постійної міграції як корисних, так і небезпечних елементів у рослинах [83].

Забруднення води має багато негативних наслідків для рослин. Іноді через надмірний вміст поживних речовин у воді рослини можуть демонструвати надмірний ріст. З іншого боку, ці надлишки поживних речовин змінюють рН ґрунту та вбивають рослини [84]. Внаслідок високого вмісту органічних відходів на сміттєзвалищах відбувається накопичення рослинами, продуктів їх розкладу [85]. Проте, існує тенденція кращого поглинання та накопичення небезпечних токсичних елементів та сполук певними видами рослин чи мікроорганізмів. Зокрема, дослідження макроміцетів дозволяє визначити методом біоіндикації забрудненість важкими металами [86].

Внаслідок процесів вертикальної та горизонтальної міграції хімічних елементів, в тому числі небезпечних, канцерогенних та токсичних, існує ризик потрапляння не лише у системі «едафотоп-фітоценоз», але і надалі по ланках харчових ланцюгів. Тому відбувається опосередкований вплив на фауну як в межах сміттєзвалищ, так і на оточуючі екосистеми. Особливо, дане питання стосується птахів (рис. 1.11) та диких тварин, які безпосередньо піддаються небезпечному впливу.



Рисунок 1.11 – Наслідки впливу сміттєзвалищ на біорізноманіття: флору та фауну (фото автора з Малашівського сміттєзвалища)

Також сміттєзвалища є місцями поширення гризунів, комах, мікроорганізмів, що є збудниками та переносниками різного роду інфекційних захворювань [87, 88, 89]. Особливо це стосується місць видалення відходів, які знаходяться неподалік населених пунктів.

Варто зазначити, що значний ризик становлять несанкціоновані сміттєзвалища, які знаходяться у лісі, на берегах водойм, у ярах, балках, адже контроль складу відходів на них взагалі відсутній. Це можуть бути як звичайні побутові чи будівельні відходи, так і небезпечні відходи (батареї, акумулятори, люмінесцентні лампи, ртутні термометри та інше).

1.4. Вплив на організм людини

Дослідження впливу сміттєзвалищ на здоров'я та життєдіяльність населення зосереджується на двох напрямках: зростання захворюваності у зв'язку з поширенням небезпечних компонентів за межами сміттєзвалищ через ґрунт, воду та поширення неприємного запаху, естетичне незадоволення через неправильне функціонування сміттєзвалищ [90]. Особливо загострюється ситуація у пожежонебезпечний період, оскільки відбувається активізація процесів розкладу відходів, внаслідок чого і з'являється неприємний запах, а також збільшується кількість пожеж на сміттєзвалищах. Це згубно впливає як на персонал, що працює на МВВ, так і на населення, що проживає неподалік [91].

Дослідження впливу полігонів твердих побутових відходів на забруднення довкілля в різних країнах світу показало високий рівень екологічної небезпеки, особливо внаслідок забруднення ґрунтів важкими металами. Токсичність важких металів призводить до зниження продуктивності і врожайності, порушує нормальне функціонування екосистем і негативно впливає на здоров'я населення [92].

Забруднення довкілля внаслідок експлуатації сміттєзвалищ може спричинити вплив на здоров'я людей, як прямо, так і опосередковано.

Гази, що утворюються в результаті біологічного розкладання відходів, які піддаються біологічному розкладу, на звалищах складаються з водню та

вуглекислого газу на ранніх стадіях, а потім метану та вуглекислого газу на пізніх стадіях. Сполуки з низьким порогом сприйняття запаху, такі як сірководень, органічні ефіри та сіркоорганічні сполуки, надають сміттєзвалищному газу неприємного запаху та викликають неприємні запахи для сусідніх громад. Деякі сполуки, включаючи дихлорметан, тетрахлорметан, толуол і бензол, привернули велику увагу через їх токсикологічний вплив [93]. Повідомлялося, що дихлорметан потенційно впливає на дихальну, шлунково-кишкову, печінкову та неврологічну системи дорослих [94]. Вплив толуолу в концентраціях вище 200 частин на мільйон протягом більше 8 годин може викликати втому, слабкість, сплутаність свідомості, безсоння, головний біль і запаморочення [95]. Крім того, окислення певних ЛОС, таких як алкани, алкени, ароматичні сполуки, кисень, сполуки азоту та терпени, може утворювати вторинні органічні аерозолі. Аміак може реагувати з іншими сполуками, включаючи оксиди азоту та оксиди сірки, утворюючи частинки, які створюють смог [96].

Дослідження води та ґрунтів в околицях сміттєзвалищ доводять наявність різного роду забрудників: кишкова паличка, важких металів, органічних складових [97, 98, 99, 100].

Спостерігається підвищення рівня захворюваності серцево-судинної [101], дихальної [102] систем, онкологічних захворювань [103, 104] збільшення кількості алергічних реакцій [105], отруєнь [106], респіраторних захворювань [107].

Вплив важких металів на здоров'я населення проявляється у канцерогенних ризиках для дітей та дорослих [108, 109].

1.4. Радіаційно-екологічний моніторинг екосистем сміттєзвалищ

Внаслідок радіаційних аварій, що траплялися у світі [110, 111], постала необхідність отримання своєчасної інформації про рівень концентрації та міграцію радіонуклідів у довкіллі, оцінки їхнього впливу на людину та умови її життя (питну воду, продукти харчування, житло, предмети побуту) [112]. Також важливим є ухвалення рішень у випадку радіаційної аварії, проведення

оперативного аналізу радіаційного стану як на атомних електростанціях та інших об'єктах, так і за їх межами, прогнозування можливого розвитку радіаційної ситуації. Своєчасне впровадження заходів для захисту населення і довкілля та інформування української громадськості й міжнародної спільноти про стан радіаційної безпеки є актуальним питанням сучасності [113].

У зв'язку із повномасштабним вторгненням окупаційних збройних сил російської федерації, яке триває з 24 лютого 2022 р., підвищилися потенційні ризики завдання шкоди не тільки довкіллю, але і населенню нашої держави та всього світу. Це спричинено, насамперед, чинниками впливу на об'єкти атомної енергетики, також на Чорнобильську зону відчуження [114].

Спостерігалися підвищення радіаційного фону, порушення ґрунтового покриву внаслідок вибухів та просування військової техніки [115, 116]. Внаслідок постійних масованих атак було пошкоджено покрівлю укриття зруйнованого енергоблока Чорнобильської атомної станції (рис. 1.11).



а



б

Рисунок 1.11 – Наслідки впливу повномасштабного вторгнення росії: а – вторгнення на територію промислового майданчика Чорнобильської АЕС 24.02.2025 [117], б - пошкоджене укриття ЧАЕС внаслідок удару 14.02.2025 [118]

Усі вищеназвані чинники підтверджують необхідність проведення радіоекологічного моніторингу, який не є якоюсь принципово новою системою, що потребує організації мережі нових станцій спостереження, ліній та

телекомунікацій, центрів обробки даних та інших служб. Він є складовою частиною загальної системи спостереження та контролю стану довкілля, що давно вже розвивається за кордоном.

Вагомий внесок у розвиток радіоекології як науки та радіоекологічного моніторингу зробили українські вчені Гудков І.М., Кашпаров В.О., Паренюк О.Ю., Гайченко В.А., Кіцно, В.О., Іванов Є.А. та інші. Вони є авторами публікацій, посібників, книг з основ радіоекології, радіобіології, їх розвиток та практичну цінність.

Моніторинг радіаційного стану навколишнього природного середовища в Україні проводиться суб'єктами моніторингу через об'єктові автоматизовані системи контролю радіаційної обстановки, що ускладнює спільне використання даних. Проте наслідки впливу на окремі складові довкілля та населення одним з пріоритетних питань для дослідження науковців. Тому, важливо якісно та кількісно проводити дослідження та здійснювати оцінку якості екосистем (повітря, ґрунт, водойми) як середовищ для проживання живих істот, адже вони безпосередньо залежать від умов існування. Це і є завданням радіоекології як науки. Її сфера досліджень є широкою та міждисциплінарною за своєю природою, охоплюючи фундаментальні науки, що формують основу для оцінки та управління екологічними ризиками [119].

Сьогодні радіоекологія охоплює широку наукову галузь; від джерела до довгострокового впливу іонізуючого випромінювання на довкілля. Радіонукліди також можуть спільно зустрічатися в сумішах забруднюючих речовин (наприклад, метали, органічні речовини), що потенційно може призвести до синергізму або антагонізму. Впродовж останніх років галузь радіоекології розширилася, охоплюючи майже всі предмети, необхідні для оцінки впливу та ризиків, пов'язаних з радіоактивно забрудненими екосистемами, від джерела до довгострокового впливу іонізуючого випромінювання на довкілля [120].

Враховуючи, що гаслом Міжнародної комісії з радіологічного захисту є «Захист людей, тварин та довкілля в усьому світі від шкідливого впливу радіації»

[121], важливо комплексно оцінювати екосистеми та їх складові, щоб формулювати подальші висновки та настанови.

Сучасний систематичний підхід до радіологічного захисту розвивався протягом багатьох років для управління ситуаціями в контексті медичного опромінення, професійного опромінення та опромінення населення. Він базується на величезному діапазоні знань про вплив радіації на людей [122], доповнених іншими даними досліджень на тваринах [123].

Радіоекологічний та радіаційний види моніторингу є однорідними поняттями, в основі яких лежить оцінка радіологічних показників (радіаційний фон, активність радіонуклідів, потужність випромінювання, дози (еквівалентна, ефективна та інші), радіоактивне забруднення). Проте радіоекологічний моніторинг передбачає також оцінку впливу на біоту. Тобто важливим є вивчення процесів міграції радіонуклідів та моніторинг радіаційного фону.

Головними завданнями радіоекологічного моніторингу за [124]:

- спостереження та контроль за станом забрудненої радіонуклідами території, її окремих особливо небезпечних частин та розробка способів зниження небезпеки від забруднення;
- оцінка стану об'єктів природного середовища за параметрами, які характеризують радіоекологічну ситуацію як у зоні забруднення, так і за її межами;
- виявлення тенденцій у зміні стану радіоактивного забруднення довкілля у зв'язку з функціонуванням небезпечних у радіаційному плані об'єктів, а також при реалізації радіозахисних заходів, що проводяться на забруднених територіях;
- з'ясування можливих тенденцій до змін у стані здоров'я населення, яке проживає на забруднених радіонуклідами територіях;
- інформаційне забезпечення прогнозу радіоекологічної ситуації на забруднених радіонуклідами території та в країні загалом [125].

Радіоекологічний моніторинг, як і будь-який, реалізується у трьох основних напрямках, виділяючи, відповідно, базовий (стандартний), кризовий (оперативний) і науковий (фоновий) моніторинг [126].

До потенційних джерел радіоактивного забруднення в мирний час належать атомні електростанції, підприємства ядерно-паливного циклу, підприємства з переробки ядерних відходів, місця захоронення відходів, джерела іонізуючого випромінювання, що використовуються у промисловості, медицині, побуті тощо.

Радіаційний моніторинг довкілля, головним чином, спрямований на кількісне визначення рівнів радіоактивних речовин та іонізуючого випромінювання. З огляду на те, що з часом забруднені радіонуклідами ґрунти та сільськогосподарські угіддя стають внаслідок діяльності людини та природних джерел у різних компонентах довкілля, шляхом відбору проб або використання обладнання для прямого виявлення головними субстратами та джерелами їхньої тривалої міграції через трофічні ланцюги, а вирощування й споживання продукції рослинництва та тваринництва формує основний шлях надходження цих речовин до організму людини, особливої ваги набуває проведення моніторингу радіаційного стану ґрунтів.

Деякі радіонукліди містяться в невеликих кількостях у сировині електронних пристроїв, які стають непридатними та неправильно утилізуються. Застарілі персональні комп'ютери стають електронними відходами та можуть містити потенційні забруднювачі довкілля [127].

Знання поведінки радіонуклідів у довкіллі, рослинництво та моделювання довкілля можуть вирішити деякі проблеми очищення ґрунту, забрудненого радіонуклідами, за рахунок фітореMediaції. Зосередження уваги на цій проблемі може забезпечити нові напрямки для радіоекології у 21 столітті. ФітореMediaція – це нова технологія, яка зрештою може бути корисною для знезараження ґрунтів від радіонуклідів [128, 129].

Водночас, промисловість яка набуває стрімкого розвитку у наш час, викидає відходи, які спричиняють значне забруднення довкілля та містять небезпечні речовини для всіх живих організмів [130]. Радіоактивні відходи ядерної медицини можуть потрапляти до твердих відходів як звичайне сміття та медичні біологічно небезпечні відходи [131].

Внаслідок неконтрольованого захоронення відходів на полігонах, в тому числі небезпечних, все таки існують ризики виявлення джерел іонізуючого випромінювання різної потужності на даних об'єктах [132, 133].

Актуальність радіаційно-екологічних досліджень екосистем сміттєзвалищ та полігонів побутових відходів підтверджується публікаціями вчених з різних країн [134, 135]. Зокрема результати досліджень радіаційного фону (потужності еквівалентної дози) на сміттєзвалищах в Італії [136], Нігерії [137] ґрунтів сміттєзвалищ в Йорданії [138], Малайзії [139] демонструють вищі показники у порівнянні з територіями, прилеглими до них та місцевими показниками.

В умовах девастрованих територій оцінка радіаційного фону та ступеня токсичності техногенно перетворених екотопів є важливою складовою у прогнозуванні їх придатності для відновлення біоценозів піл час рекультивації або природного самозаростання [140].

Зауважимо, що джерелами опромінення людини є деякі побутові предмети, які вміщують радіоактивні речовини. Найпоширенішими предметами опромінення вважають телефонні й мобільні пристрої, годинники з підсвіченими циферблатами, компаси. Радіонукліди застосовуються у багатьох електричних приладах і пристроях. Джерелом рентгенівського випромінювання служать телевізори і монітори комп'ютерів, однак від сучасних їхніх моделей при належній експлуатації дози опромінення є незначними [141]. Крім того, існує додаткова загроза: іонізуюче випромінювання. Дослідження доводять наявність у мікросіпах первинних радіоізотопів [142].

У зв'язку з порушенням правил сортування відходів, а в подальшому і недотриманням вхідного контролю для полігонів ТПВ, який має ретельно проводитися на спеціально обладнаних контрольно-пропускних пунктах, на сміттєзвалища потраплять відходи, які можуть містити джерелами іонізуючого випромінювання та збільшувати радіаційний фон як на території об'єкту, так і поза його межами. Це можуть бути речі як побутового використання: люмінесцентні лампи, монітори телевізорів, зношена побутова техніка, годинники зі стрілками та вимикачі з підсвіткою, так і промислового: медичне

обладнання, будівельні відходи та інше. Як відомо, в залежності від джерела іонізуючого випромінювання, що може міститися на сміттєзвалищі, існують ризики різного рівня як для персоналу, що обслуговує полігон, так і для населення, що може проживати поряд [143, 144].

1.4.1. Особливості міграції радіонуклідів в екосистемах сміттєзвалищ

Радіонукліди, як інші забруднювачі, здатні до поширення у екосистемах. Тобто, відбуваються процеси горизонтальної та вертикальної міграції. Горизонтальна міграція включає поширення по поверхні ґрунту з вітром, пилом, опадами, потоками води. В свою чергу, вертикальна міграція включає переміщення радіонуклідів з поверхневих до глибинних шарів ґрунту. На процеси міграції мають безпосередній вплив погодно-кліматичні умови (рух повітря, атмосферні опади, температура, вологість повітря, інші явища), тип ґрунту (механічний, мінералогічний, гранулометричний склад, щільність, вологість, агрохімічні характеристики) [145]. Сорбційна здатність ґрунтів підвищується зі збільшенням дисперсності їх механічних елементів. У порядку зростання здатності різних типів ґрунтів сорбувати радіонукліди їх можна розподілити у такій послідовності: торф'яні–підзолисті–деревно-підзолисті–сірі лісові–лугові–сіроземи–каштанові–чорноземи [146].

Також процеси міграції відрізняються для штучних (техногенних) та природних радіонуклідів.

Розглядаючи, дерново-підзолисті ґрунти, які поширені на забрудненій території внаслідок аварії на ЧАЕС, мають щільний гранулометричний та легкий механічний склад, через 30 років після випадання продуктів радіоактивного розпаду, вся маса містилася у верхньому 30-сантиметровому шарі (табл. 1.1).

Таблиця 1.1

Проникнення ^{90}Sr та ^{137}Cs у товщу ґрунту, % (узагальнені дані) [145]

Шар, см	Дерново-підзолистий				Чорнозем звичайний			
	^{90}Sr		^{137}Cs		^{90}Sr		^{137}Cs	
	1987	2017	1987	2017	1987	2017	1987	2017
0–5	100	5	100	10	100	25	100	50
5–10	0	10	0	20	0	45	0	40
10–15	0	25	0	30	0	15	0	10
15–20	0	30	0	40	0	10	0	0
20–25	0	20	0	0	0	5	0	0
25–30	0	10	0	0	0	0	0	0
30–35	0	0	0	0	0	0	0	0

Тобто, варто досліджувати верхні шари ґрунту для більш чіткого визначення можливого поверхневого додаткового забруднення та процесів міграції.

Вітер відіграє ключову роль у перенесенні радіонуклідів на значні відстані. Коли вітер підіймає радіоактивні частинки з поверхні ґрунту, вони можуть швидко переміщатися на десятки кілометрів. Це призводить до вторинного забруднення територій, які спочатку були чистими, або до підвищення рівня забруднення вже заражених зон. Швидкість вітру та стан ґрунту — два основні чинники, що визначають інтенсивність вітрового переносу. Чим сильніший вітер, тим більше частинок він може підняти. Ґрунт, який не вкритий рослинністю, особливо сухий, а також розорані поля та схили, що піддаються впливу вітрів, найбільш схильні до вітрової ерозії та, відповідно, до поширення радіоактивних речовин.

Міграція радіонуклідів є досить складним явищем, адже певні показниками здатні вплинути на її особливості та швидкість. Але ризики, пов'язані із поширенням радіонуклідів у ґрунтово-рослинно-тваринному ланцюгу є досить високими [147].

Висновки до розділу 1

1. Неефективне поводження з побутовими відходами спричиняє низку екологічних, соціальних та економічних проблем та суперечить принципам сталого розвитку. Управління відходами в Україні характеризується низьким рівнем сортування та переробки, значною кількістю перевантажених полігонів і несанкціонованих звалищ, їх експлуатацією у понаднормовий термін; рекультивація здійснюється лише частково (6,8 % сміттєзвалищ від загальної кількості), частим явищем є пожежі. Розміщення відходів на полігонах та сміттєзвалищах залишається основним способом поводження (83,37 % від загального обсягу відходів).

2. Сміттєзвалища є чинниками впливу на довкілля через фільтрат, звалищний газ, накопичення важких металів, зміну ґрунтового покриву та рельєфу, забруднення водних ресурсів та зниження біорізноманіття. Самозаймання та підпали спричиняють викиди токсичних та парникових газів, канцерогенних сполук, що впливають на довкілля та здоров'я населення.

3. Вертикальна та горизонтальна міграція небезпечних речовин, особливо важких металів, радіонуклідів, із відходів в екосистеми спричиняє накопичення у рослинах і тваринах, створюючи ризики для харчових ланцюгів.

4. Враховуючи морфологічний склад побутових відходів на сміттєзвалищах (наявність небезпечних відходів) та з метою зменшення екологічних та соціальних ризиків, необхідно застосовувати комплексну систему екологічного моніторингу сміттєзвалищ, включаючи радіаційно-екологічний, який включає оцінку радіаційного фону, активності радіонуклідів у ґрунтових горизонтах, міграцію та акумуляцію у системі «едафотоп-фітоценоз» та у харчових ланцюгах.

Результати досліджень відображені у публікаціях [26, 27, 53, 58, 62, 70, 133, 140, 143, 144].

РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, МЕТОДИ ТА ОБ'ЄКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Програма досліджень

Програма досліджень побудована з урахуванням мети та завдань дисертаційної роботи і спрямована на отримання комплексної оцінки радіаційно-екологічного стану екосистем сміттєзвалищ Західного Лісостепу. Вона включає послідовне виконання аналітичних, польових, лабораторних та аналітично-розрахункових робіт (табл. 2.1).

На першому етапі проведено аналітичний огляд сучасного стану проблеми екологічної та радіаційної небезпеки сміттєзвалищ, визначено характерні джерела забруднення, а також обґрунтовано вибір об'єктів дослідження – сміттєзвалищ у межах Тернопільської, Хмельницької та Львівської областей.

Другий етап передбачав організацію польових досліджень: відбір проб ґрунтів із різних горизонтів та ділянок, відбір зразків рослинного покриву, а також вимірювання рівнів радіаційного фону на територіях сміттєзвалищ і прилеглих екосистем.

На третьому етапі виконано лабораторні визначення питомої масової активності природних і техногенних радіонуклідів у ґрунтах та рослинності, а також встановлено концентрації важких металів методом рентгенофлуоресцентного аналізу. Додатково проведено аналіз флористичного складу рослинного покриву для виявлення видів, характерних для природної фітомеліорації та подальшої рекультивації сміттєзвалищ.

Четвертий етап був спрямований на узагальнення та інтерпретацію результатів: проведено оцінку коефіцієнтів концентрації, біоаккумуляції та міграції радіонуклідів і важких металів.

П'ятий етап полягав у розробленні науково обґрунтованих рекомендацій щодо організації системи радіаційно-екологічного моніторингу сміттєзвалищ, визначенні можливостей використання рослин-біоіндикаторів у практиці рекультивації, а також у формуванні пропозицій зі зниження екологічних ризиків для довкілля та населення.

Таким чином, програма досліджень дозволяє забезпечити комплексність оцінки радіаційно-екологічного стану сміттєзвалищ Західного Лісостепу та виробити практичні рекомендації для підвищення рівня екологічної безпеки.

Таблиця 2.1

Програма досліджень

№	Етап	Об'єкти дослідження	Методи	Очікувані результати
Радіаційно-екологічний моніторинг				
1.	Оцінка радіаційного фону (потужності еквівалентної дози)	Поверхня сміттєзвалищ та прилеглі території	• радіометрія • дозиметрія	Динаміка зміни та коливання показників радіаційного фону відносно фонові ділянки, місцевого значення Карти розподілу радіаційного фону; виявлення зон підвищеної активності
2.	Дослідження щільності радіаційного забруднення ґрунтів (природні та штучні радіонукліди)	Ґрунти на горизонтах (5–10, 10–20 см)	• гамма-спектрометрія • бета-спектрометрія	Питома масова активність радіонуклідів в ґрунтах, коефіцієнти накопичення
3.	Дослідження фізіологічної стійкості видового складу фітоценозів	Видовий склад рослинності	• гамма-спектрометрія; • бета-спектрометрія; • коефіцієнт біоаккумуляції	Ідентифікація видів з високою здатністю накопичувати забруднювачі; рекомендації щодо рекультивації
Екологічний моніторинг				
4.	Дослідження забруднення важкими металами	Ґрунтові горизонти (5–10, 10–20 см)	• рентгенофлуоресцентний аналіз (XRF) визначення елементного складу (важкі метали); • коефіцієнт міграції; • визначення здатності рослин до природної фітомеліорації	Питома масова активність радіонуклідів в ґрунтах, коефіцієнти накопичення

Продовження таблиці 2.1

5.	Фітомеліорація	Видовий склад рослинності	• рентгенфлуоресцентний аналіз (XRF) визначення елементного складу (важкі метали), коефіцієнт біоаккумуляції (накопичення); • визначення здатності рослин до природної фітомеліорації	Ідентифікація видів з високою здатністю накопичувати забруднювачі (важкі метали); рекомендації щодо рекультивації (фітомеліорації)
6.	Взаємозв'язок антропогенізації та екологічної стійкості	Ґрунт, рослини, повітря	• статистичний аналіз • кореляційний аналіз	Встановлення взаємозв'язку між радіаційним забрудненням та забрудненням важкими металами і стійкістю екосистем
7.	Оцінка ризиків та заходи екологічної безпеки	Люди, екосистеми	Обчислення потенційного впливу, порівняння з нормативами	Рекомендації щодо моніторингу, рекультивації та фітомеліорації

2.2. Методи, методика та прилади для досліджень

Вимірювання радіаційного фону (потужності еквівалентної дози) здійснювалися на територіях сміттєзвалищ та у прилеглих екосистемах за допомогою дозиметра-радіометра GAMMA-SCOUT STANDART (відповідає американському стандарту «FCC 15» та дає змогу фіксувати усі види випромінювань: α , β , γ). Також для порівняння результатів паралельно заміри проводилися за допомогою дозиметра-радіометра МКС-05 ТЕРРА-П, який також підтвердив результати попереднього приладу, що свідчить про високу точність вимірювань. Проведена польова радіометрія та дозиметрія включала повторювані (5-10) заміри у контрольних точках відносно сторін горизонту: північ, південь, захід, схід, на відстані 100 м та у фоновій (чистій) ділянці.

Для визначення активності бета-випромінюючих радіонуклідів в зразках рослин та ґрунтів використано спектрометр бета-випромінювань СЕБ-01, зав. № 12602 (сертифікат калібрування UA01 № 179 від 08.02.2023). Вимірювання проведено згідно методики МИ 12-08-99 «Активність радіонуклідів ^{90}Sr та ^{90}Y в

лічильних зразках, які отримані методом селекції нуклідів», яку затверджено Держстандартом України.

Для визначення активності гамма-випромінюючих радіонуклідів в ґрунтових та рослинних зразках використано спектрометр гама-випромінювань СЕГ-001 «АКП-С», зав. № 16-2000 (сертифікат калібрування UA01 № 178 від 08.02.2023). Вимірювання проведено згідно методики «Методика виконання вимірювань з використанням сцинтиляційних спектрометрів енергій гамма-випромінювання з програмним забезпеченням AkWin (Свідоцтво про атестацію МВИ № 07-119:2011), що затверджена ННЦ «Інститут метрології».

Визначення вмісту важких металів здійснювалося методом рентгенфлуоресцентного аналізу. Для цього застосовувався рентгенофлуоресцентний аналізатор ElvaX Light SDD — сучасний настільний енергодисперсійний РФА-спектрометр, що забезпечує високу чутливість і точність при визначенні широкого спектра металів (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Cr, Mn, Fe та ін.). Його використання дозволило отримати достовірні кількісні та якісні дані щодо хімічного складу ґрунтово-рослинних проб без складної попередньої підготовки.

Механічна обробка та підготовка зразків до подальших досліджень проводилася відповідно до стандартної методики, викладеній у ДСТУ ISO 11464:2007 «Якість ґрунту. Попереднє обробляння зразків для фізико-хімічного аналізу (ISO 11464:2006, IDT)».

Мінералізацію (озолювання) рослинних та ґрунтових зразків проведено на базі Науково-дослідної лабораторії екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності згідно ДСТУ 7670:2014 «Сировина і продукти харчові. Готування проб. Мінералізація для визначання вмісту токсичних елементів».

2.3. Об'єкти досліджень

Для проведення досліджень в рамках здійснення екологічного та радіаційно-екологічного моніторингу обрано сміттєзвалища на території Західного

Лісостепу України у межах Малого Полісся та Північно-західного Поділля(рис. 2.1). Це сміттєзвалища на території Тернопільської області та сміттєзвалища на території Хмельницької області, Львівський полігон твердих побутових відходів поблизу с. Великі Грибовичі Львівської області.

Радіаційно-екологічна оцінка впливу сміттєзвалищ неодноразово проводилася вченими за кордоном [148, 149].

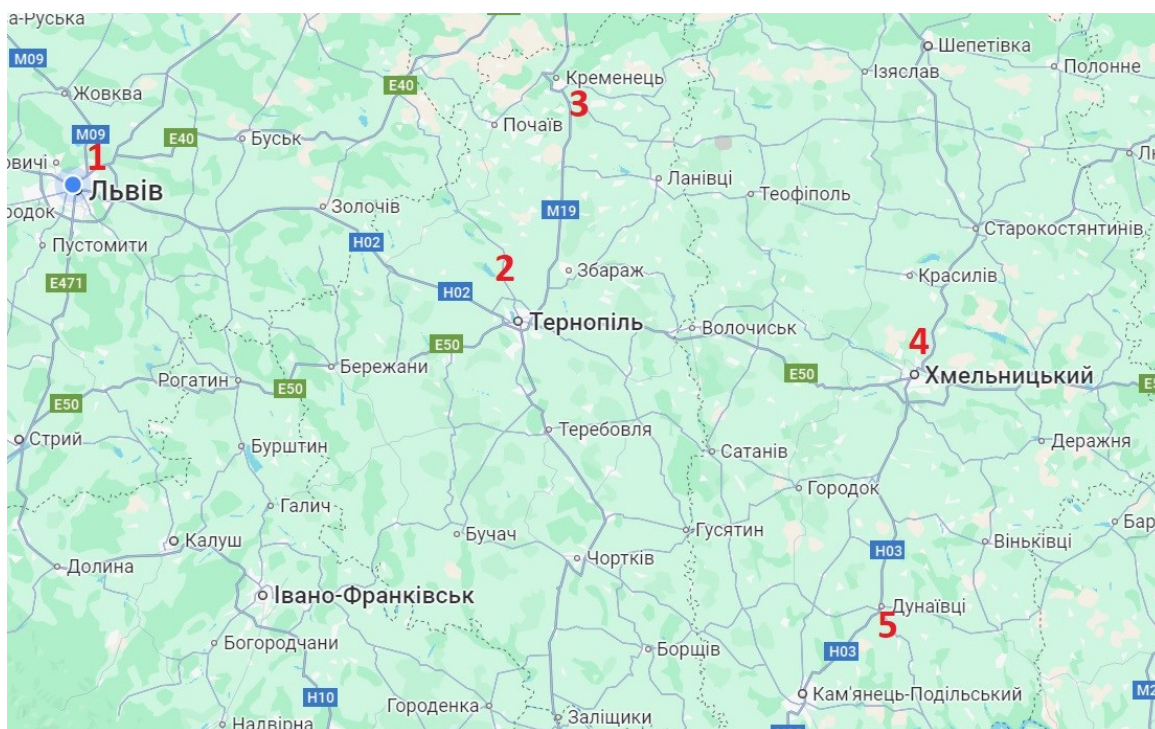


Рисунок 2.1 – Об’єкти для дослідження: 1 – Львівський полігон твердих побутових відходів; 2 – Сміттєзвалище ТПВ біля с. Малашівці; 3 – Сміттєзвалище у м. Кременець; 4 – Хмельницький полігон побутових відходів; 5 – Міський полігон твердих побутових відходів поблизу м. Дунаївці [150]

2.3.1. Сміттєзвалища Тернопільської області

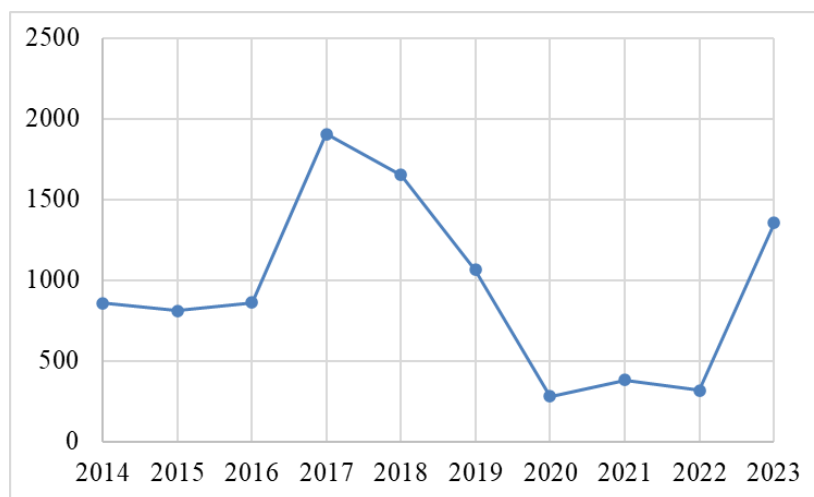
Тернопільська область знаходиться в західній частині України між $24^{\circ}44'$ і $26^{\circ}44'$ сх. д. та $48^{\circ}30'$ і $50^{\circ}16'$ пн. ш. Вона межує з Рівненською, Чернівецькою, Львівською, Івано-Франківською, Хмельницькою областями. Межі області на значному протязі природні: на сході – р. Збруч, на півдні та південному заході –

р. Дністер, на північному заході – Кременецьке горбогір'я. Область займає західну частину Подільської височини. Рельєф її рівнинний. Поверхня області має нахил з півночі на південь. На території Подільської височини в межах області можна виділити окремі частини: Тернопільське плато, Подільське і Кременецьке горбогір'я, Товтровий кряж і Придністровську рівнину [151].

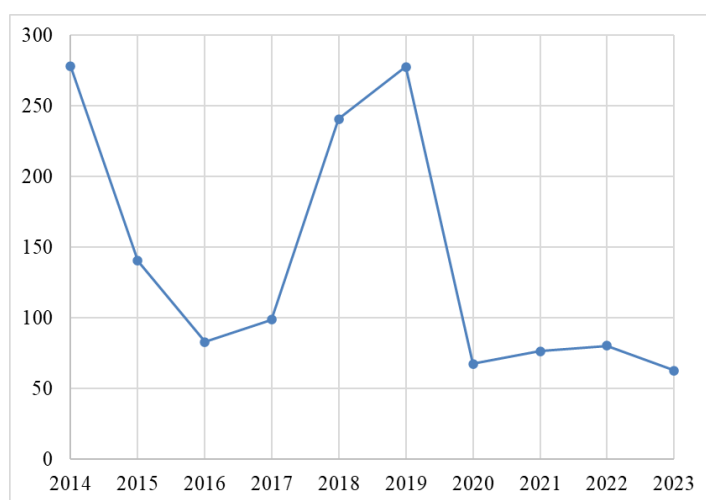
За даними Міністерства розвитку громад та територій України за 2023 рік у Тернопільській області утворено 20,238 тис. тонн твердих побутових відходів, що становить 2,16 % від загального обсягу утворених відходів в Україні [152].

На сьогодні паспортизовано 115 сміттєзвалищ, де накопичено близько 26,18 млн. м³ побутових відходів. Більшість із них функціонують із порушенням екологічних та санітарно-епідеміологічних норм. Відходи розміщують без належної систематизації, їх ущільнення та підгортання здійснюються нерегулярно. Відсутній контроль за якістю підземних вод, повітря та станом ґрунтів, не встановлено систем захисту ґрунтових вод, вилучення та утилізації біогазу і фільтрату.

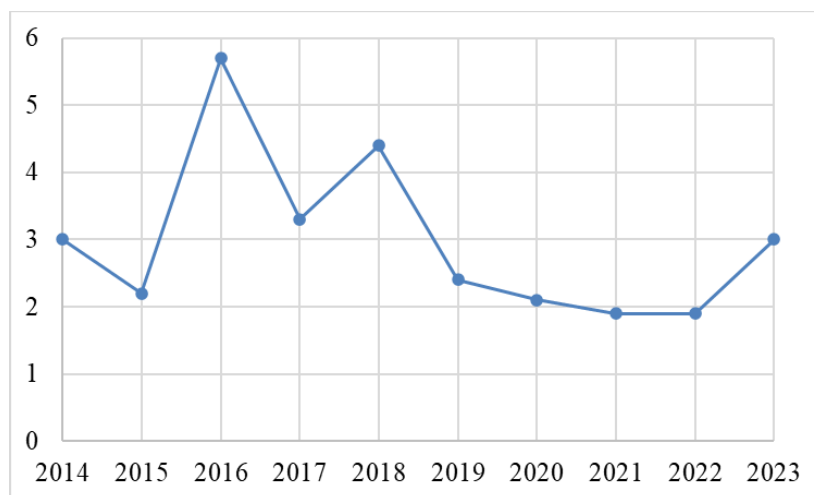
У населених пунктах області функціонує 33 комунальних сміттєзвалища загальною площею 127,5 гектара, на які щороку вивозиться близько 800 тис. м³ відходів. Обсяги утворення відходів з кожним роком зростають, зокрема у 2000 році ця цифра ставила 282 тис. м³, у 2010 – 659,3 тис. м³, у 2015 – 788,5 тис. м³, а вже у 2020 – 834,1 тис. м³. У 2023 році обсяг зібраних побутових відходів склав 919,12 тис. м³, із них захоронено – 663,9 тис. м³ (рис. 2.2). У зв'язку з цим, переважна більшість сміттєзвалищ функціонує в режимі перевантаження, з порушенням проєктних показників щодо обсягів накопичення відходів. Значне зростання кількості відходів – результат, передусім, зміни способу життя людей – надзвичайного поширення предметів одноразового використання. Суттєво зменшити обсяг відходів можна за рахунок збільшення терміну придатності речей у побуті [153].



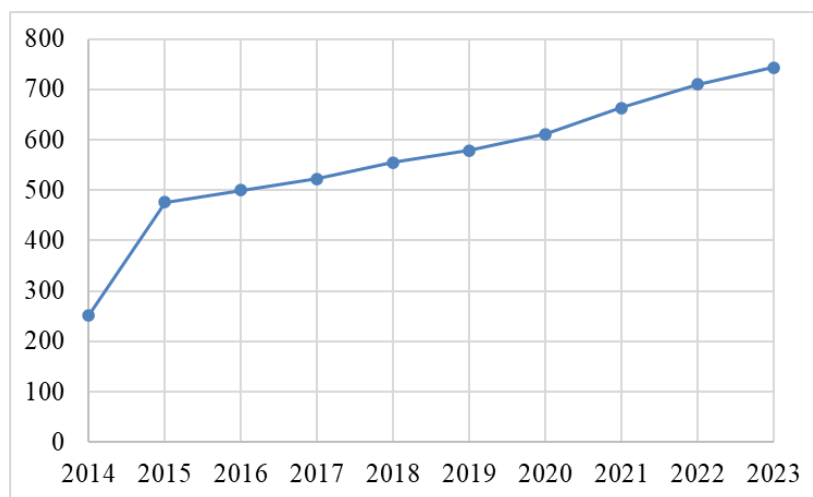
a



6



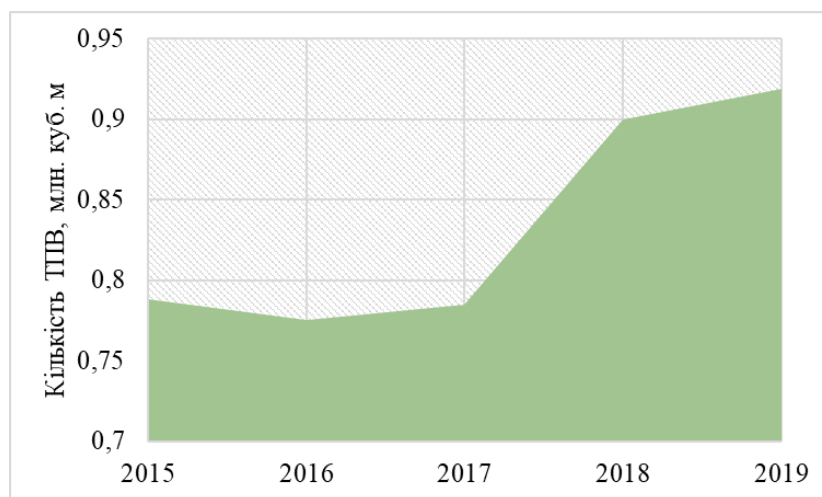
B



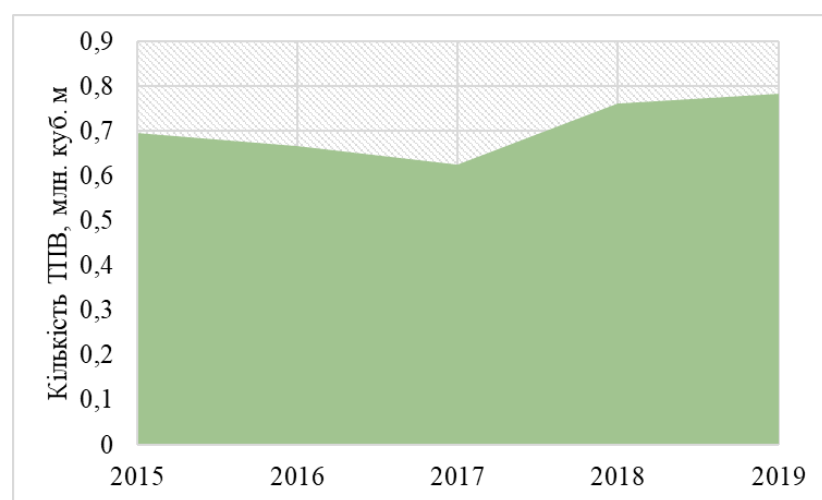
Г

Рисунок 2.2 – Утворення та оброблення з відходів у Тернопільській області: а - обсяг утворених відходів, б - обсяг відновлених відходів, в - обсяг спалених відходів, г - обсяг видалених відходів на полігони (тис. т) [153]

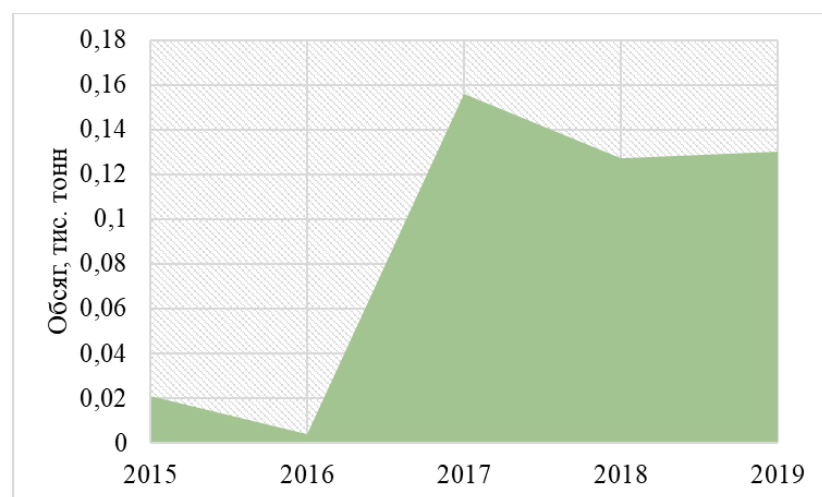
За період 2015-2019 рр. суб'єктами господарювання, що надають послуги з поводження з побутовими відходами зібрано та перевезено 4,1 млн куб. метрів побутових відходів, з них захоронено 3,3 млн куб. метрів. Обсяг відходів після сортування та відібраних сировинно цінних компонентів за ці роки становить 0,6 млн куб. метрів (0,4 млн тонн). Від початку експлуатації місць видалення відходів області обсяг захоронених відходів на них становить 22,9 млн куб. метрів (5,6 млн тонн) (рис. 2.3). Під час аналізу обсягів утворення та складу муніципальних відходів Тернопільської області враховуємо наступне, що у Тернопільській області вагами обладнано лише два місця видалення відходів (сміттєзвалище у с. Плебанівка та с. Малашівці). Облік за вагою на Плебанівському сміттєзвалищі ведеться з 2012 року, на Малашівському з 2019 року [154].



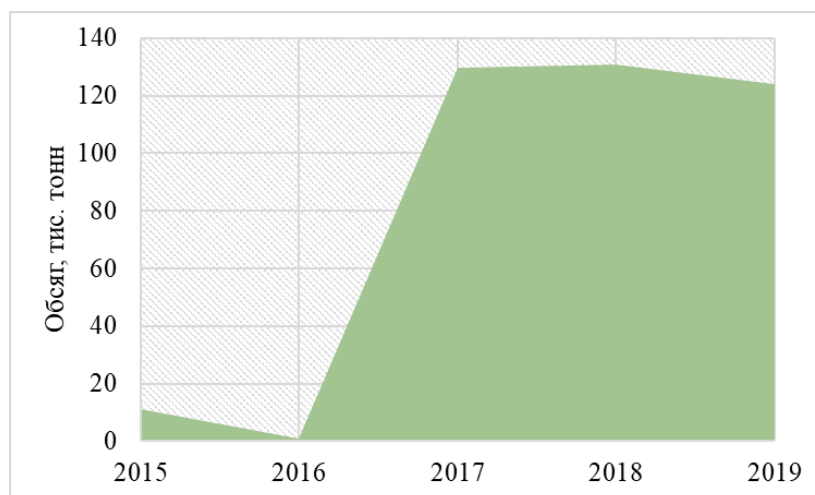
а



б



в



Г

Рисунок 2.3 – Обсяг зібраних, перевезених, захоронених ТПВ та відібраних сировино цінних компонентів: а – кількість ТПВ, зібраних і перевезених підприємствами; б - кількість ТПВ захоронених на полігонах, сміттєзвалищах; в - обсяги відходів після сортування та г -відібраних сировинно цінних компонентів [154]

В області відсутні пункти приймання/збирання зношених, приймання/збирання відходів електронного та електричного обладнання, приймання транспортних засобів на утилізацію. Відомо лише про три пункти централізованого знешкодження медичних відходів [155].

2.3.1.1. Полігон твердих побутових відходів с. Малашівці

Питання екологічної та техногенної небезпеки Малашівського сміттєзвалища розглядалися в працях В.В. Поповича; проблеми погіршення якості питної води у м. Тернополі у зв'язку із негативним впливом Малашівського полігону на водні горизонти Верхньо-Івачівського водозабору описані у публікаціях Л.П. Царика, П.Л. Царика, І.Р. Кузика; еколого-економічні переваги утилізації ТПВ у м. Тернополі оцінені у роботах Л.В. Янковської.

Міське сміттєзвалище знаходиться на лівому схилі річки Серет, на віддалі 1,7 км від села Малашівці та 2,5 км від водозабору. Його історія розпочалася з січня 1979 року, коли для облаштування сміттєзвалища міста була відведена

земельна ділянка 3,5 га на місці відпрацьованого кар'єру. Хоча розробка кар'єру велась із застосуванням вибухових способів видобутку, що обумовило велику ймовірність утворення тріщин в його підшві, проте облаштування водонепроникного екрану основи сміттєзвалища не було виконано. Цей об'єкт є основним потенційним джерелом хімічного забруднення підземних вод.

Сміттєзвалище поблизу с. Малашівці Тернопільського району (рис. 2.4) досі залишається єдиним місцем для складування твердих побутових відходів, які звозять з м. Тернопіль і ряду сусідніх сіл, а це — близько 80–85 тонн сміття щодня. Орендарем зазначеного місця видалення відходів визнано ТОВ „ЕКО-ЛІДЕР Т”. Цим підприємством, за наявною в управлінні інформацією, на території сміттєзвалища змонтовано сміттесортувальну лінію, а також передано частину орендованої земельної ділянки в суборенду ТОВ „БІОГАЗ ЕНЕРДЖІ-ТЕРНОПІЛЬ” під встановлення газогенераторної (когенераційної) установки для виробництва електроенергії з системою збору та утилізації біогазу [156].



Рисунок 2.4 – Малашівський полігон ТПВ (фото автора)

Згідно з офіційними даними облік відходів за вагою на Малашівському сміттєзвалищі розпочато лише з 2019 року [154].

Згідно з даними інтерактивної мапи сміттєзвалищ, розробленої Тернопільською ОДА, на території Тернопільської міської територіальної громади наявні чотири об'єкти управління відходами, а саме: три об'єкта оброблення відходів – один у с. Малашівці, два у Тернополі та сміттєзвалище твердих побутових відходів біля с. Малашівці. Це паспортизоване сміттєзвалище, термін експлуатації якого триває (1977-1987 рр. (2028 р.)). Площа об'єкта становить 17,5 га, проєктна ємність – 1437,1 тис. т. Власником полігону є Управління житлово-комунального господарства, благоустрою та екології Тернопільської міської ради; утримання та експлуатацію здійснює ТзОВ «ЕКО-ЛІДЕР Т».

На сміттєзвалищі щороку здійснюють рекультивацію території, пересипаючи відпрацьовані ділянки відходами кар'єрного походження. Останніми роками проводиться модернізація полігону з метою покращення його екологічного стану та зменшення негативного впливу на довкілля. У 2019 році було введено в експлуатацію сміттєсортувальну лінію, а у 2021 – сучасну станцію дегазації потужністю 659 кВт. Вона перетворює біогаз шляхом спалювання на «зелену» електроенергію. Для місцевої громади це означає додаткові фінансові надходження до бюджету, створення нових робочих місць і підвищення екологічної безпеки. Дегазацію полігону здійснює ТОВ «Біогаз Енерджі – Тернопіль», що входить до групи компаній «Кліар Енерджі Груп». Станція обладнана австрійськими установками «Jenbacher», які широко застосовуються у біогазових проєктах Європи [157].

У зв'язку з недотриманням вимог чинного законодавства щодо функціонування полігонів ТПВ, зокрема експлуатація у понаднормовий термін, недостатня рекультивація, та відсутність якісної установки збору та відведення біогазу, на сміттєзвалищі частими явищами є виникнення пожеж. Також присутній постійний дискомфорт для населення, зокрема неприємний запах,

поширення сміття внаслідок вітру на території навколо звалища. Також науковці наголошують на небезпеці впливу полігону відходів на водоносні горизонти, зокрема проникнення інфільтрату, його складових у ґрунтові води [158].

Полігон твердих побутових є одним з найбільших забруднювачів Верхньо-Івачівського водозабору (рис 2.5). Полігон влаштований у відпрацьованому вапняковому кар'єрі. Неогенові відклади котловану полігону частково зруйновані за рахунок підривних робіт, які проводилися під час експлуатації кар'єру. Водонепроникний екран під сміттєзвалище не влаштовано. Це сприяє проникненню інфільтрату сміттєзвалища у водоносні горизонти [159].

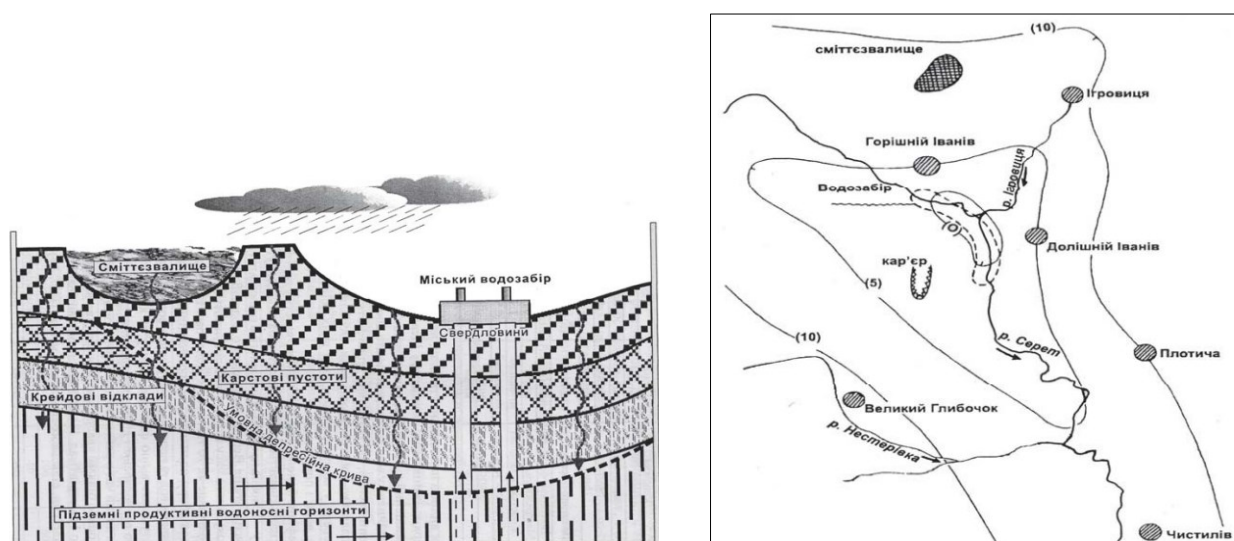


Рисунок 2.5 – Розташування Малашівського полігону побутових відходів відносно Верхньо-Івачівського водозабору [148]

2.3.1.2. Полігон твердих побутових відходів м. Кременець

Сміттєзвалище розташоване за 1 км від міста в урочищі «Ганушівка», воно має площу 4,0 га і потужність 521,8 тис. м³ (рис. 2.6.). Полігон ліцензований і призначений для складування відходів. Щотижня сюди привозять до 400 тонн різного сміття. Поводження з відходами у місті Кременець здебільшого зводиться до того, що відходи збираються у контейнери і вивозяться на сміттєзвалище [160].



Рисунок 2.6 – Полігон побутових відходів у м. Кременець (фото автора)

2.3.2. Сміттєзвалища Хмельницької області

За даними Державної служби статистики у 2023 році у Хмельницькій області утворено 826,5 тис. тонн відходів. З них утилізовано 148,4 тис. т, спалено – 17,1 тис. т, видалено у спеціально відведені місця та об'єкти – 355,0 тис. тонн [161].

Згідно оновлених у 2024 році даних відбувається динаміка зростання кількості відходів у області (рис. 2.7)

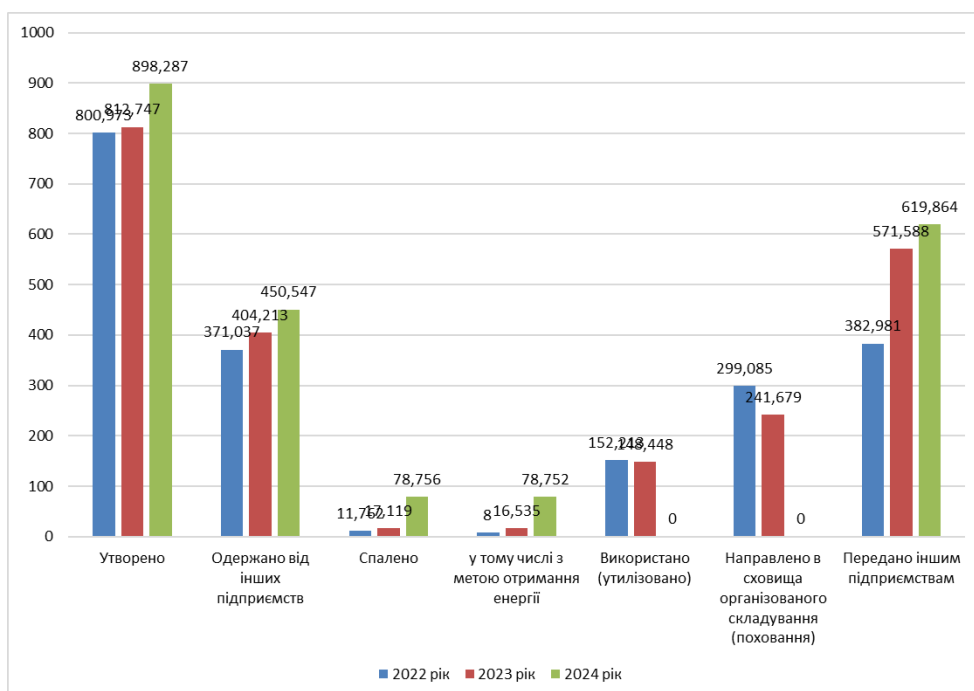


Рисунок 2.7 – Динаміка основних показників поводження з відходами I-IV класів небезпеки, тис. тонн [162]

У поводженні з побутовими відходами у Хмельницькій області переважає їх захоронення (близько 99,9 % побутових відходів), частка компостування та рециклінгу залишається незначною. Збирання побутових відходів здійснюється за допомогою контейнерної системи. Продовжується запровадження роздільного збирання побутових відходів [163].

Згідно офіційних даних, за 2023 рік не проводилося будівництво нових полігонів та сміттєзвалищ. В області функціонує 746 сміттєзвалищ: 21 міськрайонних, 11 селищних, 711 сільських полігонів. Із загальної кількості сміттєзвалищ паспортизовані 59 % (усі міськрайонні та селищні), не паспортизовані 267 сільських полігонів. На більшості полігонів ТПВ не здійснюється моніторинг їх впливу на підземні водоносні горизонти, лише деякі підприємства, які експлуатують полігони твердих побутових відходів, уклали угоди на проведення контролю впливу місць видалення відходів на ґрунти; не вирішене питання збору та утилізації фільтрату для усіх полігонів області. Полігони ТПВ експлуатуються за відсутності проєктної документації, без виконання інженерних досліджень, геологічних та гідрогеологічних вишукувань, екологічних та санітарно-гігієнічних досліджень [164].

Морфологічний склад твердих побутових відходів у місті Хмельницькому свідчить про переважання органічної складової, яка становить 45,05 % усіх відходів. Це вказує на необхідність впровадження систем роздільного збору та переробки біовідходів, зокрема компостування або виробництва біогазу. Значну частку також займають скло та кераміка (14,24 %), будівельні та ремонтні відходи (11,47 %), пластмаси і ПЕТ-пляшки (10,35 %), а також папір і картон (9,64 %) — всі ці матеріали мають потенціал для вторинної переробки, але вимагають ефективної системи сортування. Наявність небезпечних (1,35 %) і електронних (0,32 %) відходів, хоч і в невеликих обсягах, становить екологічну загрозу та вимагає спеціалізованої утилізації. Загалом склад відходів у Хмельницькому вказує на необхідність удосконалення інфраструктури поводження з ТПВ, з акцентом на роздільний збір, зменшення частки змішаних відходів та розвиток переробних потужностей [165].

Найбільші обсяги утворення ТПВ спостерігаються у великих містах — Хмельницькому (приблизно 420 кг/рік), Славуті, Кам'янці-Подільському, Нетішині та Дунаєвецькому районі — понад 300 кг/рік (рис. 2.8). Це можна пояснити вищим рівнем урбанізації, споживанням товарів та послуг, а також розвиненішою системою обліку й вивозу сміття. Натомість у сільських та менш урбанізованих районах — таких як Старокостянтинівський, Шепетівський, Хмельницький та Вінковецький — обсяг ТПВ на особу значно нижчий (менше 50 кг/рік), що може вказувати як на менше споживання, так і на неформальне поводження з відходами (самоспалювання, компостування тощо). Загалом, чітко простежується залежність між рівнем урбанізації та кількістю утворених побутових відходів [166].

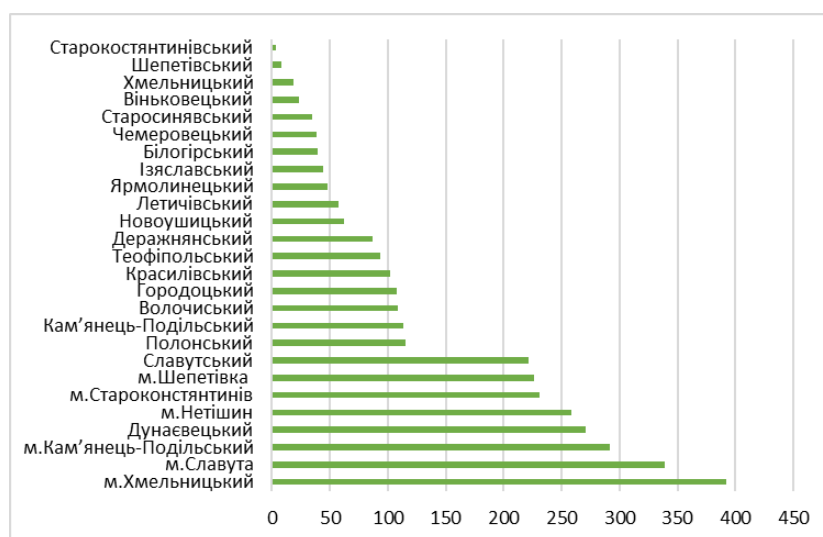
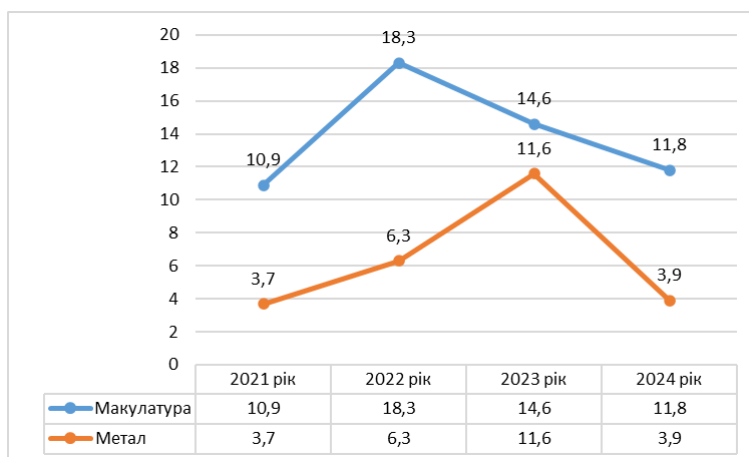
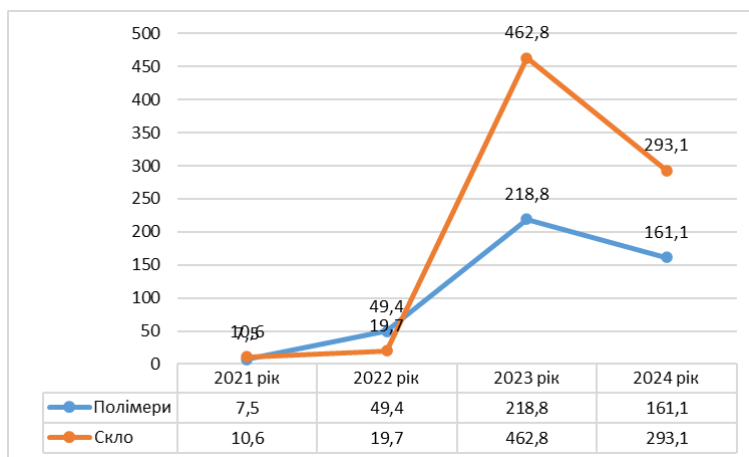


Рисунок 2.8 – Обсяг утворення ТПВ у регіонах та містах Хмельницької області на 1 особу у кг/рік [166]

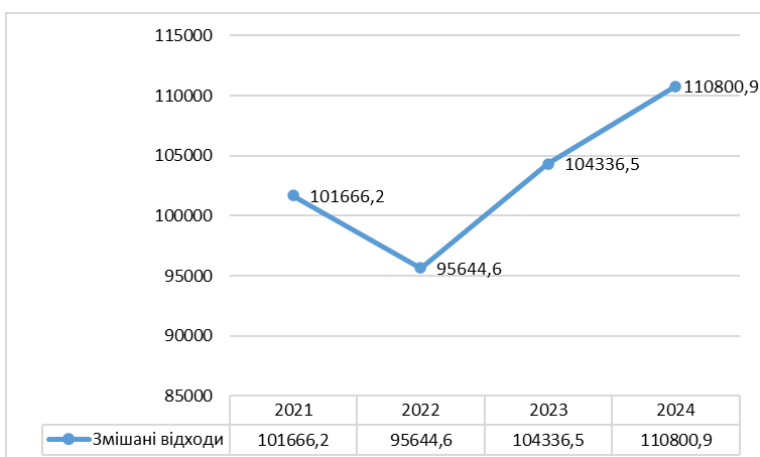
З метою зменшення кількості відходів, що захоронюються на полігоні ПВ, для поліпшення стану довкілля у місті Хмельницькому запроваджено роздільне збирання побутових відходів (рис.2.9) [167]. Сортивання відходів було розпочато ще в 2007 році, проте, починаючи з 2022 року, комунальне підприємство вже самостійно здійснює цю функцію, залучаючи приватних осіб лише на незначній території громади [168].



а



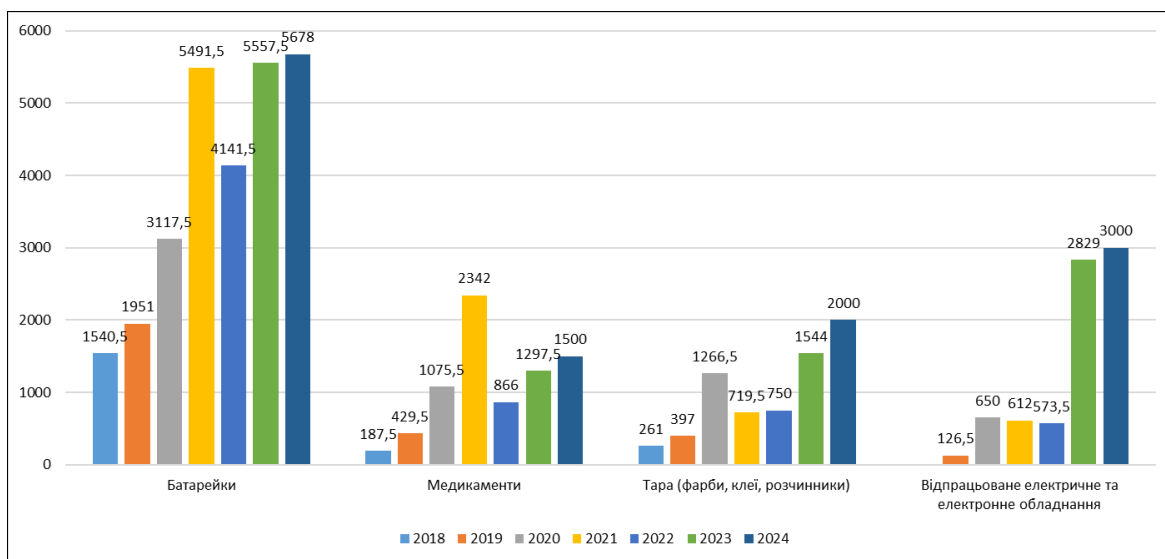
б



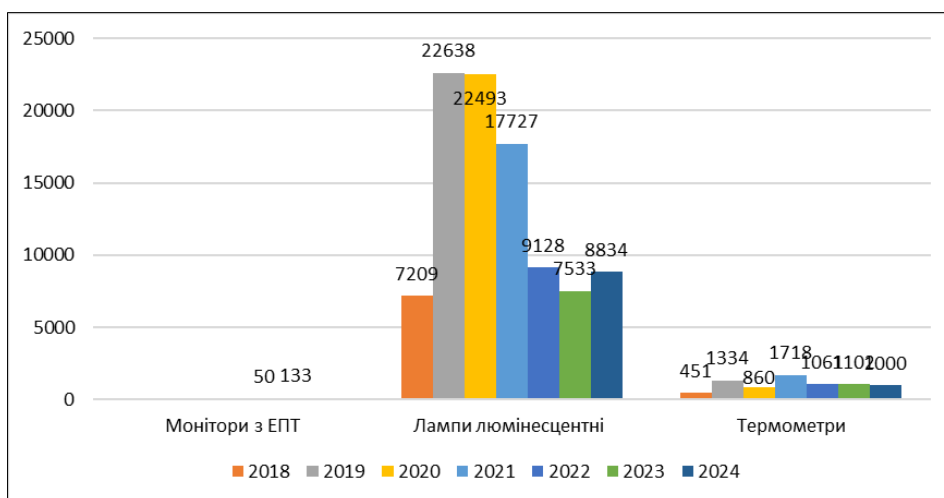
в

Рисунок 2.9 – Кількість змішаних та роздільно зібраних побутових відходів впродовж 2021-2024 рр. у м . Хмельницький (тонни): а – макулатура та метал, б – полімери та скло, в – змішані відходи

Також активно проводиться робота над сортуванням небезпечних відходів у складі побутових відходів (рис. 2.10).



а



б

Рисунок 2.10 – Кількість зібраних небезпечних відходів у складі побутових відходів у м. Хмельницький: а – батареї, медикаменти, тара(фарби, клеї, розчинники, відходи електронного та електричного обладнання (кг), б – монітори, лампи люмінесцентні, термометри (штуки)

У місті Хмельницькому функціонують два Центри управління відходами за адресами проспект Миру, 7 (рис. 2.11) та на розі вул. Пілотської та вул.

Чорновола. Центри управління відходами — це місця, куди кожен мешканець Хмельницької міської територіальної громади може безкоштовно здати відходи для їх подальшої переробки чи утилізації. Центри приймають 13 фракцій відходів (папір, пластик, поліетилен, комбіновану упаковку, метал, побутову техніку, будівельні відходи, «зелені» відходи, меблі, одяг, небезпечні відходи) [169].



Рисунок 2.11 – Центр управління відходами м. Хмельницький (фото автора)

В середньому за місяць Центри відвідує близько 1460 осіб. За 2024 рік зібрано такі відходи згідно таблиці 2.2.

Таблиця 2.2

Види відходів , які зібрано за 2024 рік у Центри управління відходами
м. Хмельницького

Назва	Кількість
Будівельні відходи	88,3 тонн
«Зелені» відходи	31,2 тонн
Комбіноване пакування	0,2 тонн
Макулатура	11,8 тонн
Металобрухт	3,8 тонн
ПЕТ пляшка	1,1 тонн
Поліетилен	1,6 тонн
Склобій	9,6 тонн
HDPE пляшка	0,5 тонн
Одяг, взуття	23,7 тонн
Меблі	87 од.
Побутова техніка	356 од.

Аналізуючи статистичні дані, спостерігається як збільшення обсягів утворення небезпечних відходів у складі побутових, а також це можна розглядати як продуктивність впровадження системи роздільного збору побутових відходів та їх ефективної утилізації в подальшому. Даний крок запобігає потраплянню небезпечних відходів на полігон, що в подальшому зменшує ризик міграції небезпечних токсичних продуктів розкладу у ґрунті та водні горизонти, харчові ланцюги.

2.3.2.1. Хмельницький міський полігон побутових відходів

Одним з найбільших полігонів побутових відходів в Україні є існуючий полігон побутових відходів у м. Хмельницький, площею понад 9 га (рис. 2.12). Функціонує з 1956 року. Максимальна висота сягає 32 м, середня висота 15 м. Загальний обсяг захоронених відходів на полігоні ПВ від початку його експлуатації становить 5455620,3 т. Близько 45 % відходів на полігоні – це органіка, біля 7 % - ПЕТ пляшки [170].



Рисунок 2.12 – Хмельницький міський полігон побутових відходів (фото автора)

Полігон є потужним джерелом утворення звалищного газу, який негативно впливає на здоров'я людей та стан довкілля, а також має вагомий внесок у

формування змін клімату як джерело парникових газів, у першу чергу метану. Це стало причиною частих пожеж на сміттєзвалищі, гасіння яких вимагає залучення значних ресурсів, зусиль, засобів і часу [171].

Для вирішення даних питань та враховуючи понаднормовий термін експлуатації полігону з 2018 року на Хмельницькому полігоні ТПВ функціонує установка з дегазації полігону твердих побутових відходів (рис. 2.13). З 2020 року поряд з сміттєзвалищем активно працює Центр управління відходами, де мешканці міста Хмельницького можуть безкоштовно здати відходи для їх видалення, відновлення (переробки) та повторного використання. Це забезпечує можливість зменшення утворення несанкціонованих сміттєзвалищ, зменшення кількості великогабаритних відходів та зменшення обсягу небезпечних відходів в складі побутових.



Рисунок 2.13 – Установка з дегазації Хмельницького полігону твердих побутових відходів [172]

Також у серпні 2024 року КП «Спецкомунтранс» підписано угоду із іноземною компанією-переможцем тендеру на рекультивацію діючого полігону побутових відходів та будівництво двох нових карт для складування відходів. Це надзвичайно важливий крок до вирішення проблеми поводження з відходами і

упорядкування сміттєзвалища. Угодою передбачено рекультивацію діючого полігону побутових відходів та будівництво двох нових карт для складування побутових відходів [173].

Донедавна, полігон був джерелом екологічної небезпеки утворення та витоку фільтрату за його межі, і, як наслідок, забруднення прилеглих територій та водойм [174]. Також варто зазначити, що відносно рельєфу полігон знаходиться вище порівняно з прилеглими сільськогосподарськими угіддями (рис. 2.14). Це створює додаткову небезпеку щодо забруднення та впливу на прилеглі екосистеми.



Рисунок 2.14 – Розташування Хмельницького міського полігону побутових відходів відносно сільськогосподарських територій (фото автора)

Але у січні 2025 року відбувся пробний запуск нових очисних фільтрувальних споруд на території Хмельницького полігону побутових відходів та проведено очищення першої партії фільтрату полігону. Результати випробувань підтверджують високу якість очищення та можливість подальшого спуску у каналізаційну мережу міста [175].

2.3.2.2. Полігон твердих побутових відходів м. Дунаївці

Дунаєвецька міська територіальна громада займає одне з перших місць щодо поводження з побутовими відходами не лише в Хмельницькій області, але й в Україні [176]. Керівництво громади обґрунтовано та якісно підійшло до реалізації питання збору та вивезення відходів на полігон, зокрема станом на лютий 2025 року функціонують 85 контейнерів для ТПВ об'ємом 1,1 м³ кожен та 35 контейнерів для ТПВ об'ємом 0,75 куб.м., три самоскиди: ГАЗ 5312, ГАЗ 3307 та ЗИЛ ММЗ 4502 та один екскаватор- навантажувача БМ 2014 [177].

Проте все-таки є ряд невирішених питань та проблем, що характерні для м. Дунаївці, які впливають та екологічну безпеку та сферу поводження з відходами. Зокрема:

- недостатні обсяги утилізації відходів (територія міста охоплена вивозом відходів ТПВ на 76,3%), відсутність обладнаних належним чином полігонів для захоронення відходів (відсутність донного ізоляційного екрану, немає належного обвалування та дренажних каналів) і, як наслідок, забруднення території (земель, лісів, водоохоронних зон водних об'єктів) різними промисловими та побутовими відходами;

- не реалізований в повному обсязі роздільний збір сміття, його сортування та перероблення;

- організація роздільного збору окремих компонентів відходів;

- переробка відходів з наступною утилізацією та (або) захороненням;

- створення сучасних регіональних полігонів побутових відходів (регіональних комплексів поводження з відходами) із знешкодженням фільтрату та утилізацією біогазу;

- будівництво регіональних сміттєпереробних заводів;

- забезпечення локалізації негативного впливу на довкілля виведених з експлуатації полігонів побутових відходів [178].

Полігон, на який вивозяться тверді побутові відходи, розташований за межами міста, на відстані 2,0 км у південно-західному напрямку (с. Січенці).

Полігон ТПВ знаходиться на балансі КП «ЖЕО» Дунаєвецької міської ради і має розроблений та затверджений паспорт місця видалення відходів (МВВ). Загальна площа звалища складає 5,133 га (рис. 2.15).



Рисунок 2.15 – Дунаєвецький полігон ТПВ (фото автора)

Дунаєвецький полігон ТПВ відкритий та експлуатується з 1952 року. В наявності є глинисті бортові ізоляційні екрани, а донний – відсутній. Також на полігоні ТПВ немає належного обвалування та дренажних каналів. За технологією утилізація побутових відходів змішаного складу здійснюється методом ущільнення із захороненням у землі. Відповідно матеріалів паспорту МВВ, розрахунковий термін експлуатації полігону становить 35 років. Ступінь заповнення полігону ТПВ складає 70 %. На території полігону ТПВ працює сміттєперевантажувальна лінія (потужність - 5425 т / рік змішаних відходів) (рис. 2.16). Полігон по захороненню ТПВ має витриману санітарно-захисну зону розміром 500 метрів [179].



Рисунок 2.16 – Сортивальна лінія на території полігону побутових відходів поблизу м. Дунаївці (фото автора, 2020 р.)

2.3.3. Сміттєзвалища Львівської області

Щороку на території Львівської області утворюється більше 2 мільйонів тонн відходів (рис. 2.17), що не є небезпечними, більшість з них змішані (рис. 2.18) [180]. Переважну частину становлять біовідходи (органічні) – 44 %, також значні частки припадають на пластик – 15 %, скло – 11 %, папір/картон – 10 % [181].

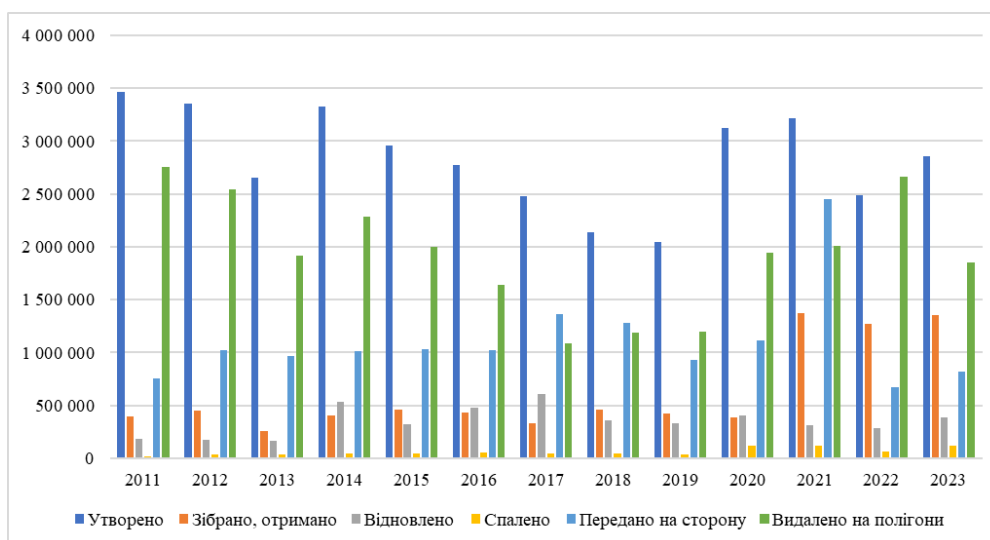
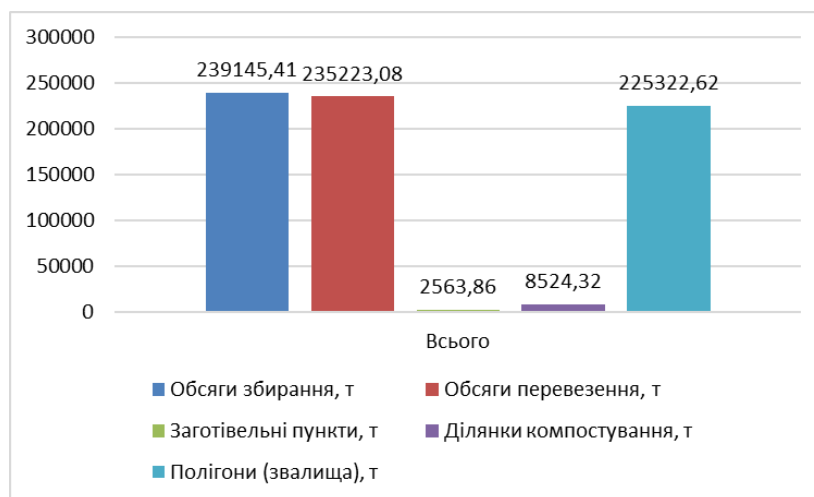
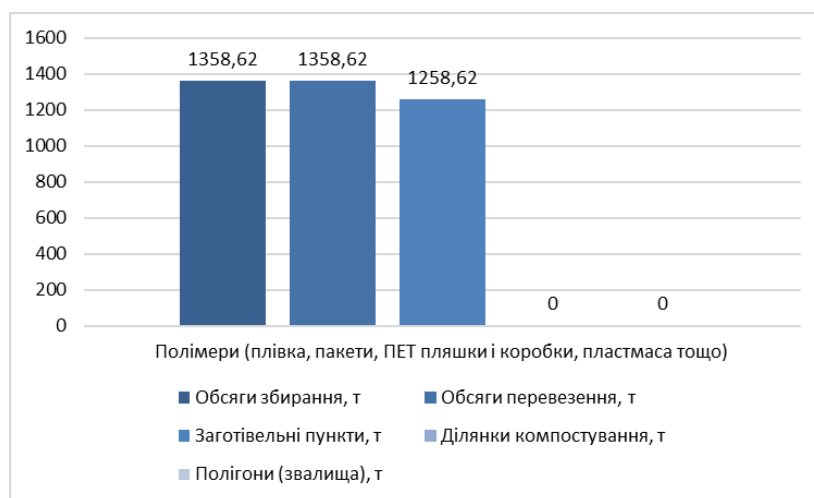


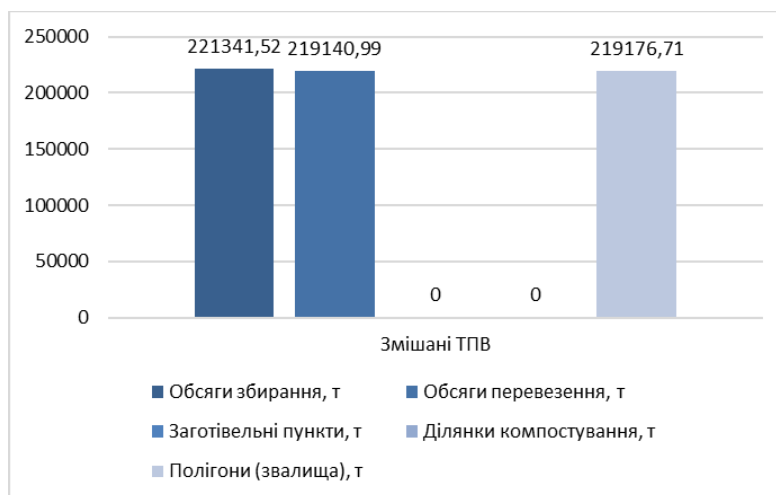
Рисунок 2.17 – Утворення та поводження з відходами I-IV класів небезпеки у Львівській області [180]



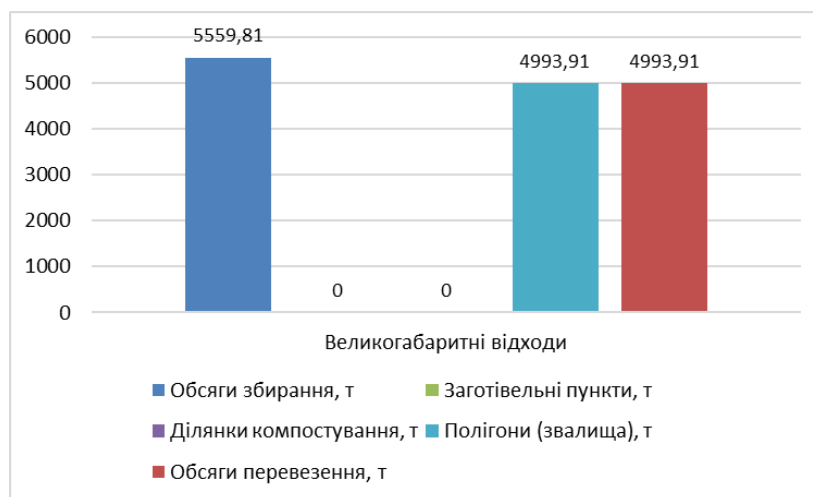
а



б



в



Г

Рисунок 2.18 – Збирання та перевезення побутових відходів на території Львівської міської громади за 2023 рік [182]

У 2024 році на території Львівської області підприємствами та домогосподарствами утворено 2172,5 тис. тонн відходів. Їх розміщення здійснюється на 22 діючих санкціонованих полігонах та 4 звалищах, сумарна площа яких перевищує 140,15 га. Сукупний обсяг накопичених відходів на цих об'єктах становить понад 5 млн тонн, при цьому середній рівень їх заповнення сягає близько 75 %.

Аналіз морфологічного складу побутових відходів засвідчує значну частку вторинних матеріальних ресурсів, зокрема паперу, металу, скла та полімерів. Головною проблемою їх залучення у господарський обіг є недостатній рівень попереднього відокремлення від змішаної маси відходів. З метою зниження навантаження на полігони в області функціонує шість сортувальних ліній: у містах Самбір, Новояворівськ, Червоноград, Золочів та дві у Стрию. Загальна проєктна продуктивність таких ліній становить близько 50 тис. тонн на рік.

Система роздільного збирання відходів перебуває на початковому етапі розвитку: у населених пунктах встановлюються контейнери для збору корисних фракцій (пластик, скло, папір, батарейки), які розміщені на контейнерних майданчиках. Водночас в області відсутні діючі сміттєпереробні та сміттєспалювальні підприємства. Важливим кроком у напрямку екологізації

поводження з відходами стало введення у 2022 році в експлуатацію біогазової станції на рекультивованому полігоні у с. Великі Грибовичі.

Перспективи вирішення проблеми екологічно безпечного поводження з побутовими відходами у Львівській області полягають у реалізації таких заходів:

- створення сучасних сміттесортувальних ліній, полігонів, сміттєпереробних комплексів та спеціалізованих підприємств із заготівлі та утилізації відходів;
- запобігання надмірному утворенню відходів і впровадження системи підготовки їх до повторного використання, зокрема шляхом використання відсортованих матеріалів як вторинної сировини;
- застосування інноваційних технологій переробки, серед яких найбільш поширеною та ефективною є механіко-біологічна обробка [183].

2.3.3.1. Львівський міський полігон побутових відходів

Львівське сміттєзвалище, що належить ЛКП «Збиранка», відноситься до категорії екологічно небезпечних об'єктів України. Площа сміттєзвалища становить понад 38 гектарів. Впродовж тривалого часу на полігоні накопичено приблизно 9 млн тонн побутових відходів та стічних вод, які не піддавалися належній очистці. У результаті цього рівень концентрації токсичних речовин у стоках значно перевищував гранично докільля та здоров'я населення [184, 185].

Також, на території Львівського полігону у дорекультиваційний період спостерігалися підвищення радіаційного фону (0,41-0,42 мкЗв/год) [186, 187].

Проте, внаслідок виникнення пожеж на сміттєзвалищі [188, 189], невирішених екологічних питань (забруднення ґрунтів [190], та переповненості та застарілості сміттєзвалища було прийнято рішення про його рекультивацію.

На даний момент полігон є закритим та перебуває на етапі рекультивації (рис. 2.19), якою займається турецька компанія GOKSIN INSAAT [191]. На сьогоднішній день виконано понад 95 % робіт згідно договору. Кошторисна вартість робіт становить 769 млн. 199 тис. грн. В проєкт входять наступні роботи:

очистка фільтрату, дегазація та реконструкція полігону, технічний та біологічний етапи рекультивації.



Рисунок 2.19 – Рекультивація Львівського полігону побутових відходів (фото автора)

З 2022 року на полігоні працює сучасна біогазова станція, яка виробляє 2 мільйони 645 тисяч КВт/год на рік [192]. Це важливий крок не лише для повноцінної рекультивації сміттєзвалища, але й усуває проблему неприємного запаху, але і запобігає виникненню вибухів та пожеж.

Дослідження полігону у дорекультиваційний та післяпроектний періоди дозволять якісно оціни динаміку зміни показників забруднення повітря, воли, ґрунтів та біорізноманіття.

Висновки до розділу 2

1. Програма досліджень побудована з урахуванням мети та завдань дисертації забезпечує комплексну оцінку радіаційно-екологічного стану сміттєзвалищ Західного Лісостепу. Вона передбачає п'ять етапів: аналітичний огляд, польові дослідження, лабораторні визначення, аналіз результатів та розробку практичних рекомендацій щодо моніторингу і рекультивації.

2. Використані методи та прилади (дозиметри GAMMA-SCOUT, МКС-05 ТЕРРА-П, спектрометри СЕБ-01, СЕГ-001 «АКП-С», рентгенофлуоресцентний аналізатор ElvaX Light SDD) забезпечують точне і багатофакторне визначення радіаційного фону, питомої активності бета- і гамма-випромінювачів, а також концентрацій важких металів у ґрунтах і рослинності. Висока чутливість, автоматизація обробки даних та відповідність українським стандартам дозволяють отримати надійні результати для оцінки радіаційної та хімічної безпеки.

3. Згідно аналізу стану сміттєзвалищ більшість з них функціонує із порушенням екологічних та санітарних норм, з ризиком забруднення ґрунтових вод, підвищеним утворенням біогазу та фільтрату, а також із значним перевантаженням накопичених відходів. У великих містах (Хмельницький, Тернопіль) спостерігається високий рівень утворення ТПВ, що потребує ефективних систем роздільного збору, сортування та рекультивації.

4. Програма та методика досліджень дозволяють ідентифікувати зони підвищеної радіаційної активності, оцінити міграцію важких металів і радіонуклідів, визначити види рослин, придатні для фітомеліорації, а також розробити науково обґрунтовані рекомендації щодо організації моніторингу, рекультивації та зниження екологічних ризиків для довкілля та населення.

Результати досліджень відображені у публікаціях [163, 167, 186].

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ КОМПЛЕКСНОЇ РАДІАЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНОЇ ОЦІНКИ СМІТТЄЗВАЛИЩ

Збільшення використання радіоактивних матеріалів у побуті, медицині та промисловості підвищує ризик, що окремі джерела іонізуючого випромінювання можуть опинитися серед звичайного сміття. У зв'язку з неналежним сортуванням відходів, часто з побутовим сміттям на полігони потрапляє значна кількість небезпечних відходів, в тому числі електронне та електричне обладнання, батарейки, акумулятори, термометри, медикаменти та інше. Вони підвищують екологічний ризик сміттєзвалищ, що посилює роль моніторингу складових довкілля на прилеглих територіях. При неналежному контролі, радіонукліди можуть проникати в ґрунт, підземні води та повітря, що створює загрозу як для природи, так і для людей, які проживають поблизу полігонів.

Також, збільшення рівня радіаційного навантаження на довкілля внаслідок Чорнобильської катастрофи зумовлює додаткову необхідність проведення регулярного радіаційно-екологічного моніторингу. Він становить складову частину загальної системи спостереження та контролю стану довкілля зони відчуження [193].

В рамках радіоекологічного моніторингу проведено заміри радіаційного фону (потужності еквівалентної дози іонізуючого випромінювання) чотирьох сміттєзвалищ побутових відходів: Дунаєвецького, Малашівського, Хмельницького, Кременецького, Львівського. Заміри проведено з чотирьох сторін горизонту методом конверта та для порівняння у фоновій чистій ділянці (на відстані не менше 1 км від об'єктів). Використано провідний прилад для вимірювання радіації GAMMA-SCOUT, який вирізняється високою точністю вимірювань та дає змогу фіксувати α -, β - та γ -випромінювання.

Заміри проведені в рамках польових досліджень у 2020 [194, 195], 2023 [196], 2024 [197, 198], 2025 роках.

3.1. Радіаційно-екологічна оцінка екосистеми полігону твердих побутових відходів с. Малашівці

3.1.1. Оцінка радіаційного фону

У 2020 році результати вимірювань на території Малашівського сміттєзвалища засвідчили наявність підвищеного радіаційного фону, який у середньому складав 0,172 мкЗв/год. Це значення перевищувало місцевий рівень (0,122 мкЗв/год) та було майже у чотири рази вищим за фоновий показник (0,043 мкЗв/год). Найбільш небезпечними зонами тоді виявилися вершина полігону (0,33 мкЗв/год), а також південна та східна бічні сторони, де значення сягали 0,217–0,22 мкЗв/год (табл. 3.1) [194, 199].

Таблиця 3.1

Результати замірів радіаційного фону на території Малашівського сміттєзвалища (мкЗв/год)

	2020	2023	2024
Вершина	0,330	-	-
Північ (бічна сторона)	0,177	0,133	0,104
Північ (підніжжя)	0,167	-	-
Північ (через 100 м)	0,127	-	-
Південь (бічна сторона)	0,217	0,120	0,110
Південь (підніжжя)	0,110	-	-
Південь (через 100 м)	0,113	-	-
Захід (бічна сторона)	0,100	0,086	0,108
Захід (підніжжя)	0,223	-	-
Захід (через 100 м)	0,160	-	-
Схід (бічна сторона)	0,220	0,100	0,113
Схід (підніжжя)	0,177	-	-
Схід (через 100 м)	0,110	-	-
Середнє значення	0,172	0,110	0,109
Фонова ділянка	0,043	0,080	0,105
Місцеве значення	0,122	0,122	0,122

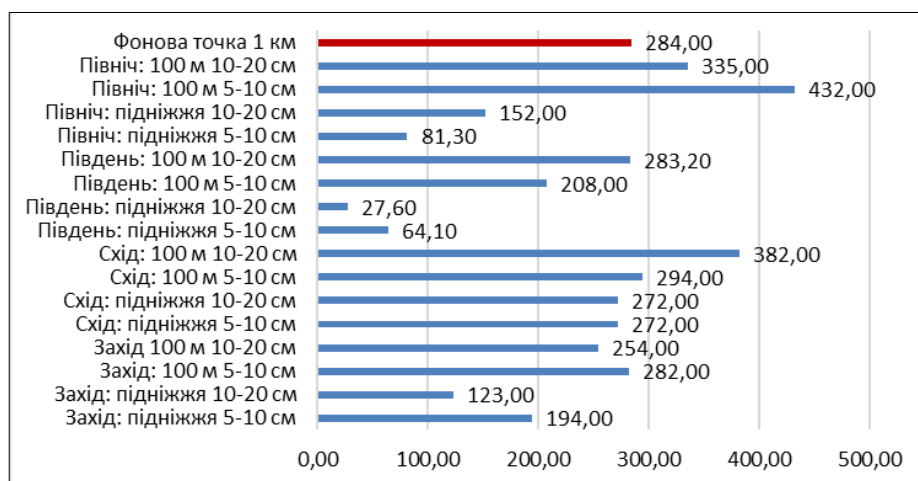
У наступні роки простежується тенденція до поступового зниження показників. Так, у 2023–2024 роках середнє значення потужності еквівалентної дози склало відповідно 0,11 та 0,109 мкЗв/год, що практично відповідає

місцевому рівню (0,122 мкЗв/год) і незначно перевищує фон [197, 198]. При цьому найвищі у 2020 році показники на південних та східних ділянках знизилися до рівня 0,100–0,113 мкЗв/год, а різниця між окремими зонами стала малопомітною. У порівнянні з нормативними значеннями, що для населення становлять 0,3 мкЗв/год (НРБУ-97), виміряні у 2023–2024 роках показники не перевищують допустимих меж і не становлять радіаційної загрози.

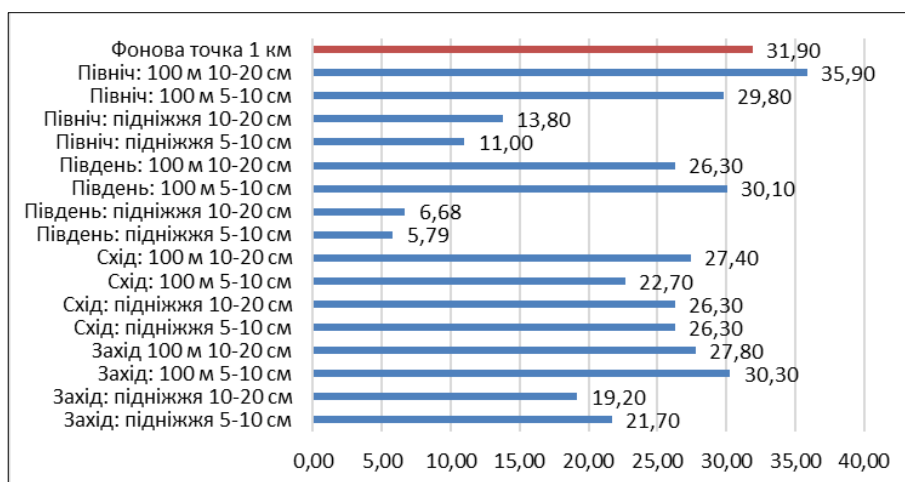
3.1.2. Оцінка питомої активності радіонуклідів у ґрунтах

Результати спектрометрії ґрунтових зразків, відібраних на території Малашівського сміттєзвалища у 2020 році, демонструють результати питомої активності радіонуклідів, які відображені на рис. 3.1 [195].

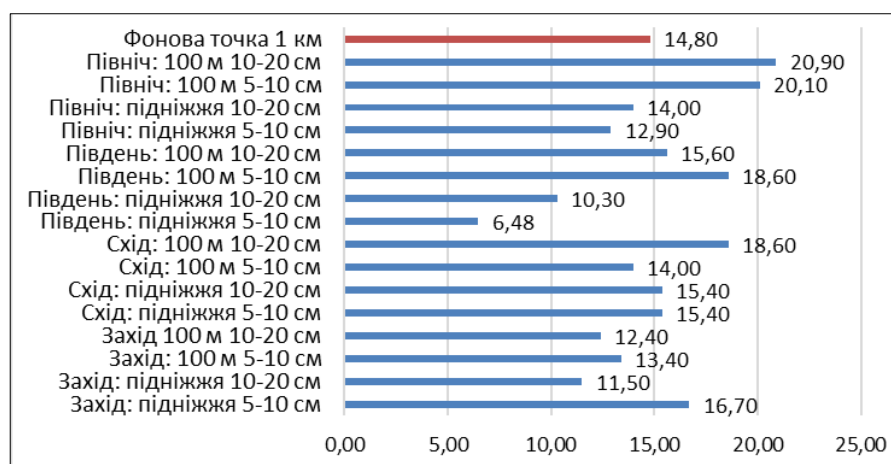
Результати з північної та східної сторін демонструють найбільшу варіацію вмісту радіонуклідів, що може свідчити про переважаючий напрямок міграції чи вплив вітру. Варто врахувати, що з північної сторони полігону найвища висота накопичення відходів. У південній частині полігону, де найбільше рослинності, — зниження активності, що може вказувати на взаємозв'язок показника фітомеліорації та вмісту радіонуклідів у ґрунті. Більшість значень ^{137}Cs є вищими за фоновий рівень, але спостерігається його поверхнева акумуляція в горизонтах 5-10 см, порівняно з горизонтами 10-20 см типово для зон із нещодавнім надходженням радіонуклідів.



а



б



в

Рисунок 3.1 – Питома активність радіонуклідів у зразках ґрунтів полігону ТПВ с. Малашівці (Тернопільська область): а – ^{40}K , б – ^{232}Th , в – ^{137}Cs

Радіаційно-екологічна оцінка ґрунтів Малашівського сміттєзвалища у 2023 році демонструє наступні результати (рис. 3.2).

Показники вмісту як природного радіонукліду ^{40}K , так і штучних – ^{137}Cs та ^{90}Sr є нижчими від норм згідно стандартів радіаційної безпеки [196].

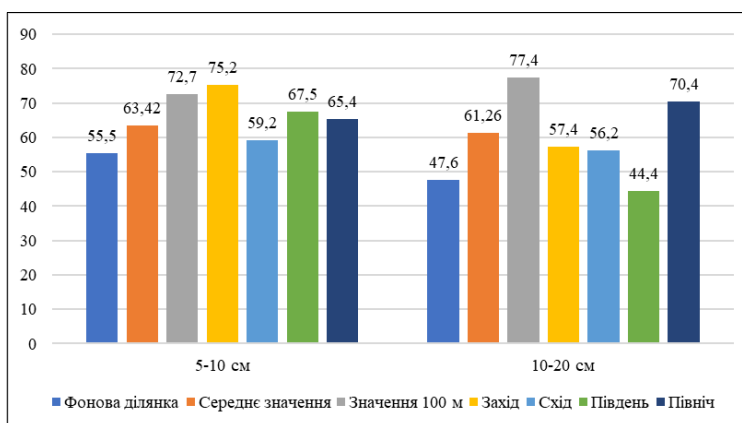
Показник питомої масової активності ^{137}Cs в ґрунтових зразках на горизонті 5-10 см з західної сторони полігону ТПВ перевищує значення у фоновій ділянці у 1,36 рази (на 35,5%), зі східної – 1,07 рази (на 6,7 %), з південної – 1,22 рази (на 21,6 %), з північної – 1,18 рази (на 3,1 %), на відстані 100 м – 1,31 рази (31 %).

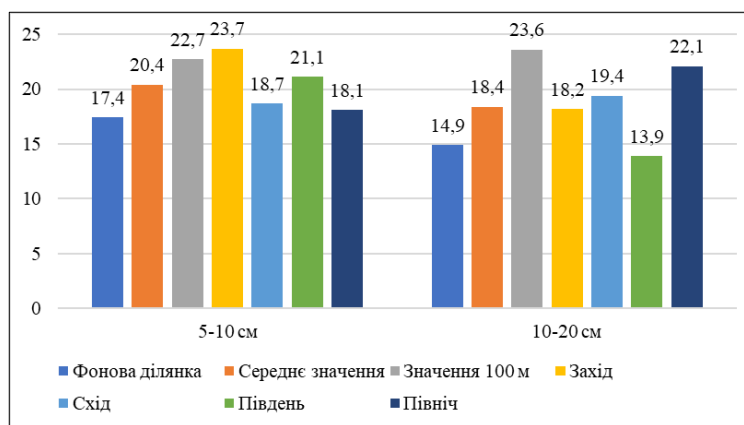
Показник питомої масової активності ^{137}Cs в ґрунтових зразках на горизонтах 10-20 см з західної сторони полігону ТПВ перевищує значення у фоновій ділянці у 1,21 рази (на 20,6 %), зі східної – 1,18 рази (на 18,1 %), з північної – 1,48 рази (на 47,9 %), на відстані 100 м – 1,63 рази (на 62,6 %), проте як з південної є нижчим – у 1,38 рази (на 37,97 %).

Показник питомої масової активності ^{90}Sr в ґрунтових зразках на горизонті 5-10 см з західної сторони полігону ТПВ перевищує значення у фоновій ділянці у 1,36 рази (на 36,21 %), зі східної – 1,08 рази (на 7,47 %), з північної – 1,04 рази (на 4,02 %), на відстані 100 м – 1,31 рази (на 30,46 %), проте з південної є нижчим – 1,32 рази (на 32,37 %).

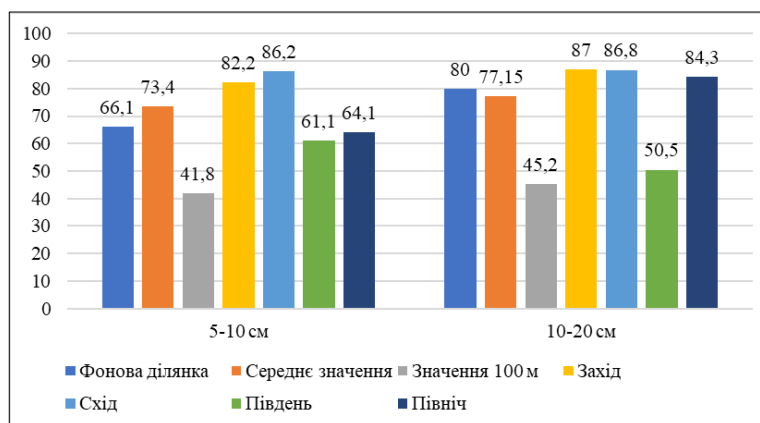
Показник питомої масової активності ^{90}Sr в ґрунтових зразках на горизонті 10-20 см з західної сторони полігону ТПВ перевищує значення у фоновій ділянці у 1,22 рази (на 22,15 %), зі східної – 1,30 рази (на 30,20 %), з південної – 1,32 рази (на 1,32 %), з північної – 1,48 рази (на 48,32 %), на відстані 100 м – 1,58 рази (на 58,39 %).

Показник питомої масової активності ^{40}K в ґрунтових зразках на горизонті 5-10 см з західної сторони полігону ТПВ перевищує значення у фоновій ділянці у 1,24 рази (на 24,35 %), зі східної – 1,30 рази (на 30,41 %), але є нижчим з південної – 1,20 рази (на 20,13 %), з північної – 1,15 рази (на 14,51 %), на відстані 100 м – 1,76 рази (на 75,6 %).





б



в

Рисунок 3.2 – Діаграми показників питомої масової активності: а – ^{137}Cs , б – ^{90}Sr , в – ^{40}K в зразках ґрунту, відібраних на горизонтах 5-10 см, 10-20 см Малашівського полігону ТПВ (Бк/кг)

Показник питомої масової активності ^{40}K в ґрунтових зразках на горизонті 10-20 см з західної сторони сміттєзвалища перевищує значення у фоновій ділянці у 1,09 рази (на 8,75 %), зі східної – 1,09 рази (на 8,5 %), з північної – 1,05 рази (на 5,38 %), але є нижчим: з південної – 1,58 рази (на 58,42 %), на відстані 100 м – 1,77 рази (на 76,99 %).

3.2. Радіаційно-екологічна оцінка екосистеми полігону твердих побутових відходів м. Кременець

3.2.1. Оцінка радіаційного фону

У 2020 році на території Кременецького сміттєзвалища середнє значення радіаційного фону становило 0,165 мкЗв/год, що було вищим за місцевий рівень

(0,105 мкЗв/год) та близьким до значення фонового майданчика (0,187 мкЗв/год). Найбільші показники спостерігалися на західній ділянці за 100 м від полігону (0,24 мкЗв/год), а також на північному підніжжі (0,187 мкЗв/год) та вершині полігону (0,193 мкЗв/год). В окремих випадках ці значення перевищували місцевий фон у 1,5–2 рази, що вказувало на наявність локальних зон із підвищеним рівнем радіації (табл. 3.2) [194].

Таблиця 3.2

Результати замірів радіаційного фону на території Кременецького
сміттєзвалища (мкЗв/год)

	2020	2023	2024
Вершина	0,193	-	-
Північ (бічна сторона)	0,160	0,100	0,093
Північ (підніжжя)	0,187	-	-
Північ (через 100 м)	0,137	-	-
Південь (бічна сторона)	0,170	0,108	0,101
Південь (підніжжя)	0,127	-	-
Південь (через 100 м)	0,130	-	-
Захід (бічна сторона)	0,170	0,100	0,105
Захід (підніжжя)	0,160	-	-
Захід (через 100 м)	0,240	0,100	0,102
Схід (бічна сторона)	0,170	0,090	0,102
Схід (підніжжя)	0,160	-	-
Схід (через 100 м)	0,140	-	-
Середнє значення	0,165	0,100	0,100
Фонова ділянка	0,187	0,098	0,101
Місцеве значення	0,105	0,105	0,105

У 2023 році середній показник знизився до 0,1 мкЗв/год і практично відповідав місцевому рівню (0,105 мкЗв/год), водночас перевищуючи фонову ділянку лише незначно (0,098 мкЗв/год). Найбільш характерним стало зниження показників у західному секторі: з 0,24 мкЗв/год у 2020 році до 0,1 мкЗв/год у 2023 році. Аналогічна тенденція простежувалася й у північній та південній частинах полігону, де рівні зменшилися майже вдвічі.

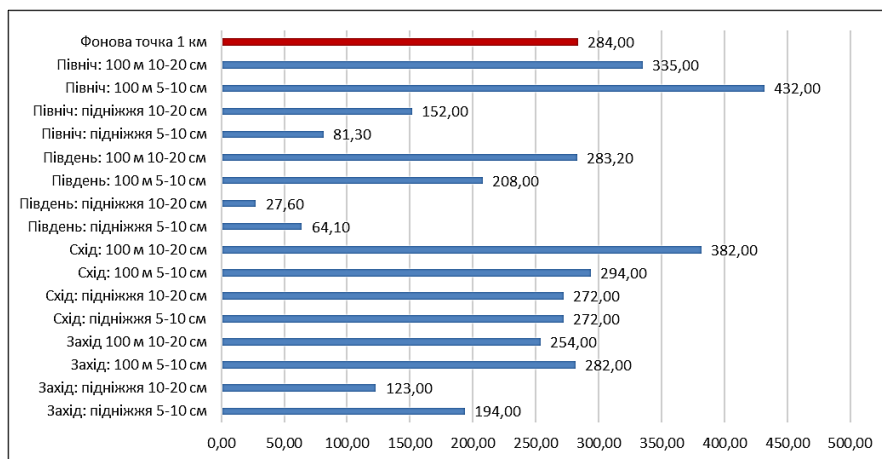
У 2024 році середній рівень залишався на позначці 0,1 мкЗв/год, що свідчить про стабілізацію показників. Значення на різних ділянках полігону були

вирівняними та коливалися в межах 0,093–0,105 мкЗв/год, тобто практично збігалися з місцевим рівнем і не перевищували показників фоновому майданчика (0,101 мкЗв/год) [197, 198].

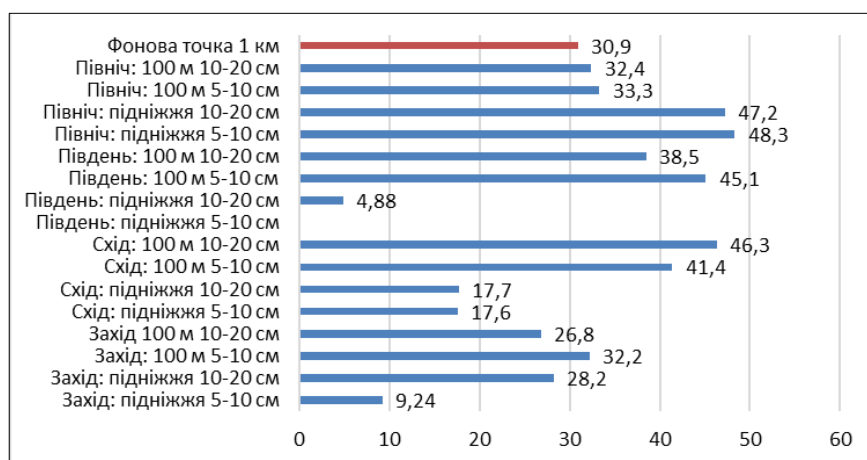
Таким чином, у 2020 році на Кременецькому сміттєзвалищі було зафіксовано локальні підвищення радіаційного фону, проте вже у 2023–2024 роках показники суттєво знизилися та стабілізувалися на рівні природного фону. Усі результати вимірювань залишаються в межах допустимих значень (0,3 мкЗв/год за НРБУ-97), що свідчить про відсутність радіаційної загрози для населення та навколишнього середовища. Зафіксоване зниження можна пояснити природною міграцією радіонуклідів у глибші горизонти ґрунту, ущільненням мас відходів та процесами їх довготривалого захоронення.

3.2.2. Оцінка питомої активності радіонуклідів у ґрунтах

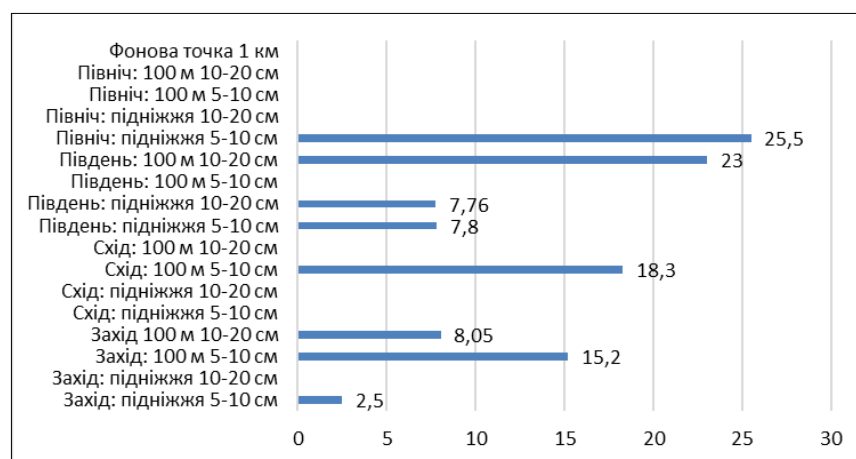
У 2020 році на території Кременецького сміттєзвалища зафіксовано підвищений вміст ^{226}Ra у ґрунтовому горизонті 5-10 см у порівнянні з горизонтом 10-20 см. Це може призводити до накопичення в рослинах (особливо в коренеплодах), потрапляння у харчові ланцюги. Враховуючи активне використання сільськогосподарських угідь, які щільно прилягають до сміттєзвалища, коливання та перевищення будь яких показників, особливо радіонуклідів, варте особливої уваги та подальшого спостереження. Проте показники ^{137}Cs переважно є нижчими за фонове значення, що свідчить про відсутність джерел іонізуючого випромінювання, які містять даний радіонуклід (рис. 3.3) [195].



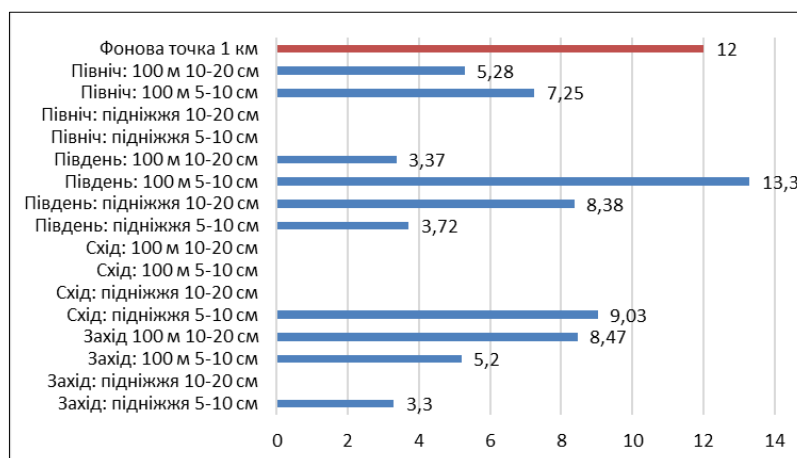
а



б



в



Г

Рисунок 3.3 – Питома активність радіонуклідів у зразках ґрунтів

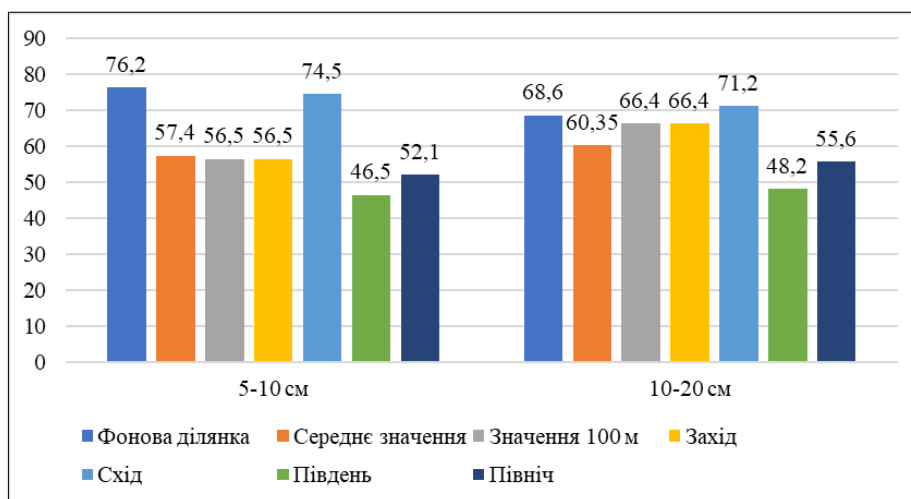
Кременецького сміттєзвалища (2020 р.): а – ^{40}K , б – ^{232}Th , в – ^{226}Ra , г – ^{137}Cs

Питома активність природних радіонуклідів коливається відносно фонового значення. Найвищі показники ^{40}K з північної та східної сторін, які перевищують фонове значення у 1,38 та 1,13 разів відповідно; ^{232}Th : у 1,56 та 1,5 разів відповідно.

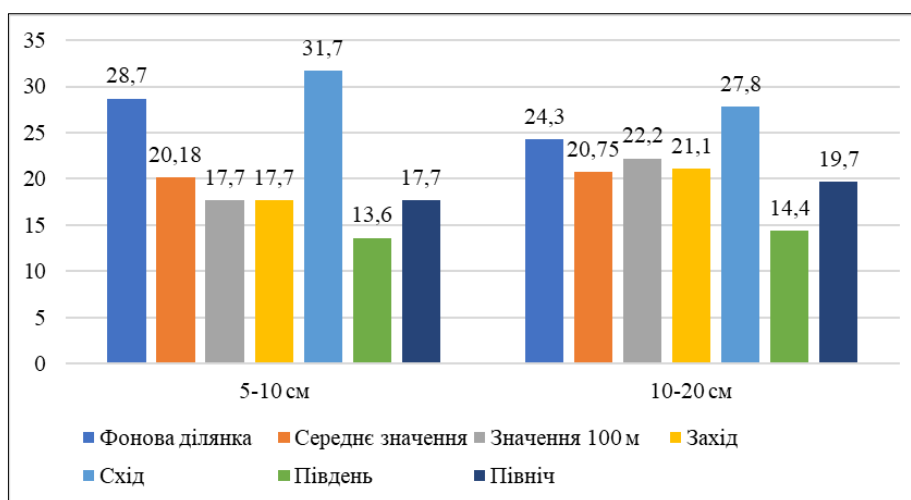
Дослідження радіаційно-екологічного стану ґрунтів на території Кременецького полігону демонструє наступні результати (рис. 3.4).

Показники питомої масової активності ^{137}Cs в ґрунтових зразках на горизонті 5-10 см та 10-20 см з усіх сторін полігону ТПВ є нижчими за значення у фоновій ділянці, проте показник на горизонті 5-10 см із східної сторони перевищує середнє значення у 1,3 рази (на 29,8 %) та на горизонті 10-20 см: з західної – у 1,1 рази (на 10,02 %) та східної сторін – 1,18 рази (на 17,98 %) (рис. 3.4) [196].

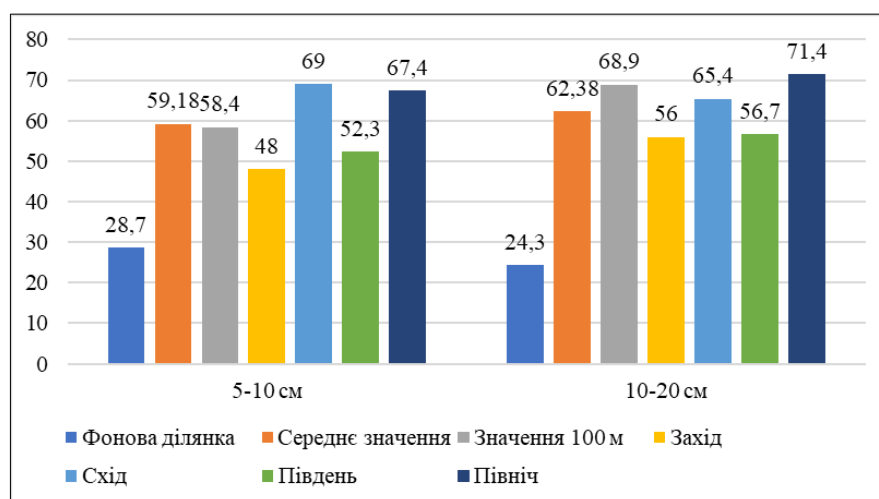
Показник питомої масової активності ^{90}Sr в ґрунтових зразках з східної сторони полігону на горизонті 5-10 см перевищує значення у фоновій ділянці у 1,11 рази (на 10,45 %) та на горизонті 10-20 см – у 1,14 рази (на 14,4 %).



а



б



в

Рисунок 3.4 – Діаграми показників питомої масової активності а – ^{137}Cs ,
 б – ^{90}Sr , в – ^{40}K в зразках ґрунту на горизонтах 5-10 см,
 10-20 см Кременецького полігону ТПВ (Бк/кг)

Показник питомої масової активності ^{40}K в ґрунтових зразках на горизонті 5-10 см з західної сторони полігону ТПВ перевищує значення у фоновій ділянці у 1,67 рази (на 67,25 %), зі східної – 2,4 рази (на 140,42 %), з південної – 1,82 рази (на 82,23 %), з північної – 2,35 рази (на 134,84 %), на відстані 100 м – 2,04 рази (на 103,48 %).

Показник питомої масової активності ^{40}K в ґрунтових зразках на горизонті 10-20 см з західної сторони полігону ТПВ перевищує значення у фоновій ділянці у 2,31 рази (на 130,45 %), зі східної – 2,69 рази (на 169,14 %), з північної – 2,94 рази (на 193,83 %), з південної – у 2,33 рази (на 133,33 %), на відстані 100 м – у 2,84 рази (на 183,54 %).

3.3. Радіаційно-екологічна оцінка екосистеми Хмельницького міського полігону побутових відходів

3.3.1. Оцінка радіаційного фону

У 2020 році на Хмельницькому міському полігоні побутових відходів було зафіксовано підвищений рівень радіаційного фону, середнє значення якого становило 0,16 мкЗв/год. Це перевищувало як місцевий рівень (0,105 мкЗв/год), так і показники фонового майданчика (0,11 мкЗв/год). Найвищі значення спостерігалися на вершині полігону (0,27 мкЗв/год) та на північному підніжжі (0,243 мкЗв/год), що в 2–2,5 рази перевищувало місцеве значення. У південній та західній частинах території показники були нижчими (0,11–0,12 мкЗв/год), хоча й перевищували місцевий фон (табл. 3.3) [194].

У наступні роки відзначається тенденція до поступового зниження радіаційного фону. Так, у 2023 році середнє значення потужності еквівалентної дози склало 0,119 мкЗв/год, а в 2024 році — 0,116 мкЗв/год, що майже повністю збігається з місцевим рівнем (0,105 мкЗв/год). У цей період максимальні значення зберігалися у північній частині полігону (0,12–0,127 мкЗв/год), тоді як західні та східні ділянки характеризувалися показниками в межах 0,102–0,114 мкЗв/год. Південні ділянки мали найнижчі значення — близько 0,125 мкЗв/год у 2024 році [197, 198].

Таблиця 3.3

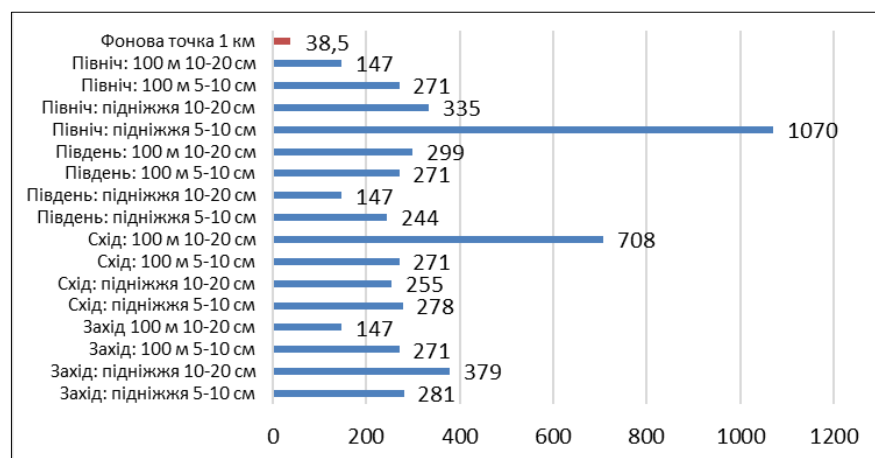
Результати замірів радіаційного фону на Хмельницькому міському полігоні побутових відходів (2020 рік) (мкЗв/год)

	2020	2023	2024
Вершина	0,270	-	-
Північ (бічна сторона)	0,170	0,127	0,125
Північ (підніжжя)	0,243	-	-
Північ (через 100 м)	0,180	0,120	0,113
Південь (бічна сторона)	0,177	-	0,125
Південь (підніжжя)	0,120	-	-
Південь (через 100 м)	0,110	-	-
Захід (бічна сторона)	0,120	0,110	0,102
Захід (підніжжя)	0,120	-	-
Захід (через 100 м)	0,100	-	-
Схід (бічна сторона)	0,180	-	0,114
Схід (підніжжя)	0,130	-	-
Схід (через 100 м)	0,160	-	-
Середнє значення	0,160	0,119	0,116
Фонові ділянка	0,110	0,105	0,103
Місцеве значення	0,105	0,105	0,105

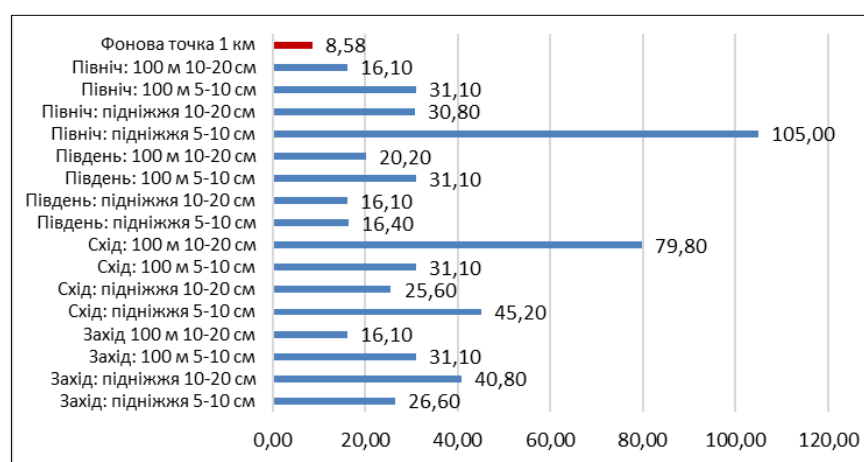
Порівняння з нормативними межами (0,3 мкЗв/год за НРБУ-97) засвідчує, що навіть у 2020 році, коли рівні були найвищими, перевищення допустимих значень не спостерігалось. Наявні показники свідчать про відсутність реальної радіаційної загрози для довкілля та населення. Водночас виявлені у 2020 році локальні підвищення на вершині та північних схилах полігону можуть свідчити про накопичення радіонуклідів у цих зонах. Подальше зниження у 2023–2024 роках можна пояснити природними процесами міграції радіонуклідів у глибші горизонти ґрунту, ущільненням та перерозподілом мас відходів, а також можливим впливом рекультиваційних заходів.

3.3.2. Оцінка питомої активності радіонуклідів в ґрунтах

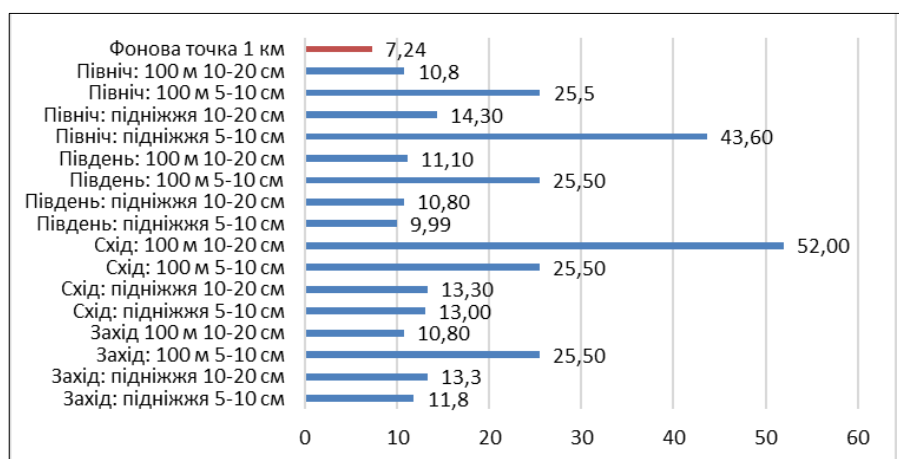
Показники масової питомої активності радіонуклідів у ґрунтах з Хмельницького полігону ТПВ показують перевищення порівняно з фоновією ділянкою (рис. 3.5) [195].



а



б



в

Рисунок 3.5 – Питома активність радіонуклідів у зразках ґрунтів полігону ТПВ у м. Хмельницький (2020 р.): а – ^{40}K , б – ^{232}Th , в – ^{137}Cs

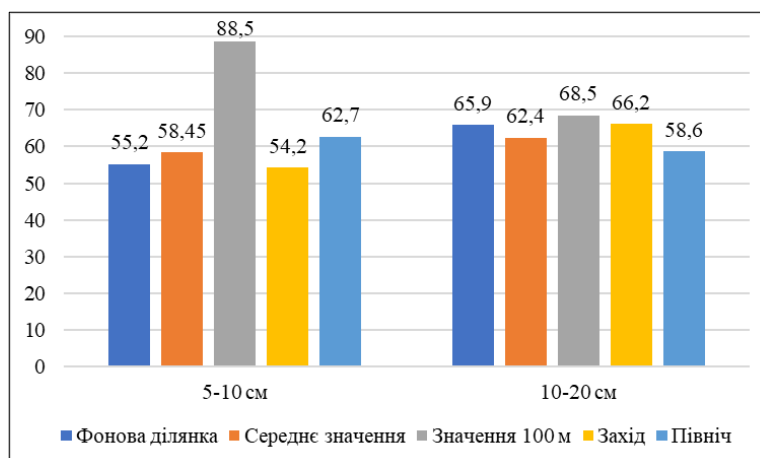
Особливо з північної та східної сторони показники ^{40}K : у 27 разів та у 18 разів відповідно, ^{232}Th : у 12 та у 9 разів відповідно, ^{137}Cs : у 6 та у 7 разів відповідно. Також накопичення радіонуклідів спостерігається здебільшого у поверхневому шарі, що може свідчити про поверхнєве забруднення внаслідок впливу сміттєзвалища.

Дослідження радіаційного-екологічного стану ґрунтів Хмельницького полігону у 2023 році демонструє наступні результати (рис. 3.6).

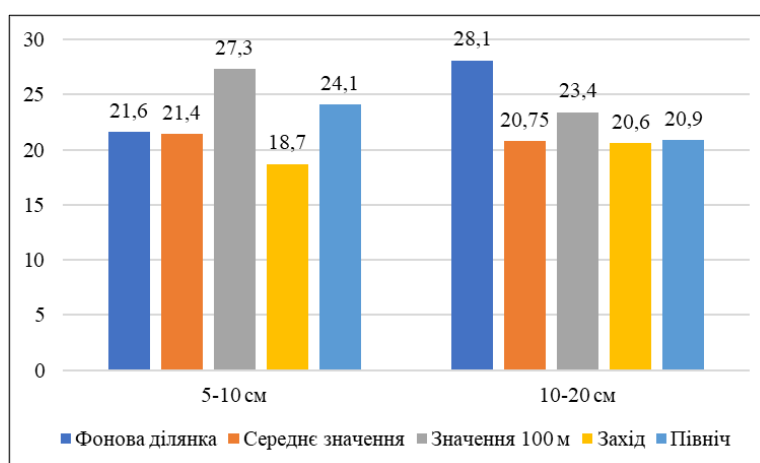
Показники питомої масової активності ^{137}Cs в ґрунтових зразках у горизонті 5-10 см є вищими за значення у контрольній фоновій ділянці з північної сторони – у 1,14 рази (на 13,57 %), за 100 м – 1,6 рази (60,33 %) та у горизонті 10-20 см: за 100 м – у 1,04 рази (на 3,95 %), з західної сторони – у 1,01 (на 0,46 %) (рис. 3.6) [196].

Показники питомої масової активності ^{90}Sr в ґрунтових зразках у горизонті 5-10 см є вищими за значення у контрольній фоновій ділянці з північної сторони – у 1,12 рази (на 11,57 %), за 100 м – 1,26 рази (26,39 %). У горизонті 10-20 см значення є нижчими за показник у контрольній фоновій ділянці, але за 100 м показник перевищує середнє значення – у 1,13 рази (на 12,77 %), з північної сторони – у 1,01 (на 0,72 %).

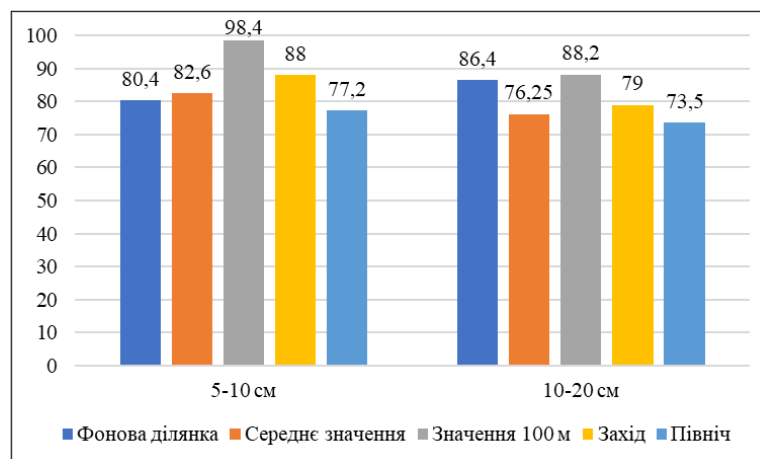
Показники питомої масової активності ^{40}K в ґрунтових зразках у горизонті 5-10 см є вищими за значення у контрольній фоновій ділянці з західної сторони – у 1,09 рази (на 9,45 %), за 100 м – 1,22 рази (22,39 %). У горизонті 10-20 см значення є нижчими за значення у контрольній фоновій ділянці, але за 100 м показник перевищує фонове значення – у 1,02 рази (на 2,08 %) а середнє значення – 1,16 рази (на 15,67 %), з західної сторони показник у 1,04 рази (на 3,61 %).



а



б



в

Рисунок 3.6 – Показники питомої масової активності радіонуклідів у ґрунтових горизонтах Хмельницького полігону ТПВ (Бк/кг): а – ^{137}Cs , б – ^{90}Sr , в – ^{40}K

3.4. Радіаційно-екологічна оцінка екосистеми міського полігону твердих побутових відходів м. Дунаївці

3.4.1. Оцінка радіаційного фону

У 2020 році результати вимірювань на території Дунаєвецького міського полігону побутових відходів показали, що середній рівень радіаційного фону складав 0,129 мкЗв/год, що перевищувало як місцевий показник (0,11 мкЗв/год), так і фонове значення (0,063 мкЗв/год). Найвищі рівні зафіксовані на північному підніжжі полігону (0,207 мкЗв/год) та на його вершині (0,203 мкЗв/год), що вдвічі перевищувало природний фон. Водночас на південній і східній сторонах показники були найнижчими й не перевищували 0,1 мкЗв/год (табл. 3.4) [194].

Таблиця 3.4

Результати замірів радіаційного фону на Дунаєвецькому міському полігоні ТПВ
(2020 рік) (мкЗв/год)

	2020	2023	2024
Вершина	0,203	-	-
Північ (бічна сторона)	0,160	0,125	0,125
Північ (підніжжя)	0,207	-	-
Північ (через 100 м)	0,120	-	-
Південь (бічна сторона)	0,100	0,090	0,090
Південь (підніжжя)	0,090	-	-
Південь (через 100 м)	0,087	0,104	0,104
Захід (бічна сторона)	0,150	0,117	0,117
Захід (підніжжя)	0,137	-	-
Захід (через 100 м)	0,120	-	-
Схід (бічна сторона)	0,100	0,112	0,112
Схід (підніжжя)	0,097	-	-
Схід (через 100 м)	0,100	-	-
Середнє значення	0,129	0,110	0,110
Фонова ділянка	0,063	0,088	0,088
Міське значення	0,110	0,110	0,110

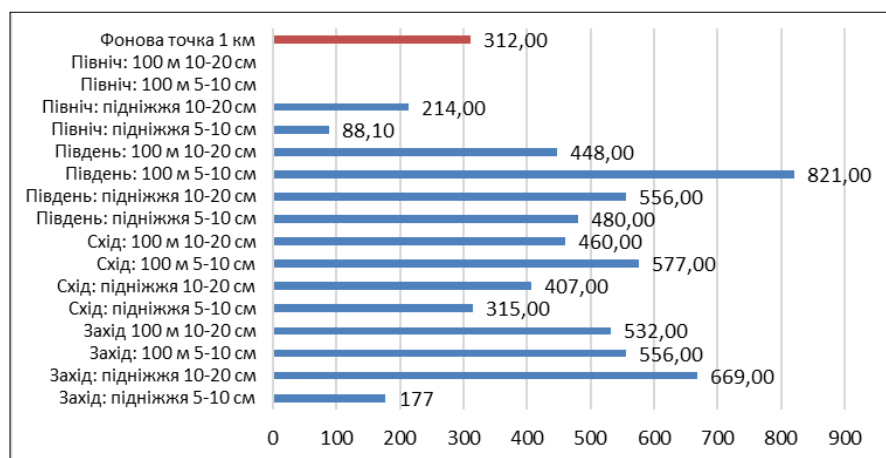
У 2023–2024 роках середнє значення потужності еквівалентної дози знизилося до 0,11 мкЗв/год і практично збіглося з місцевим рівнем (0,11 мкЗв/год), перевищуючи фонову ділянку лише незначно (0,088 мкЗв/год). При

цьому максимальні значення залишалися у північній частині полігону, де фіксувалися на рівні 0,125 мкЗв/год, тоді як на південних ділянках показники були найнижчими (0,09–0,104 мкЗв/год). У східній та західній частинах спостерігалися стабільні значення близько 0,112–0,117 мкЗв/год [197, 198].

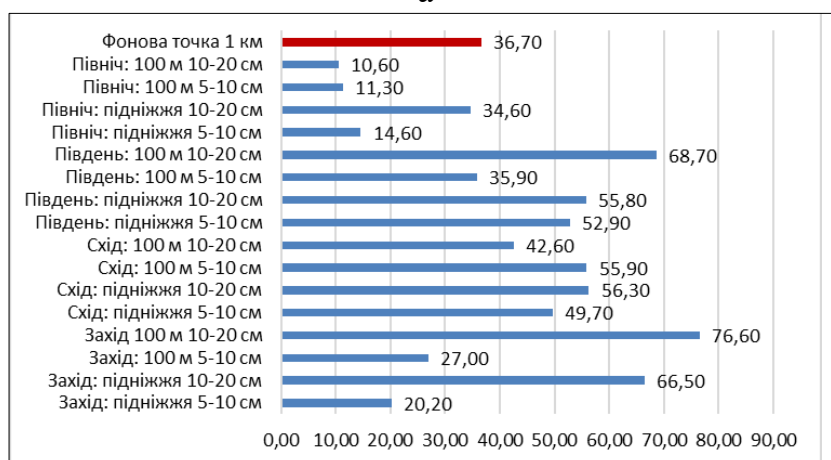
Таким чином, у 2020 році на полігоні простежувався дещо підвищений радіаційний фон, особливо на його вершині та північному підніжжі, однак уже у 2023–2024 роках рівні знизилися та стабілізувалися на рівні місцевих значень. Виявлені показники суттєво не перевищують нормативного рівня у 0,3 мкЗв/год і не створюють радіаційної загрози. Встановлене зниження радіаційного фону може бути пов'язане з природною міграцією радіонуклідів у глибші горизонти ґрунту, ущільненням мас відходів та частковим обмеженням доступу зовнішніх факторів, що впливають на формування радіаційного поля.

3.4.2. Оцінка питомої активності радіонуклідів в ґрунтах

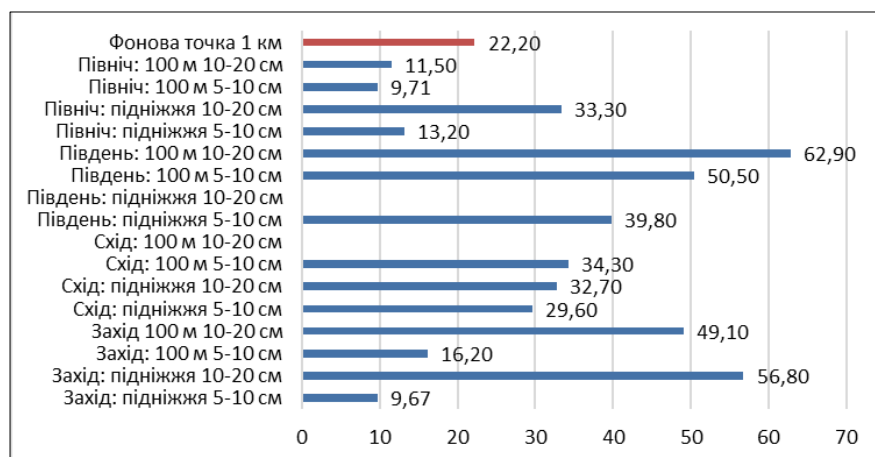
На Дунаєвецькому сміттєзвалищі у 2020 році вищі показники масової питомої активності радіонуклідів, як природних, так і штучних спостерігаються з південної та західної сторін (рис 3.7). Зокрема ^{40}K : у 2,6 та у 2,14 разів відповідно, ^{232}Th : 1,87 та 2,09 разів відповідно, ^{137}Cs : у 2,83 та у 2,56 разів відповідно. У цьому випадку, вміст радіонуклідів у горизонті 10-20 см є вищим порівняно з 5-10 см. Це може свідчити про інтенсивнішу міграцію радіонуклідів у нижчі горизонти ґрунту, а також варто врахувати що рівень накопичення відходів з даних сторін горизонту є вищим, що також може безпосередньо впливати на біохімічні показники ґрунтів [195].



а



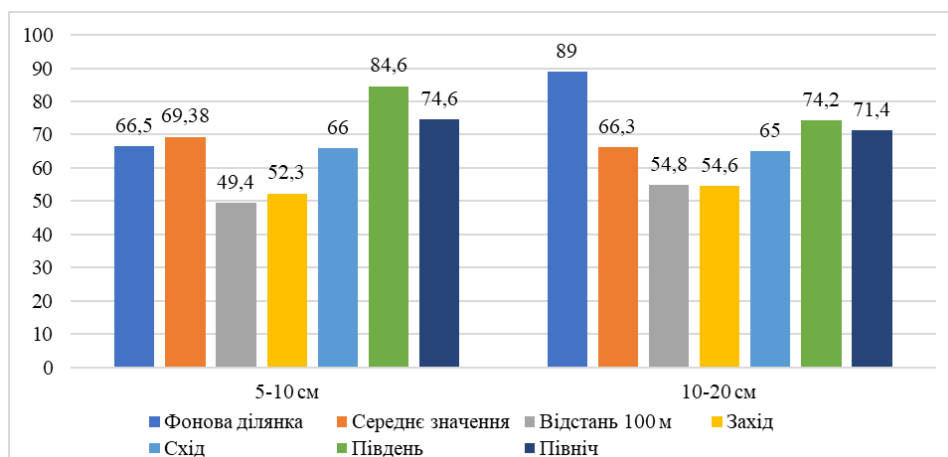
б



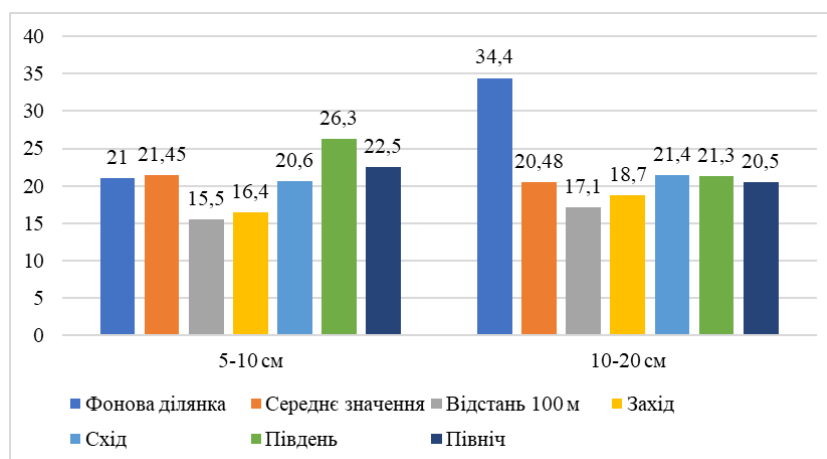
в

Рисунок 3.7 – Питома активність радіонуклідів у зразках ґрунтів полігону ТПВ м. Дунаївці (2020 р.): а – ^{40}K , б – ^{232}Th , в – ^{137}Cs

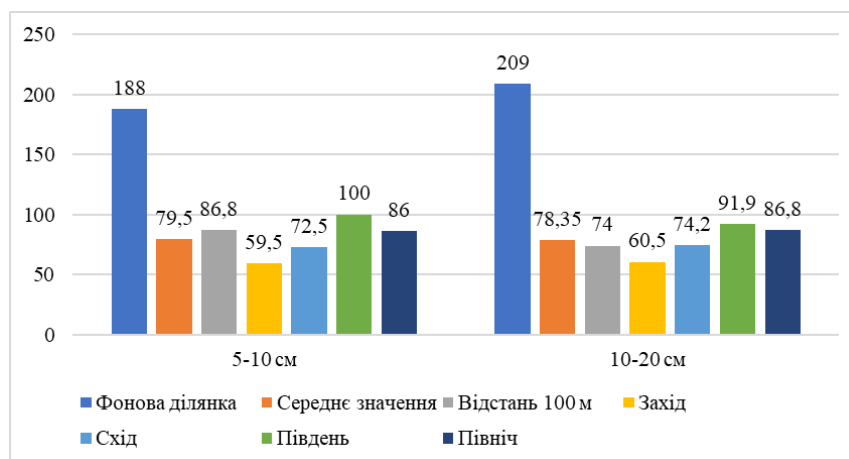
Дослідження радіаційно-екологічного стану ґрунтів Дунаєвського сміттєзвалища у 2023 році демонструє наступні результати (рис. 3.8).



а



б



в

Рисунок 3.8 – Показники питомої масової активності радіонуклідів в ґрунтових горизонтах Дунаєвецького полігону (Бк/кг) (2023 р.): а – ^{137}Cs , б – ^{90}Sr , в – ^{40}K

Показник питомої масової активності ^{137}Cs в ґрунтових зразках у горизонті 5-10 см з західної сторони полігону ТПВ є нижчим за значення у фоновій ділянці у 1,27 рази (27,15%), зі східної – 1,01 рази (0,76 %), на відстані 100 м – 1,35 рази (34,62 %), з південної перевищує – 1,27 рази (27,22 %), з північної – 1,12 рази (12,18 %) [196].

Показник питомої масової активності ^{137}Cs в ґрунтових зразках у горизонті 10-20 см з західної сторони полігону ТПВ є нижчим за значення у фоновій ділянці у 1,63 рази (на 63 %), зі східної – 1,37 рази (36,92 %), з північної – 1,25 рази (24,65 %), на відстані 100 м – 1,62 рази (на 24,65 %), південної – у 1,39 рази (на 19,95 %).

Показник питомої масової активності ^{90}Sr в ґрунтових зразках у горизонті 5-10 см з західної сторони полігону ТПВ є нижчим за значення у фоновій ділянці у 1,28 рази (на 28,05 %), зі східної – 1,02 рази (на 1,94 %), на відстані 100 м – 1,36 рази (на 35,48 %), з північної перевищує – 1,04 рази (на 7,15 %), з південної – 1,26 рази (на 25,24 %).

Показник питомої масової активності ^{90}Sr в ґрунтових зразках у горизонті 10-20 см з західної сторони полігону ТПВ є нижчим за значення у фоновій ділянці у 1,84 рази (на 83,96 %), зі східної – 1,61 рази (на 60,75 %), з південної – 1,62 рази (на 61,5 %), з північної – 1,68 рази (на 67,8 %), на відстані 100 м – 2,01 рази (на 101,17 %).

Показники питомої масової активності ^{40}K в ґрунтових зразках, відібраних у горизонтах 5-10 см та 10-20 см з усіх сторін Дунаєвецького полігону ТПВ, є значно нижчими за відповідні значення у контрольній фоновій ділянці. Усі показники знаходяться в межах норми. Проте у порівнянні з середніми значеннями вищими є показники горизонті 5-10 см: з північної – на 1,08 (на 8,18 %) та з південної – у 1,26 рази (на 25,77 %) сторін та на горизонті 10-20 см: з північної – у 1,11 рази (на 10,79 %) та з південної – у 1,17 рази (на 17,29 %) сторін.

3.5. Радіаційно-екологічна оцінка екосистеми Львівського міського полігону твердих побутових відходів

3.5.1. Оцінка радіаційного фону

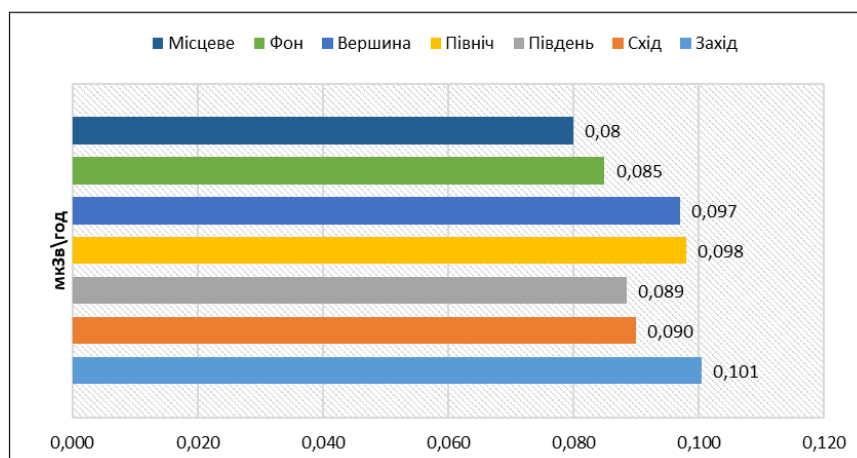
Враховуючи, що Львівський полігон ТПВ перебуває на заключному етапі рекультивації, то доцільно було порівняти заміри, які було досліджено до початку відновлювальних робіт. Для цього проведено за загальною схемою заміри радіаційного фону з чотирьох сторін горизонту та для порівняння у фоновій ділянці (рис. 3.9).

Найвищий абсолютний показник радіаційного фону (0,101 мкЗв/год) зафіксовано в західній частині полігону. Він перевищує як фоновий (17,65 %), так і місцевий (25 %) значень. У відсотковому співвідношенні перевищення також є найбільшим саме в цій зоні, що свідчить про значні радіаційні аномалії.

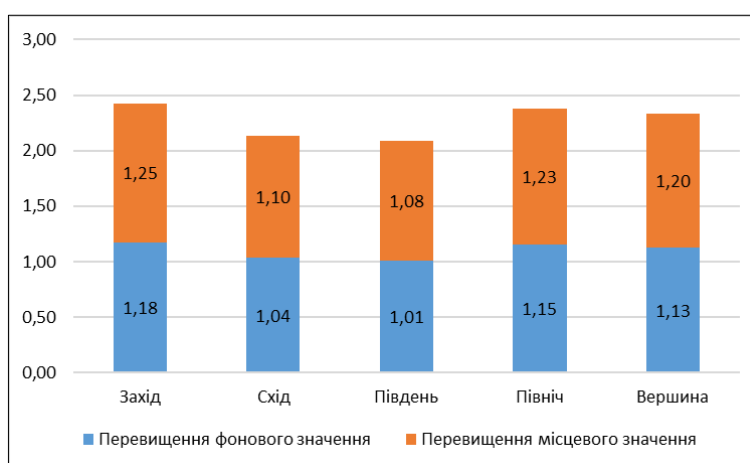
Натомість, південна частина полігону демонструє найнижчі показники. Тут зафіксовано найменший радіаційний фон (0,089 мкЗв/год), а також найменші перевищення фоновий (1,18 %) та місцевого (7,5 %) значень.

Результати з інших ділянок — вершина, північ та схід — знаходяться в проміжному діапазоні. Зокрема, на півночі та вершині показники перевищення фоновий та місцевого значень також є значними, але меншими, ніж на заході.

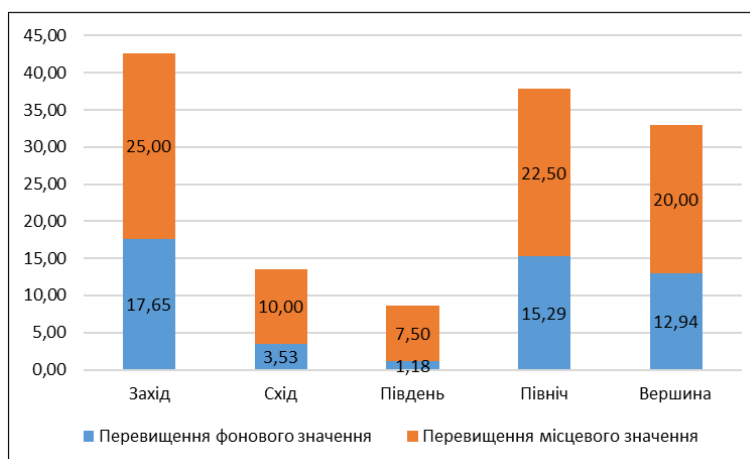
Таким чином, аналіз трьох діаграм дозволяє зробити однозначний висновок: радіаційний фон на полігоні неоднорідний.



а



б



в

Рисунок 3.9 – Результати замірів радіаційного фону Львівського міського полігону ТПВ у 2025 році: а – результати замірів (мкЗв/год), б – перевищення контрольного та місцевого значень, в - перевищення фонового та місцевого значень (%)

Враховуючи результати попередніх дослідників [200] бачимо, що показник до процесу рекультивації та після суттєво відрізняються (рис. 3.10). Для інтерпретації результатів 2012 року було обчислено середні значення з чотирьох сторін та усіх значень на вершині. Зокрема, враховуючи перевищення показників радіаційного фону допустимих норм (0,3 мкЗв/год) у 2012 році з південної та північної сторін полігону, на даний момент показники в межах допустимого значення.

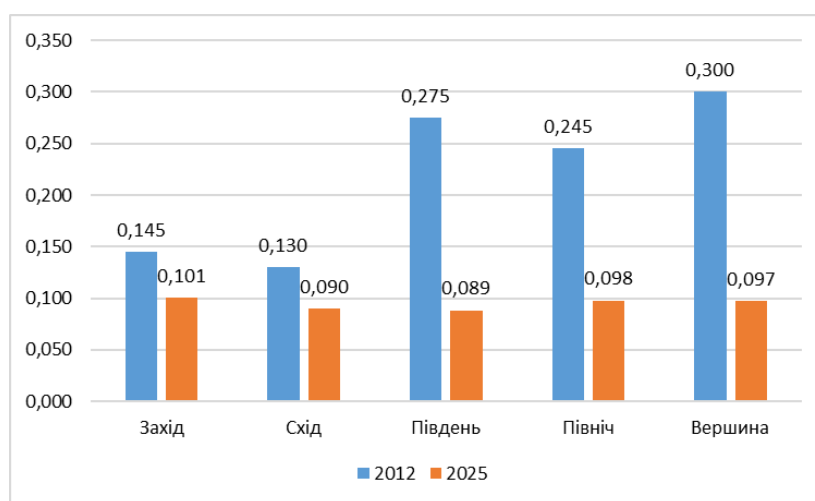


Рисунок 3.10 – Порівняльна характеристика показників радіаційного фону на Львівському полігоні ТПВ у 2012 та 2025 роках

Дані результати свідчать про вагомий вплив ефективної рекультивації території Львівського полігону ТПВ та позитивну перспективу видозміни ландшафту з непридатного та екологічно небезпечного на сприятливий для використання та активної діяльності.

3.6. Радіаційно-екологічна оцінка рослинності сміттєзвалищ

В процесах горизонтальної міграції важких металів та радіонуклідів велику роль відіграють особливості рельєфу місцевості та фітомеліоративне вкриття.

Подальше переміщення радіонуклідів в екосистемі пов'язане з процесами водної ерозії, пожежами [201], вторинним переносом за рахунок вітру, а також старінням і руйнуванням радіоактивних частинок, яке відбувається дуже

повільно. Штучні радіонукліди, наприклад ^{137}Cs , здатні до нерівномірного розподілу по території внаслідок вимивання [202]. Радіонукліди здатні до активної міграції та акумуляції в системах «грунт — мікробоценоз», «грунт — рослина», в подальшому потрапляючи до живих організмів через харчові ланцюг, а також через поверхневий контакт та дихання.

Фітомеліоративна ефективність рослинності на полігонах твердих побутових відходів дає змогу зробити висновок, що на поверхні полігонів у Західному Лісостепу переважають низькорослі рослини, а коефіцієнт фітомеліоративності є низьким. У процесі росту та розвитку рослини не тільки поглинають необхідні елементи живлення, але також поглинають радіоактивні та несуттєві елементи з навколишнього середовища, і їх розподіл нерівномірний у різних частинах рослини [203].

Для дослідження відібрано та сформовано об'єднані зразки з трав'янистих рослин, відібраних на чотирьох ділянках кожного полігону зрізних сторін горизонту (для визначення ступеню забруднення їх радіоактивними речовинами). За допомогою гамма-спектрометрії проведено дослідження питомої масової активності радіонуклідів у рослинних зразках 2020 року (табл. 3.5) [195] та 2023 року (рис. 3.11) [196].

Таблиця 3.5

Результати гамма-спектрометрії рослинних зразків зі сміттєзвалищ (Бк/кг)

Назва/місце відбору	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Проба №1 Хмельницький	<8,56	<3,80	<4,25	<15,20
Проба №2 Хмельницький	<8,56	<3,80	<4,25	<15,20
Проба №3 Хмельницький	<8,56	<3,80	<4,25	<15,20
Проба №2 Дунаївці	<8,56	<3,80	<4,25	<15,20
Проба №3 Дунаївці	<8,56	<3,80	<4,25	<15,20
Проба №4 Малашівці	<8,56	<3,80	<4,25	<15,20
Проба №5 Малашівці	<8,56	<3,80	<4,25	<15,20
Проба № 6 Малашівці	<8,56	<3,80	<4,25	<15,20
Проба №7 Кременець	<8,56	<3,80	<4,25	<15,20
Проба №8 Кременець	<8,56	<3,80	<4,25	<15,20

За результатами дослідження рослинних зразків (2020 р.) бачимо низькі показники вмісту радіонуклідів. Вміст штучного радіонукліду ^{137}Cs у всіх зразках рослин є дуже низьким — менше 8,56 Бк/кг, що значно нижче гранично допустимих концентрацій. Це вказує на відсутність або мінімальний рівень техногенного радіоактивного забруднення. Природні радіонукліди (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) також виявлені на низьких рівнях, що характерно для природного фону.

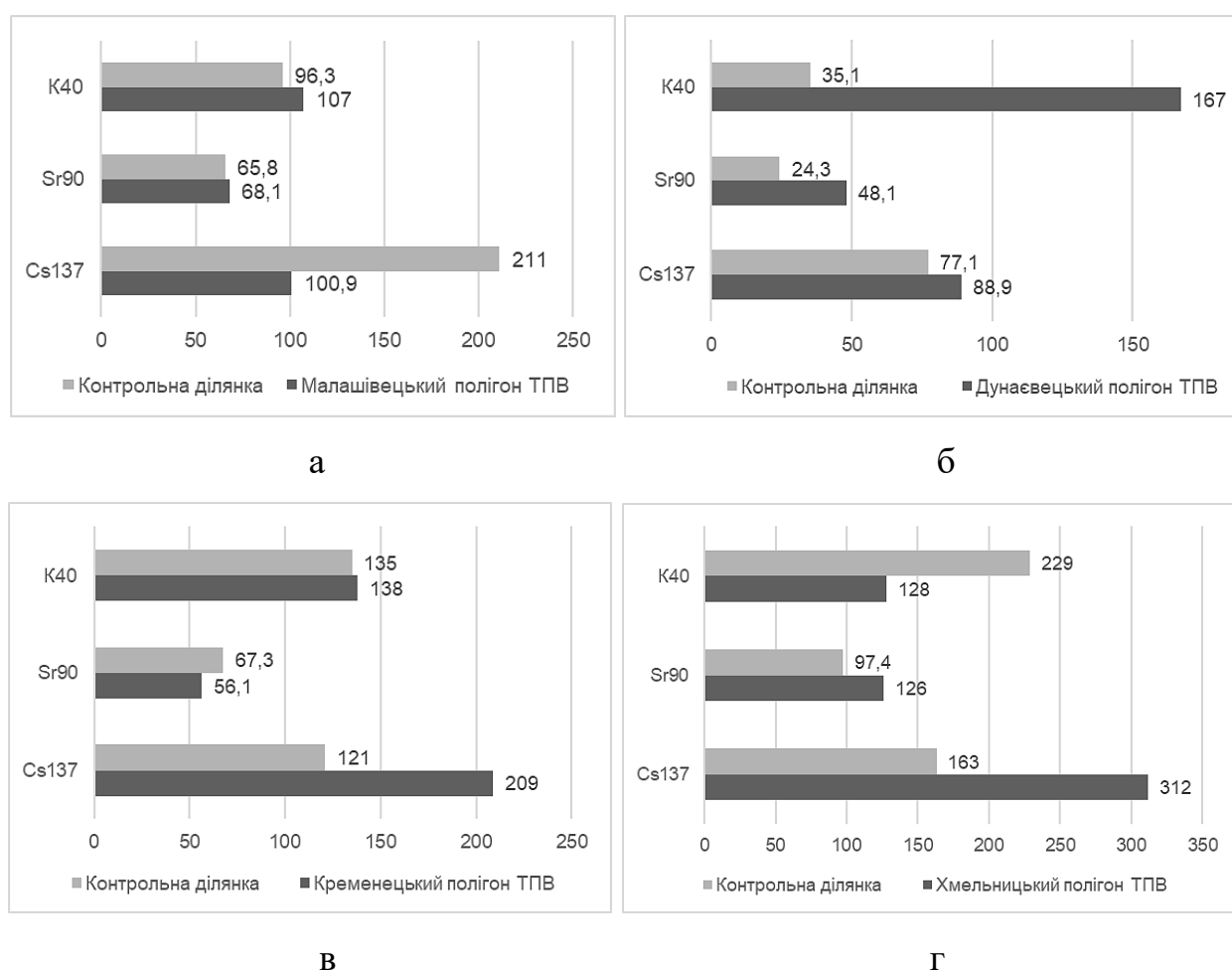


Рисунок 3.11 – Порівняльна характеристика показників питомої масової активності радіонуклідів у збірних пробах рослин, відібраних з прилеглих ділянок до а – Малашівського, б– Дунаєвецького, в – Кременецького та г – Хмельницького сміттєзвалищ (Бк/кг)

Результати 2023 року показують, що майже усі показники питомої активності визначених радіонуклідів перевищують значення у контрольних

ділянках. Зокрема, вміст ^{137}Cs перевищує відповідні фонові значення на усіх полігонах ТПВ, за винятком Малашівського полігону ТПВ, зокрема найвищий показник ^{137}Cs в рослинних зразках, відібраних на прилеглих до Хмельницького полігону ТПВ ділянках. Показники ^{90}Sr перевищують на усіх полігонах ТПВ, окрім Кременецького, показники ^{40}K - за винятком Хмельницького відповідно.

3.7. Аналіз результатів досліджень питомої активності радіонуклідів у ґрунтах методами математичної статистики

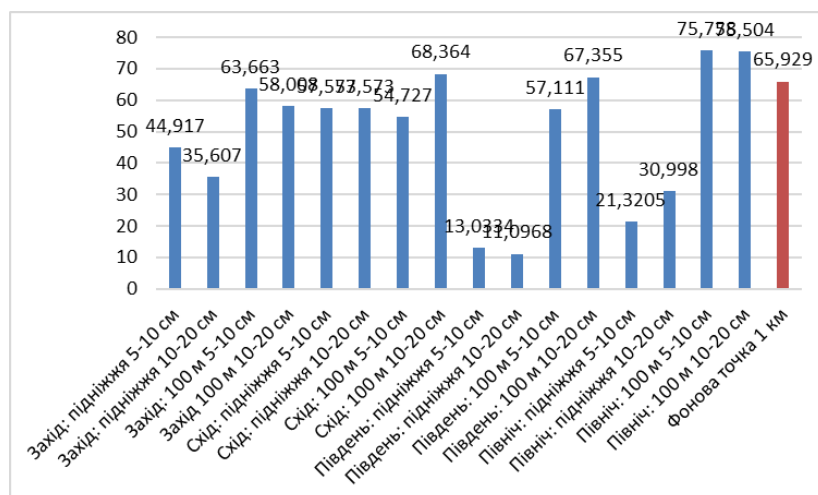
Ефективна питома активність природних радіонуклідів ($A_{\text{еф}}$) показує сумарний потенційний радіаційний вплив на людину (у вигляді зовнішнього гамма-опромінення), який походить від основних природних радіонуклідів (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K), що містяться у досліджуваному матеріалі (в даному випадку – у ґрунті).

Величину ефективної питомої активності природних радіонуклідів визначали за формулою 3.1 [204]:

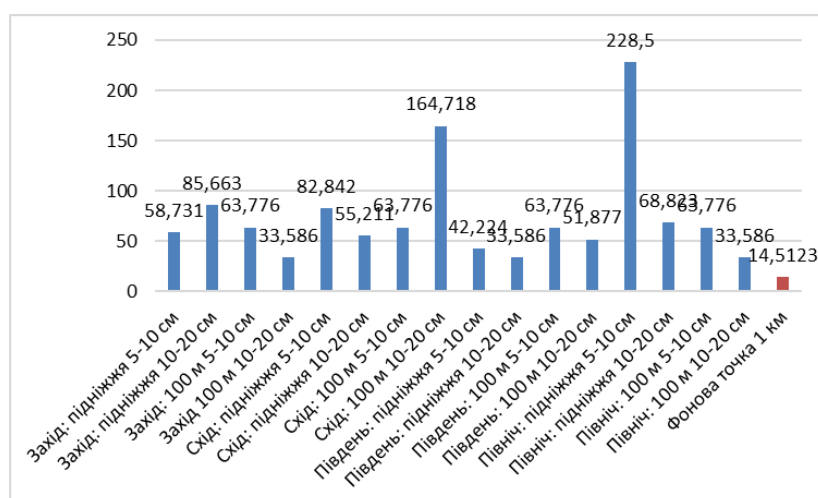
$$A_{\text{еф}} = A_{\text{Ra}} + 1,31A_{\text{Th}} + 0,085A_{\text{K}} \quad (3.1)$$

де, 1,31 і 0,085 – зважуючі коефіцієнти для ^{232}Th і ^{40}K відповідно у відношенні до ^{226}Ra .

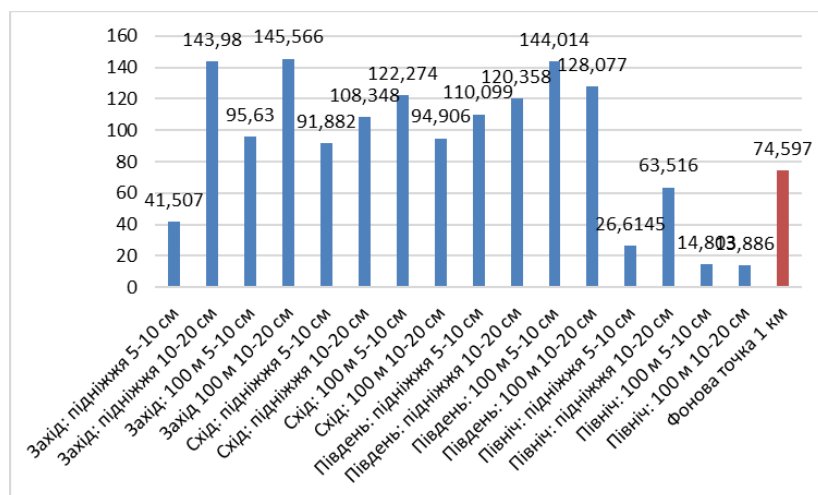
Аналізуючи отримані показники з рис. 3.12, бачимо що найвищі значення спостерігаються на Хмельницькому полігоні ТПВ: з північної сторони (228,5 Бк/кг) та за 100 м від східної сторони (164,718 Бк/кг); на сміттєзвалищі поблизу м. Кременець: біля підніжжя з північної сторони (187,373 Бк/кг). Здебільшого усі отримані значення переважають показник у фоновій ділянці. Проте перевищень нормативного значення 370 Бк/кг немає. Усі ґрунти можна віднести до першого класу радіаційної небезпеки.



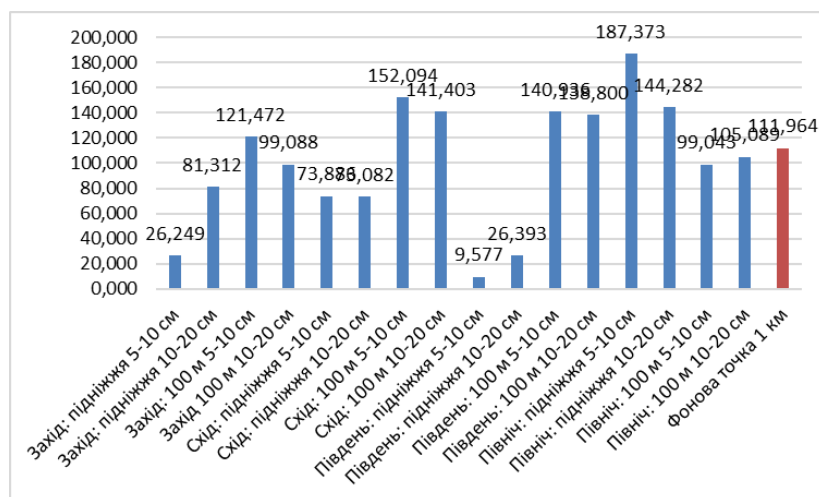
а



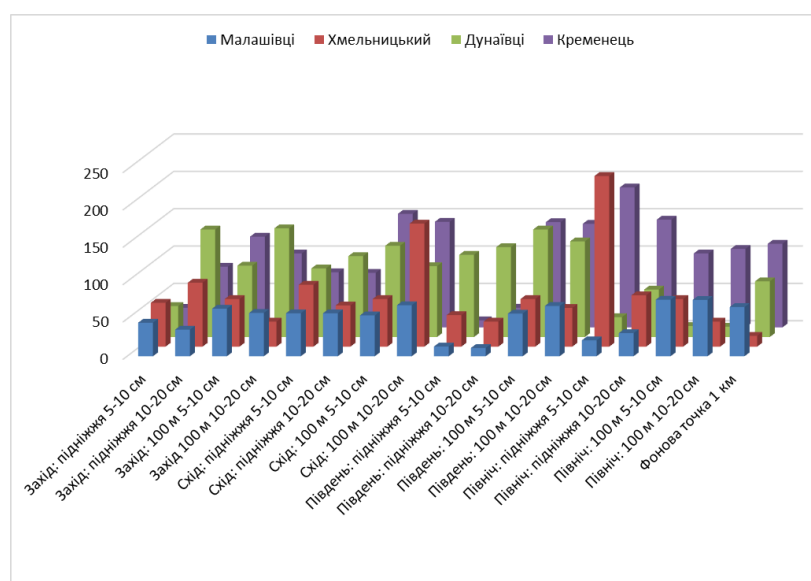
б



в



Г



Д

Рисунок 3.12 – Ефективна питома активність природних радіонуклідів у зразках ґрунтів полігонів ТПВ: а – с. Малашівці, б – м. Хмельницький, в – м. Дунаївці, г – м. Кременець, д – збірна діаграма по усіх полігонах (Бк/кг)

Це свідчить про радіаційне навантаження на ґрунту внаслідок впливу сміттєзвалищ, адже, як показують польові дослідження, санітарно-захисна зона навколо полігонів ТПВ порушена. Зазвичай навколо знаходяться сільськогосподарські угіддя, тому небезпека поширення радіонуклідів у харчові ланцюги є високою.

Що стосується аналізу штучних радіонуклідів, то ^{90}Sr не виявлено у зразках у ґрунтів, проте показники ^{137}Cs є вищими біля сміттєзвалищ у порівнянні з фоновими ділянками. Найвищі показники вмісту ^{137}Cs спостерігаються в зразках ґрунтів з Хмельницького (52 Бк/кг) та Дунаєвецького полігонів ТПВ (62,9 Бк/кг), найнижчі на Кременецькому сміттєзвалищі. Коливання показників ^{137}Cs може свідчити як про можливість потрапляння на полігон потенційних джерел радіаційного забруднення, так і про особливості міграції радіонуклідів у ґрунтах, так і про повітряне перенесення радіонуклідів з часточками пилу.

Для оцінки взаємозв'язку розподілу радіонуклідів у зразках ґрунтів зі сміттєзвалищ проведено кореляційний аналіз (табл. 3.6).

Кореляційна матриця масової питомої активності радіонуклідів у зразках ґрунтів з сміттєзвалищ показує тісний взаємозв'язок як між природними радіонуклідами, так і між цезієм та торієм і калієм відповідно. Взаємозв'язок вмісту ^{232}Th та ^{40}K є очевидним явищем, адже обидва є природними радіонуклідами і часто зустрічаються разом у мінералах та ґрунтах, що утворюються з одних і тих же материнських порід. Їх концентрації, як правило, змінюються разом.

В той час як, ^{137}Cs є штучним радіонуклідом і його кореляція з природним свідчить про схожі принципи міграції та накопичення у ґрунтах.

На полігонах ТПВ у Малашівцях та Хмельницькому ^{137}Cs демонструє сильні та значущі кореляції як з ^{232}Th , так і з ^{40}K . Це може свідчити про те, що ^{137}Cs , який осідає на поверхні ґрунту, міг бути пов'язаний з певними типами ґрунту, які також природно багаті на ^{232}Th та ^{40}K . Або ж існують певні механізми міграції, що сприяють їх спільному накопиченню.

На Дунаєвецькому полігоні зв'язок ^{137}Cs з ^{232}Th є високим, тоді як з ^{40}K – слабшим. Це може вказувати на певні локальні геохімічні умови або склад ґрунту, де саме ^{232}Th та його асоційовані мінерали є більш значущими для утримання ^{137}Cs .

Таблиця 3.6

Кореляційна матриця питомої масової активності радіонуклідів у ґрунтах
сміттєзвалищ

с. Малашівці			
	^{137}Cs	^{232}Th	^{40}K
^{137}Cs	1,000		
^{232}Th	0,769	1,000	
^{40}K	0,771	0,858	1,000
м. Хмельницький			
	^{137}Cs	^{232}Th	^{40}K
^{137}Cs	1,000		
^{232}Th	0,854	1,000	
^{40}K	0,812	0,968	1,000
м. Дунаївці			
	^{137}Cs	^{232}Th	^{40}K
^{137}Cs	1,000	6,540	3,361
^{232}Th	0,860	1,000	2,296
^{40}K	0,655	0,510	1,000
м. Кременець			
	^{137}Cs	^{232}Th	^{40}K
^{137}Cs	1,000		
^{232}Th	0,232	1,000	
^{40}K	0,507	0,938	1,000

На Кременецькому сміттєзвалищі зв'язок ^{137}Cs з ^{232}Th є дуже слабким і статистично незначущим, тоді як з ^{40}K – помірним. Це є найважливішою відмінністю. Це може свідчити як про незалежні джерела або механізми поширення (у м. Кременець ^{137}Cs , можливо, поширюється іншими шляхами або має інший розподіл, не пов'язаний з природним фоном ^{232}Th . Це може бути пов'язано, наприклад, з локальним перерозподілом ^{137}Cs після випадання опадів, специфікою ґрунтового покриву, що не сприяє адсорбції ^{137}Cs на тих же мінералах, що і ^{232}Th , або іншими чинниками), так і про неоднорідність ґрунту.

Взагалі, слабка кореляція може вказувати на те, що ці елементи походять з різних джерел або мають різні механізми міграції та зв'язування в ґрунті.

Для проведення порівняльної оцінки вмісту радіонуклідів в зразках ґрунту та показників радіаційного фону здійснено кореляційний аналіз даних. Оцінку значимості коефіцієнта кореляції проведено з використанням t-критерію Ст'юдента для відібраних зразків ґрунту в горизонтах 5-10 см, 10-20 см за формулою 3.2.

$$t = |r_{jk}| \sqrt{n-2} / \sqrt{1-r_{jk}^2}, \quad (3.2)$$

де j and k – діапазони вибірових даних,

r_{jk} – коефіцієнт кореляції,

$n-2$ – чисто ступенів свободи.

Дані розміщені в порядку сторін горизонту за годинниковою стрілкою: північ, схід, південь, захід. Для автоматизації розрахунків, зокрема для визначення коефіцієнта кореляції показників питомої активності радіонуклідів в зразках ґрунту, використано програму MS Excel. При цьому фактичне (спостережне) значення цього критерію визначається за формулою Якщо $t_{\text{факт}} > t_{\text{табл}}$, то отримане значення коефіцієнта кореляції признається значущим і робиться висновок про тісний статистичний взаємозв'язок величин. Рівень значимості згідно t-критерію Ст'юдента становить 4,3.

За результатами кореляційного аналізу отримуємо дані у таблиці 3.7.

Таблиця 3.7

Визначення коефіцієнтів кореляції питомої активності радіонуклідів у зразках ґрунтів та радіаційного фону. Результати оцінки значимості коефіцієнтів кореляції

	Малашівці			Дунаївці			Кременець		
5-10 см									
Коефіцієнт кореляції									
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K
Sr ⁹⁰	0,877			0,996			0,987		
⁴⁰ K	-0,076	0,207		0,994	0,990		0,544	0,659	
Радіаційний фон	-0,365	-0,677	-0,855	-0,573	-0,639	-0,595	-0,964	-0,958	-0,655
Оцінка значимості коефіцієнта кореляції (ймовірність 0,05)									
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K
⁹⁰ Sr	2,580			16,315			8,623		
⁴⁰ K	0,107	0,300		12,474	10,075		0,918	1,238	
Радіаційний фон	0,554	1,300	2,333	0,988	1,175	1,047	5,127	4,728	1,224
10-20 см									
Коефіцієнт кореляції									
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K
⁹⁰ Sr	0,968			0,803	1		0,934		
⁴⁰ K ⁴⁰	0,753	0,844		0,995	0,746	1	0,088	0,374	
Радіаційний фон	0,272	0,163	-0,390	-0,424	-0,475	-0,440	-0,894	-0,995	-0,463
Оцінка значимості коефіцієнта кореляції (ймовірність 0,05)									
	Cs ¹³⁷	Sr ⁹⁰	⁴⁰ K	Cs ¹³⁷	Sr ⁹⁰	⁴⁰ K	Cs ¹³⁷	Sr ⁹⁰	⁴⁰ K
⁹⁰ Sr	5,436			1,909			3,702		
⁴⁰ K	1,619	2,230		14,024	1,582		0,125	0,570	
Радіаційний фон	0,399	0,234	0,600	0,663	0,763	0,692	2,828	13,559	0,740

Отримані результати з статистичної обробки дали змогу зробити такі твердження:

для Малашівського полігону ТПВ – вагомим коефіцієнтом кореляції є зв'язок між вмістом ^{137}Cs та ^{90}Sr на обох горизонтах він близький до 1 і свідчить про те, що зі збільшенням вмісту ^{137}Cs збільшується і вміст ^{90}Sr , тобто відбувається техногенне навантаження джерелами іонізуючого випромінювання, що містять обидва радіонукліди у своєму складі;

для Дунаєвецького полігону ТПВ вагомими є коефіцієнти кореляції питомої масової активності ^{137}Cs та ^{90}Sr , ^{137}Cs та ^{40}K , ^{90}Sr та ^{40}K на горизонті 5-10 см, ^{137}Cs та ^{40}K – на горизонті 10-20 см;

для Кременецького полігону ТПВ – на горизонті 5-10 см є пряма залежність між ^{137}Cs та ^{90}Sr , тобто із зростанням або зменшенням вмісту одного, відповідно зростає або зменшується вміст іншого, і обернена залежність для ^{137}Cs , ^{90}Sr та показника радіаційного фону; на горизонті 10-20 см також спостерігається високий коефіцієнт кореляції ^{90}Sr та показника радіаційного фону.

для Хмельницького полігону ТПВ дані розрахунки не проводилися, адже замало даних вибірки.

3.8. Оцінка ризиків для населення в залежності від замірів радіаційного фону на сміттєзвалищах

З метою визначення ризиків для населення, яке проживає у населених пунктах, які розташовані поряд з полігонами побутових відходів, та для персоналу, що працює на сміттєзвалищах, було обчислено середньорічну ефективну дозу (РЕД) зовнішнього опромінення ($H_{з.о.}$) за формулою 3.3 (без врахування внутрішнього надходження радіонуклідів та побічних джерел):

$$H_{з.о.} = (P_{\text{еф}} * T) / 1000 \quad (3.3)$$

де $P_{\text{еф}}$ – потужність ефективної дози випромінювання, мкЗв/год; T – час, год.

В нашому випадку: $T = 365 * 24 = 8760$ год.

Результати згідно показників радіаційного фону у 2020 році, які максимально охоплюють усі ділянки полігонів побутових відходів, відображено у таблиці 3.8.

Таблиця 3.8

Річна ефективна доза від зовнішнього опромінення в залежності від радіаційного фону на сміттєзвалищах

	Малашівці	Дунаївці	Кременець	Хмельницький
Вершина	2,891	1,778	1,691	2,365
Бічна сторона захід	0,876	1,314	1,489	1,051
Підніжжя захід	1,927	1,200	1,402	1,051
Захід 100 м	1,402	1,051	2,102	0,876
Бічна сторона схід	1,927	0,876	1,489	1,577
Підніжжя схід	1,577	0,850	1,402	1,139
Схід 100 м	0,964	0,876	1,226	1,402
Бічна сторона північ	1,577	1,402	1,402	1,489
Підніжжя північ	1,489	1,813	1,638	2,129
Північ 100 м	1,139	1,051	1,200	1,577
Бічна сторона південь	1,927	0,876	1,489	1,551
Підніжжя південь	0,964	0,788	1,113	1,051
Південь 100 м	0,964	0,762	1,139	0,964
Середнє значення	1,509	1,126	1,445	1,402

Враховуючи, що ліміт ефективної дози опромінення осіб з населення становить 1 мЗв на рік від усіх дозволених видів практичної діяльності [205], за результатами оцінки РЕД зовнішнього опромінення бачимо перевищення показників, інколи навіть у понад 2-3 рази.

За середнім значенням найвищий показник РЕД від впливу Малашівського полігону ТПВ, найнижчий – від Дунаєвецького.

З даних розрахунків можна зробити висновок про те, що полігони побутових відходів також є техногенно підсиленими джерелами, які впливають на

підвищення радіаційного фону у довкіллі і можуть мати безпосередній вплив на населення та персонал даних об'єктів.

3.9. Оцінка вмісту важких металів у ґрунтах сміттєзвалищ

3.9.1. Забруднення ґрунтів та рослин Малашівського полігону побутових відходів

Вміст хімічних елементів у ґрунтах Малашівського полігону побутових відходів відображено в таблиці 3.9, у рослинах – у таблиці 3.10.

Таблиця 3.9

Вміст металів у ґрунтах полігону побутових відходів поблизу с. Малашівці
(Тернопільська область), мг/кг

	Місце відбору проб									
	Північ		Південь		Захід		Схід		Фон	
	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см
Ti	7766.03 ± 507.21	6702.47 ± 485.73	6907.53 ± 493.33	6962.62 ± 507.16	6609.31 ± 508.87	6756.55 ± 479.53	6173.01 ± 465.01	6139.24 ± 444.56	5720.07 ± 528.69	4810.67 ± 544.74
Mn	928.68 ± 96.64	771.74 ± 94.18	635.70 ± 91.96	702.05 ± 94.47	842.19 ± 95.61	795.18 ± 96.32	765.93 ± 93.57	667.75 ± 87.51	551.53 ± 100.73	622.91 ± 102.07
Fe	28863.82 ± 298.42	28105.72 ± 297.68	28840.39 ± 299.99	30588.75 ± 315.88	30944.49 ± 316.72	31207.64 ± 317.47	27554.91 ± 289.33	28787.78 ± 290.99	15085.90 ± 244.10	17254.95 ± 271.17
Ni	49.59 ± 21.96	31.49 ± 23.36	34.22 ± 23.62	41.93 ± 24.72	41.45 ± 23.92	37.15 ± 23.63	42.18 ± 20.88	22.65 ± 22.73	20.23 ± 24.45	37.37 ± 25.08
Cu	25.14 ± 16.06	30.57 ± 15.04	25.98 ± 15.50	28.67 ± 15.88	25.19 ± 15.94	39.73 ± 16.30	30.00 ± 15.17	32.50 ± 15.17	18.58 ± 17.19	< 18.59*
Zn	79.35 ± 13.10	65.74 ± 12.46	70.00 ± 12.42	83.91 ± 12.49	61.24 ± 13.34	66.11 ± 12.22	< 14.64*	61.43 ± 11.17	492.89 ± 23.42	394.82 ± 22.66
Rb	123.85 ± 5.05	118.98 ± 4.96	122.78 ± 5.04	129.19 ± 5.34	121.43 ± 5.15	120.20 ± 5.08	113.99 ± 4.77	110.44 ± 4.55	56.09 ± 4.38	57.71 ± 4.69
Sr	124.97 ± 4.72	127.43 ± 4.69	127.15 ± 4.77	133.88 ± 4.97	132.16 ± 4.97	128.62 ± 4.74	125.01 ± 4.60	123.77 ± 4.47	263.49 ± 7.10	303.61 ± 7.74
Y	43.10 ± 4.56	39.80 ± 4.40	40.52 ± 4.43	46.59 ± 4.75	44.93 ± 4.72	43.55 ± 4.54	39.72 ± 4.36	42.22 ± 4.10	18.02 ± 4.40	29.40 ± 4.75
Zr	739.41 ± 10.32	720.81 ± 10.17	756.32 ± 10.40	795.15 ± 11.09	743.80 ± 10.63	704.80 ± 10.13	762.87 ± 10.27	655.71 ± 9.40	508.58 ± 10.11	441.85 ± 9.98
Pb	55.02 ± 8.77	34.61 ± 7.71	34.72 ± 7.74	30.60 ± 8.22	39.98 ± 8.35	28.08 ± 7.84	30.11 ± 7.59	24.03 ± 7.09	76.22 ± 10.16	58.69 ± 9.95

*концентрація нижче межі виявлення або похибка переважає значення (не беремо до уваги).

Таблиця 3.10

Вміст важких металів у рослинах Малашівського полігону побутових відходів,
мг/кг

№		Північ	Південь	Захід	Схід	Фон
1.	Ti	558.7380 ± 161.0047	544.2243 ± 158.9505	826.6244 ± 143.0802	436.0970 ± 144.4194	1299.7835 ± 130.5901
2.	Mn	553.1877 ± 30.6582	1596.3669 ± 40.9394	2552.4572 ± 46.5884	452.9799 ± 27.1107	1465.1004 ± 35.2781
3.	Fe	4084.5131 ± 46.4309	4275.4351 ± 51.6810	6559.7684 ± 61.1303	3545.5514 ± 40.8151	7879.8888 ± 61.0422
4.	Cu	129.9642 ± 7.6579	177.5801 ± 8.4398	256.1237 ± 8.8399	91.8472 ± 6.6715	271.1702 ± 8.3233
5.	Zn	351.2745 ± 7.6141	392.2409 ± 8.4707	372.1321 ± 7.9396	478.5243 ± 7.8976	2447.9741 ± 17.0669
6.	Br	76.1647 ± 4.8829	355.8088 ± 6.2611	271.5502 ± 5.2480	-	164.9632 ± 4.6331
7.	Sr	1042.6921 ± 8.4622	591.1558 ± 7.9735	637.4424 ± 7.4740	948.3030 ± 7.6049	1003.9173 ± 7.8056
8.	Y	-	-	49.9826 ± 6.7148	6.8329 ± 6.0317	28.3769 ± 6.0396
9.	Zr	-	60.7410 ± 8.2198	99.6361 ± 7.5770	-	190.4415 ± 7.4617
10.	Pb	< 5.7828	< 6.0974	< 5.6759	< 5.2225	< 5.4521

- елементів не виявлено;

*концентрація нижче межі виявлення або похибка переважає значення (не беремо до уваги).

Встановлено, що показники коефіцієнтів концентрації важких металів у ґрунтах Малашівського полігону побутових відходів перевищують контрольні значення (табл. 3.11).

Згідно розрахованих коефіцієнтів концентрації забруднюючих речовин (табл. 3.11), зокрема важких металів, у зразках ґрунтів з Малашівського полігону побутових відходів, бачимо, що більшість показників є вищими за 1. Винятками є Zn, Sr, Pb. Проте якщо прийняти фоновими значення за Виноградовим (Zn-52 мг/кг, Sr-119 мг/кг), то показники Zn перевищують фонові у 1,181-1,614 рази (за винятком схід 5-10 см), а Sr – 1,040-1,125 рази, Pb – 2,185-5,002 рази відповідно [206].

Таблиця 3.11

Коефіцієнт концентрації досліджуваних елементів у ґрунтах Малашівського полігону побутових відходів

	Сторона горизонту	Північ		Південь		Захід		Схід	
№	Глибина відбору (см)	5-10	10-20	5-10	10-20	5-10	10-20	5-10	10-20
1.	Ti	1,358	1,393	1,208	1,447	1,155	1,404	1,079	1,276
2.	Mn	1,684	1,239	1,153	1,127	1,527	1,277	1,389	1,072
3.	Fe	1,913	1,629	1,912	1,773	2,051	1,809	1,827	1,668
4.	Ni	2,451	0,843	1,692	1,122	2,049	0,994	2,085	0,606
5.	Cu	1,353	1,644	1,398	1,542	1,356	2,137	1,615	1,748
6.	Zn	0,161	0,167	0,142	0,213	0,124	0,167	0,030	0,156
7.	Rb	2,208	2,062	2,189	2,239	2,165	2,083	2,032	1,914
8.	Sr	0,474	0,420	0,483	0,441	0,502	0,424	0,474	0,408
9.	Y	2,392	1,354	2,249	1,585	2,493	1,481	2,204	1,436
10.	Zr	1,454	1,631	1,487	1,800	1,463	1,595	1,500	1,484
11.	Pb	0,722	0,590	0,456	0,521	0,525	0,478	0,395	0,409
12.	Z _c	6,170	2,971	4,367	3,809	5,409	3,850	4,630	2,177

Таблиця 3.12

Коефіцієнт варіації важких металів у досліджуваних ґрунтах Малашівського полігону побутових відходів

Елемент	Середнє значення	Стандартне відхилення	Коефіцієнт варіації, %
Sr	128,48	2,29	1,78
Ni	39,4	1,02	2,6
Rb	121,33	3,65	3
Zr	741	23,49	3,17
Y	42,72	1,39	3,25
Fe	29664,17	1075,02	3,62
Ti	6829,26	331,4	4,85
Mn	779,58	79,11	10,15
Cu	30,63	3,65	11,91
Pb	35,15	6,77	19,26
Zn	63,39	16,31	25,72

Сумарний показник забруднення ґрунтів $Z_c < 16$, тобто дані ґрунти належать до допустимої категорії забруднення, яка характеризується найнижчим рівнем захворюваності дітей та мінімумом функціональних відхилень у дорослого

населення. Найвищі значення коефіцієнту варіації Zn, Pb, Cu, Mn, проте максимальне значення становить понад 25 % для Zn (табл. 3.12). Решта значень є нижчими за 5 %. Низька неоднорідність розподілу важких металів свідчить про рівномірне забруднення з тіла полігону (перенесення з фільтратом або повітряне поширення).

3.9.2. Забруднення ґрунтів та рослин Хмельницького полігону побутових відходів

Концентрація важких металів у ґрунтах Хмельницького полігону побутових відходів перевищує значення контрольної ділянки. Зокрема, найвищими є показники з сторін горизонту відносно полігону: з північної: Cr, Mn, Fe, Zn, Cu, Sr, Pb з південної сторони: Ti, Rb, з західної: Zr, зі східної Ni (табл. 3.13). Вміст важких металів у рослинах відображено у таблиці 3.14.

Таблиця 3.13

Вміст важких металів у ґрунтах Хмельницького полігону відходів (мг/кг)

	Місце відбору проб									
	Північ		Південь		Захід		Схід		Контрольна ділянка	
	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см
Ti	5484.14 ± 494.38	6187.34 ± 475.96	6220.36 ± 411.86	6311.66 ± 411.31	6167.57 ± 445.68	5811.34 ± 416.76	5835.95 ± 478.83	5462.92 ± 506.33	5933.59 ± 429.61	6162.33 ± 414.85
Cr	680.58 ± 131.33	1252.62 ± 139.09	155.69 ± 94.72	-	-	122.28 ± 97.58	-	-	-	187.75 ± 94.06
Mn	1138.12 ± 109.29	1068.08 ± 107.45	822.66 ± 80.68	651.84 ± 79.74	760.57 ± 86.65	647.15 ± 78.10	902.23 ± 94.39	837.08 ± 99.81	708.87 ± 80.28	744.25 ± 82.29
Fe	31136.85 ± 330.75	31882.51 ± 325.92	25612.94 ± 261.61	24191.65 ± 246.90	26488.79 ± 277.74	24425.32 ± 250.71	30313.40 ± 318.13	25763.52 ± 308.94	25973.15 ± 264.96	27568.00 ± 270.22
Ni	28.71 ± 23.82	24.35 ± 25.11	35.39 ± 19.52	-	-	29.14 ± 18.67	41.18 ± 24.72	33.24 ± 24.36	30.54 ± 19.93	22.59 ± 20.43
Cu	101.08 ± 17.16	71.37 ± 16.47	< 17.05*	19.80 ± 12.98	34.48 ± 14.54	23.61 ± 13.09	46.06 ± 15.22	43.70 ± 17.41	17.75 ± 13.26	29.77 ± 12.83
Zn	478.90 ± 21.74	469.14 ± 20.77	77.91 ± 11.30	62.70 ± 10.34	79.03 ± 11.41	63.42 ± 10.67	157.47 ± 14.12	268.17 ± 18.31	51.03 ± 10.71	60.55 ± 10.64
Rb	97.41 ± 4.77	99.49 ± 4.68	113.20 ± 4.29	107.05 ± 4.22	111.44 ± 4.62	104.27 ± 4.16	109.11 ± 4.85	89.58 ± 4.92	111.40 ± 4.35	110.72 ± 4.42
Sr	285.28 ± 6.83	244.55 ± 6.14	112.28 ± 3.93	106.17 ± 3.79	118.45 ± 4.30	111.52 ± 3.93	174.65 ± 5.36	271.82 ± 6.93	113.04 ± 4.08	113.79 ± 4.04
Y	29.94 ± 4.36	33.37 ± 4.19	37.73 ± 3.76	37.89 ± 3.69	39.91 ± 4.01	34.75 ± 3.70	38.73 ± 4.28	27.77 ± 4.47	37.10 ± 3.86	39.92 ± 3.87
Zr	571.19 ± 9.94	477.44 ± 8.84	596.68 ± 8.32	554.91 ± 7.89	652.91 ± 9.22	619.70 ± 8.44	561.51 ± 9.37	436.92 ± 9.17	637.88 ± 8.81	604.06 ± 8.54
Pb	57.57 ± 8.98	52.84 ± 8.29	32.60 ± 6.58	37.28 ± 6.76	38.27 ± 7.50	32.22 ± 6.30	32.00 ± 8.35	37.62 ± 8.78	28.99 ± 6.72	29.13 ± 6.64

- елементів не виявлено; *концентрація нижче межі виявлення або похибка переважає значення (не беремо до уваги).

Таблиця 3.14

Вміст важких металів у рослинах Хмельницького полігону побутових відходів,

мг/кг

	Північ	Південь	Захід	Схід	Контрольна ділянка
Ti	948.1998 ± 154.0662	592.0510 ± 146.4338	633.5781 ± 133.0775	704.0075 ± 138.5843	695.4523 ± 153.9208
Mn	606.6879 ± 31.9388	642.8020 ± 32.2302	1583.6450 ± 37.7148	796.0194 ± 32.8395	803.5019 ± 31.8143
Fe	6312.6051 ± 60.5855	3450.0587 ± 45.8046	4369.1836 ± 48.8586	5985.4612 ± 57.3866	5283.8638 ± 51.9781
Cu	89.0758 ± 7.4441	112.9237 ± 7.4388	386.9693 ± 9.6399	71.0105 ± 6.7374	92.1664 ± 7.1189
Zn	1201.1651 ± 13.2248	705.9494 ± 10.3305	911.6500 ± 10.9391	608.1508 ± 9.5009	303.5705 ± 7.1111
Br	< 5.5728*	6150.4607 ± 23.3841	119.9869 ± 4.8285	157.0060 ± 5.1682	240.7895 ± 5.3613
Sr	801.8696 ± 8.4759	549.9723 ± 7.3033	652.4355 ± 7.2016	652.5023 ± 7.7251	829.4102 ± 7.9942
Y	< 7.5014*	< 6.6855*	-	-	117.7514 ± 7.8230
Zr	89.5946 ± 8.4767	< 7.5854	25.9055 ± 7.0606	110.5141 ± 7.9161	65.0867 ± 5.9337
Pb	< 6.3634	50.6636 ± 5.7823	64.4902 ± 5.7349	15.1762 ± 5.6912	-

- елементів не виявлено;

*концентрація нижче межі виявлення або похибка переважає значення (не беремо до уваги).

За розрахованим сумарним показником забрудненості ґрунтів з північної сторони по горизонтах 5-10 см та 10-20 см ґрунти з Хмельницького полігону побутових відходів є помірно небезпечними з північної сторони, адже $Z_c > 16$, за рахунок чого може спостерігатися підвищення загального рівня захворюваності населення (табл. 3.15).

Таблиця 3.15

Коефіцієнт концентрації досліджуваних елементів у ґрунтах Хмельницького полігону побутових відходів

	Сторона горизонту	Північ		Південь		Захід		Схід	
№	Ґрунтовий горизонт (см)	5-10	10-20	5-10	10-20	5-10	10-20	5-10	10-20
1.	Ti	0,924	1,004	1,048	1,024	1,039	0,943	0,984	0,887
2.	Cr	-	6,672	-	-	-	0,651	-	0,000
3.	Mn	1,606	1,435	1,161	0,876	1,073	0,870	1,273	1,125
4.	Fe	1,199	1,157	0,986	0,878	1,020	0,886	1,167	0,935
5.	Ni	0,940	1,078	1,159	-	-	1,290	1,348	1,471
6.	Cu	5,695	2,397	-	0,665	1,943	0,793	2,595	1,468
7.	Zn	9,385	7,748	1,527	1,036	1,549	1,047	3,086	4,429
8.	Rb	0,874	0,899	1,016	0,967	1,000	0,942	0,979	0,809
9.	Sr	2,524	2,149	0,993	0,933	1,048	0,980	1,545	2,389
10.	Y	0,807	0,836	1,017	0,949	1,076	0,870	1,044	0,696
11.	Zr	0,895	0,790	0,935	0,919	1,024	1,026	0,880	0,723
12.	Pb	1,986	1,814	1,125	1,280	1,320	1,106	1,104	1,291
13.	Z_c	16,834	16,979	1,967	0,526	3,091	0,405	6,005	5,222

Також високими є коефіцієнти концентрації Cu, Zn, Sr та Pb - з північної сторони, Ti, Zn, Pb – з південної сторони, усі важкі метали – з західної сторони на горизонті 10-20 см, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Sr, Y, Pb – зі східної сторони.

Коефіцієнти варіації важких металів у ґрунті розташовані у таблиці у порядку зростання (табл. 3.16). Найвищі коливання показників демонструють Sr, Cu, Zn, Cr. Середні показники у Ni, Mn, Pb. Найнижче значення коефіцієнтів варіації показують Ti, Rb, Y, Zr, Fe.

Таблиця 3.16

Коефіцієнт варіації важких металів у досліджуваних ґрунтах Хмельницького полігону побутових відходів

Елемент	Середнє значення	Стандартне відхилення	Коефіцієнт варіації, %
Ti	5935,16	260,73	4,39
Rb	103,94	5,91	5,69
Y	35,01	3,03	8,66
Zr	558,91	60,65	10,85
Fe	27476,87	3015,90	10,98
Ni	32,07	5,06	15,77
Mn	853,47	181,17	21,23
Pb	40,05	10,10	25,23
Sr	178,09	78,11	43,86
Cu	44,99	29,38	65,30
Zn	207,09	190,13	91,81
Cr	414,86	478,12	115,25

3.9.3. Забруднення ґрунтів та рослин Дунаєвецького полігону побутових відходів

Концентрація важких металів є найвищою відносно фонових значень з західної сторони для Fe, Cu, Zn, Sr, Pb, зі східної - Rb, з північної – Ni, з південної - Y, Zr (табл. 3.17). Це може свідчити про основний напрямок розповсюдження забруднення з тіла полігону або наявність тут найбільших джерел забруднення. Адже по полігону спостерігається нерівномірне накопичення відходів, а з західної сторони воно найвище. Особливу увагу варто приділи свинцю, адже він належить до першої групи небезпеки. Згідно затверджених нормативів, ГДК свинцю в ґрунті становить 32 мг/кг. Тобто показники з усіх сторін Дунаєвецького полігону побутових відходів перевищують ГДК, зокрема з західної сторони у 2,43

рази, з південної – 1,6 разів. Це вагомні показники, які свідчать про значний вплив забруднення (табл. 3.18).

Таблиця 3.17

Вміст важких металів у ґрунтах Дунаєвецького полігону побутових відходів,

МГ/КГ

	Місце відбору проб									
	Північ		Південь		Захід		Схід		Фон	
	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см
Ti	6233,63 ± 431,24	6740,36 ± 447,02	7002,59 ± 485,13	6623,10 ± 468,06	5759,32 ± 486,21	5663,55 ± 482,13	7032,43 ± 440,07	7056,24 ± 452,62	6758,81 ± 424,64	7156,55 ± 440,77
Mn	688,10 ± 80,76	807,04 ± 86,14	919,16 ± 91,37	934,08 ± 91,32	943,89 ± 103,93	983,53 ± 100,62	803,42 ± 84,24	910,73 ± 89,70	763,95 ± 79,04	691,29 ± 80,87
Fe	29753,79 ± 284,91	29100,00 ± 291,70	30794,15 ± 304,04	31237,04 ± 304,11	40624,44 ± 384,79	37731,36 ± 369,17	27365,49 ± 273,68	29492,81 ± 289,07	22209,39 ± 239,76	21745,14 ± 240,32
Ni	33,44 ± 19,19	25,85 ± 20,52	29,07 ± 22,72	26,74 ± 22,34	56,58 ± 25,41	28,59 ± 25,74	20,29 ± 19,91	31,73 ± 20,54	27,19 ± 18,52	16,61 ± 18,81*
Cu	41,52 ± 12,72	27,89 ± 13,74	< 21,64*	< 19,36*	58,63 ± 18,44	77,39 ± 17,01	26,02 ± 12,99	23,84 ± 13,39	11,14 ± 11,92*	< 12,32*
Zn	121,54 ± 12,02	95,68 ± 12,34	97,00 ± 13,27	94,98 ± 12,64	209,17 ± 17,14	245,54 ± 17,97	77,18 ± 10,89	77,05 ± 11,30	54,88 ± 10,28	56,06 ± 9,89
Rb	106,88 ± 4,33	113,08 ± 4,61	120,45 ± 4,98	123,48 ± 4,94	120,00 ± 5,32	94,51 ± 4,96	125,41 ± 4,57	126,18 ± 4,76	108,07 ± 4,19	109,78 ± 4,28
Sr	135,48 ± 4,32	154,71 ± 4,82	121,14 ± 4,49	122,78 ± 4,47	308,93 ± 7,16	337,95 ± 7,48	114,51 ± 4,08	114,24 ± 4,15	100,51 ± 3,75	104,54 ± 3,86
Y	32,73 ± 3,70	35,31 ± 3,99	42,11 ± 4,29	41,89 ± 4,32	31,59 ± 4,44	31,01 ± 4,24	34,77 ± 3,86	38,00 ± 3,95	38,00 ± 3,72	38,05 ± 3,74
Zr	464,67 ± 7,68	510,47 ± 8,32	700,52 ± 9,82	682,72 ± 9,59	357,43 ± 8,37	366,88 ± 8,47	508,07 ± 7,93	527,93 ± 8,22	603,89 ± 8,31	616,87 ± 8,51
Pb	40,29 ± 7,48	37,36 ± 7,26	51,08 ± 8,14	45,35 ± 7,98	77,62 ± 10,07	68,29 ± 9,91	31,90 ± 6,87	36,85 ± 7,14	31,46 ± 6,52	25,52 ± 6,28

*концентрація нижче межі виявлення або похибка переважає значення (не беремо до уваги).

Таблиця 3.18

Вміст важких металів у рослинах Дунаєвецького полігону побутових відходів,

МГ/КГ

	Північ	Південь	Захід	Схід	Фон
Ti	1295,1996 ± 155,6429	2943,9329 ± 150,9164	1354,6819 ± 149,1772	2971,8147 ± 158,1853	1707,1387 ± 150,0701
Mn	1083,3476 ± 37,2393	1137,7407 ± 34,2601	771,3374 ± 32,2259	2957,3264 ± 51,6034	1601,1985 ± 39,9381
Fe	8703,2796 ± 71,2235	16188,1301 ± 89,4293	8749,1874 ± 69,6360	15839,1423 ± 102,6866	10379,3601 ± 75,8976
Ni	-	50,1348 ± 10,5361	-	-	-
Cu	159,9640 ± 8,5235	195,5994 ± 8,3319	153,6914 ± 7,9306	129,2309 ± 8,3212	224,7910 ± 8,8994
Zn	981,9039 ± 12,2659	629,6850 ± 9,3448	926,2861 ± 11,5695	699,9602 ± 10,6853	2036,9499 ± 16,8481
Br	< 5,7383	151,6368 ± 4,7575	90,5361 ± 4,9417	257,9822 ± 5,7060	165,9288 ± 5,1955
Sr	838,2177 ± 8,6532	581,8912 ± 7,0431	1114,2215 ± 9,0026	435,1392 ± 7,4732	951,4983 ± 8,5277
Y	25,2868 ± 7,3749	< 6,5790	29,5313 ± 6,8815	59,4532 ± 7,2857	44,7829 ± 6,9862
Zr	102,6988 ± 8,6198	220,9404 ± 7,5409	166,5563 ± 8,3948	597,8368 ± 9,1159	487,3136 ± 8,9285
Pb	33,5025 ± 6,4928	56,0479 ± 5,8742	< 6,2024*	33,1259 ± 6,3001	36,4546 ± 6,1048

- елементів не виявлено; *концентрація нижче межі виявлення або похибка переважає значення (не беремо до уваги).

Нижчими за 1 є коефіцієнти концентрації важких металів: Ti, Zr, Y. Високі показники забруднення Zn, Cu, Pb, Sr, Fe, Ni, Mn (особливо з західної сторони) (табл. 3.19).

Таблиця 3.19

Коефіцієнт концентрації металів у ґрунтах Дунаєвецького сміттєзвалища

	Сторона горизонту	Північ		Південь		Захід		Схід	
№	Глибина відбору (см)	5-10	10-20	5-10	10-20	5-10	10-20	5-10	10-20
1.	Ti	0,922	0,942	1,036	0,925	0,852	0,791	1,040	0,986
2.	Mn	0,901	1,167	1,203	1,351	1,236	1,423	1,052	1,317
3.	Fe	1,340	1,338	1,387	1,437	1,829	1,735	1,232	1,356
4.	Ni	1,230	1,556	1,069	1,610	2,081	1,721	0,746	1,910
5.	Cu	3,727	2,264	1,943	1,571	5,263	6,282	2,336	1,935
6.	Zn	2,215	1,707	1,767	1,694	3,811	4,380	1,406	1,374
7.	Rb	0,989	1,030	1,115	1,125	1,110	0,861	1,160	1,149
8.	Sr	1,348	1,480	1,205	1,174	3,074	3,233	1,139	1,093
9.	Y	0,861	0,928	1,108	1,101	0,831	0,815	0,915	0,999
10.	Zr	0,769	0,828	1,160	1,107	0,592	0,595	0,841	0,856
11.	Pb	1,281	1,464	1,624	1,777	2,467	2,676	1,014	1,444
12.	Zc	5,583	4,704	4,617	4,873	13,147	14,511	2,883	4,420

Найвищі значення коефіцієнтів варіації важких металів в ґрунті Дунаєвецького полігону побутових відходів мають Zn, Sr, Cu, перевищуючи 50 %; Y, Fe, Ni, Zr, Pb знаходять в діапазоні 10-35%, рівномірність розподілу Rb, Ti є нижчою за 10 % (табл. 3.20).

Таблиця 3.20

Коефіцієнт варіації важких металів у досліджуваних ґрунтах Дунаєвецького сміттєзвалища

Елемент	Середнє значення	Стандартне відхилення	Коефіцієнт варіації, %
Rb	116,25	9,02	7,76
Ti	6513,90	581,78	8,93
Mn	873,74	95,02	10,88
Y	35,93	4,55	12,67
Fe	32012,39	4894,30	15,29
Ni	31,54	7,51	23,83
Zr	514,84	135,79	26,38
Pb	48,59	17,24	35,47
Zn	127,27	67,97	53,41
Sr	176,22	99,01	56,19
Cu	37,04	21,49	58,01

3.9.4. Забруднення ґрунтів та рослин Кременецького полігону побутових відходів

Концентрація важких металів у ґрунтах Кременецького полігону побутових відходів мають найвищі значення: з півночі - Ti Ni Y, Zr, Pb, із заходу - Mn, Cu, Zn, Sr, з півдня – Fe, Rb, зі сходу – Pb. Концентрація свинцю перевищує ГДК з західної (1,65 разів) та східної (2,44 разів) сторін горизонту. Концентрація цинку з усіх сторін горизонту перевищує ГДК (23 мг/кг), зокрема з західної сторони - у 13,8 разів. Концентрація нікелю порівняно з ГДК (4 мг/кг) теж демонструє значні перевищення (табл. 3.21).

Таблиця 3.21

Вміст металів у ґрунтах Кременецького полігону побутових відходів, мг/кг

	Місце відбору проб									
	Північ		Південь		Захід		Схід		Фон	
	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см	5-10 см	10-20 см
Ti	6143,65 ± 489,28	6151,96 ± 491,63	6097,49 ± 435,92	5613,89 ± 437,52	6214,10 ± 512,71	4685,75 ± 501,06	5563,30 ± 453,95	4761,37 ± 461,35	5684,84 ± 429,97	5725,41 ± 452,09
Mn	706,92 ± 87,96	609,19 ± 89,25	509,03 ± 80,55	577,77 ± 81,37	485,99 ± 90,50	610,91 ± 96,89	625,82 ± 89,46	614,90 ± 90,07	502,44 ± 81,75	536,18 ± 83,30
Fe	22249,57 ± 262,22	21808,44 ± 258,63	23491,81 ± 258,98	22831,03 ± 253,80	18716,54 ± 257,89	22642,04 ± 287,68	22329,00 ± 253,37	18271,91 ± 252,94	20212,50 ± 230,88	22203,33 ± 253,31
Ni	43,91 ± 21,98	< 22,80*	40,22 ± 19,86	21,86 ± 21,03	45,12 ± 20,74	14,78 ± 24,73*	26,15 ± 21,19	36,56 ± 22,33	22,31 ± 19,37	23,06 ± 21,76
Cu	24,32 ± 15,28	20,19 ± 15,35	16,95 ± 13,04	22,83 ± 14,06	35,09 ± 15,87	58,73 ± 17,93	21,16 ± 14,61	34,21 ± 15,74	10,94 ± 13,20	20,37 ± 13,95
Zn	67,29 ± 11,00	46,95 ± 11,64	56,04 ± 10,97	53,70 ± 10,84	108,00 ± 14,09	316,45 ± 19,79	46,27 ± 11,29	96,80 ± 13,72	45,31 ± 10,32	52,48 ± 11,23
Rb	98,15 ± 4,67	99,82 ± 4,64	99,19 ± 4,38	97,30 ± 4,34	71,05 ± 4,43	62,44 ± 4,33	99,81 ± 4,49	73,66 ± 4,56	87,12 ± 4,08	93,92 ± 4,42
Sr	130,47 ± 4,78	129,20 ± 4,77	102,30 ± 4,18	110,37 ± 4,21	206,31 ± 6,11	241,68 ± 6,52	127,42 ± 4,61	222,16 ± 6,20	105,69 ± 4,02	114,90 ± 4,35
Y	38,15 ± 4,38	38,19 ± 4,44	34,75 ± 4,05	32,70 ± 3,97	23,24 ± 4,23	23,34 ± 4,26	36,45 ± 4,15	33,48 ± 4,38	34,82 ± 3,85	35,51 ± 4,10
Zr	806,52 ± 10,72	847,06 ± 10,98	730,38 ± 9,74	772,93 ± 9,93	565,83 ± 9,88	469,47 ± 9,31	798,97 ± 10,26	728,00 ± 10,87	717,37 ± 9,27	735,50 ± 9,90
Pb	25,78 ± 7,59	25,06 ± 7,34	25,26 ± 6,79	23,62 ± 6,70	34,33 ± 7,63	52,74 ± 8,87	27,43 ± 6,88	78,18 ± 9,10	22,34 ± 6,46	25,01 ± 6,95

Аналіз видового складу рослинності із Кременецького полігону показав значні просторові відмінності у вмісті металів (табл. 3.22). Титан і залізо переважно знаходяться на рівні або нижче фону, тоді як манган часто перевищує його. Найбільш небезпечними є Cu, Zn і Sr: вміст міді у західній частині (410 мг/кг) перевищує фон у 2 рази, цинку – понад 3500 мг/кг, що у 5 разів вище фону,

а стронцію – 830–1360 мг/кг при фоні 589 мг/кг. Це свідчить про локальні осередки сильного забруднення, особливо на заході полігону. Бром у всіх точках нижче фону, свинець практично не виявлений. Загалом встановлено, що головними забруднювачами є Zn, Cu та Sr, які становлять ризик для біоти й трофічних ланцюгів.

Таблиця 3.22

Вміст металів у рослинах Кременецького полігону побутових відходів, мг/кг

	Північ	Південь	Захід	Схід	Фон
Ti	907,7037 ± 143,5786	405,5285 ± 151,9224	582,3381 ± 142,7149	334,4222 ± 135,5152	808,0512 ± 138,0623
Mn	1051,4369 ± 33,6707	828,0747 ± 32,0677	501,5594 ± 29,2366	1124,3112 ± 34,6072	985,2961 ± 33,3176
Fe	6506,2065 ± 57,9354	3215,1191 ± 41,7667	4220,5069 ± 48,9170	3270,6708 ± 44,0157	5838,5824 ± 55,7018
Cu	117,8076 ± 7,0261	81,8960 ± 6,8523	410,3288 ± 10,3705	234,8313 ± 8,3635	219,8194 ± 8,2264
Zn	360,9297 ± 7,4696	251,2172 ± 6,5910	3553,1262 ± 22,2360	640,6354 ± 9,6482	754,4890 ± 10,2493
Br	190,7091 ± 5,1381	51,2577 ± 4,6926	184,6765 ± 5,2683	58,5239 ± 4,6270	467,8310 ± 6,2121
Sr	1032,3073 ± 8,2787	1072,4430 ± 8,3656	1360,3748 ± 9,5483	829,3521 ± 7,8947	589,0351 ± 7,3125
Y	22,1652 ± 6,4309	12,7657 ± 6,4011	-	-	-
Zr	72,6586 ± 7,6269	-	78,6272 ± 8,5562	-	-
Pb	< 5,5938*	< 5,5712*	< 6,0324*	< 5,4664*	< 5,6730*

- елементів не виявлено;

*концентрація нижче межі виявлення або похибка переважає значення (не беремо до уваги).

Усі коефіцієнти концентрації важких металів по полігону, за винятком поодиноких випадків, є вищими за 1 (табл. 3.23). Сумарний показник забрудненості ґрунтів Кременецького сміттєзвалища знаходиться в межах від 1,091 до 8,704. Тобто вони належать до допустимої категорії забруднення ґрунтів. Але значення коливаються відносно глибини та сторони горизонту. Зокрема, найвищі значення з західної сторони полігону Cu, Zn, Sr, Pb, Ni. Вищі за 1 показники з північної та східної сторін на глибині 5-10 см.

Таблиця 3.23

Коефіцієнт концентрації важких металів у ґрунтах Кременецького
сміттєзвалища

	Сторона горизонту	Північ		Південь		Захід		Схід	
№	Глибина відбору (см)	5-10	10-20	5-10	10-20	5-10	10-20	5-10	10-20
1.	Ti	1,081	1,075	1,073	0,981	1,093	0,818	0,979	0,832
2.	Mn	1,407	1,136	1,013	1,078	0,967	1,139	1,246	1,147
3.	Fe	1,101	0,982	1,162	1,028	0,926	1,020	1,105	0,823
4.	Ni	1,968	0,989	1,803	0,948	2,022	0,641	1,172	1,585
5.	Cu	2,223	0,991	1,549	1,121	3,207	2,883	1,934	1,679
6.	Zn	1,485	0,895	1,237	1,023	2,384	6,030	1,021	1,845
7.	Rb	1,127	1,063	1,139	1,036	0,816	0,665	1,146	0,784
8.	Sr	1,234	1,124	0,968	0,961	1,952	2,103	1,206	1,934
9.	Y	1,096	1,075	0,998	0,921	0,667	0,657	1,047	0,943
10.	Zr	1,124	1,152	1,018	1,051	0,789	0,638	1,114	0,990
11.	Pb	1,154	1,002	1,131	0,944	1,537	2,109	1,228	3,126
12.	Z _c	5,000	1,484	3,090	1,091	6,360	8,704	3,196	5,687

Коефіцієнт варіації вирізняється високими значеннями щодо мінливості концентрації Zn, Cu, Pb, Sr. Розподіл Rb, Zr, Y є більш рівномірним. Коефіцієнти варіації Ni, Fe, Ti, Mn є нижчими за 10 % (табл. 3.24).

Таблиця 3.24

Коефіцієнт варіації важких металів у досліджуваних ґрунтах Кременецького
сміттєзвалища

Елемент	Середнє	Стандартне відхилення	Коефіцієнт варіації, %
Ni	31,43	1,42	4,52
Fe	21542,54	1309,63	6,08
Ti	5653,94	435,09	7,70
Mn	592,57	56,05	9,46
Rb	87,68	15,04	17,15
Zr	714,90	135,57	18,96
Y	32,54	6,44	19,80
Sr	158,74	51,95	32,73
Pb	36,55	13,95	38,16
Cu	29,19	12,26	42,00
Zn	98,94	75,89	76,70

3.9.5. Коефіцієнти біологічної акумуляції у системі у «едафотоп-фітоценоз» на території полігонів побутових відходів

Значення коефіцієнта біологічного поглинання є прямо пропорційним до інтенсивності біологічного поглинання елементів. Потрапляючи у біогеохімічний кругообіг, метали депонуються рослинністю і через певний час опиняються в підстилці. Після розкладання опаду хімічні елементи переходять у водорозчинні форми, знову потрапляючи у біотичний кругообіг або виводячись за межі ґрунтового профілю і екосистеми. Разом з підстилкою, важкі метали можуть мігрувати у фіксованому стані з вітром та водними потоками і нагромаджуватися в зонах акумуляції або виноситися за межі екосистеми. З огляду на це, коефіцієнт біоаккумуляції, відображає здатність ґрунтів до самоочищення [207, 208, 209].

Вивчення ефективності поглинання важких металів рослинами дозволяє якісно та кількісно оцінити перспективи фітомеліоративних заходів для відновлення техногенно порушених ландшафтів (териконів, сміттєзвалищ та інших) [210].

Коефіцієнт біоаккумуляції ($K_{\delta n}$) є ключовим показником, що дозволяє оцінити інтенсивність переходу важких металів із ґрунтового середовища до рослинності. Для елементів з високою рухливістю (Zn, Cu, Sr, Mn) характерні значення $K_{\delta n}$, які часто перевищують одиницю, що свідчить про їхнє активне засвоєння фітоценозами. У той же час малорухомі елементи (Ti, Fe, Pb, Zr) демонструють значення $K_{\delta n} < 1$, підтверджуючи низьку біодоступність та бар'єрну функцію ґрунтів. Таким чином, розрахунок і аналіз $K_{\delta n}$ дозволяє встановити не лише рівень техногенного забруднення, але й визначити найбільш небезпечні елементи з точки зору їхнього впливу на біоту та подальший міграційний ланцюг у системі «едафотоп – фітоценоз» (табл. 3.25).

Таблиця 3.25

Коефіцієнт біоаккумуляції у системі у «едафотоп-фітоценоз»

	Дунайці					Хмельницький				
Елемент	Північ	Південь	Захід	Схід	Середнє	Північ	Південь	Захід	Схід	Середнє
Ti	0,200	0,432	0,237	0,422	0,323	0,162	0,094	0,106	0,125	0,122
Mn	1,449	1,228	0,800	3,450	1,732	0,550	0,872	2,250	-	0,918
Fe	0,296	0,522	0,223	0,557	0,400	0,200	0,139	0,172	0,028	0,135
Ni	-	1,797	-	-	1,797	-	-	-	-	
Cu	4,609	9,541	2,260	5,184	5,399	1,033	5,703	13,323	1,582	5,410
Zn	9,041	6,560	4,074	9,077	7,188	2,534	10,041	12,800	0,738	6,528
Sr	5,777	4,771	3,445	3,804	4,449	3,027	5,035	5,674	2,923	4,165
Y	0,743	-	0,943	1,634	1,107	-	-	-	-	-
Zr	0,211	0,319	0,460	1,154	0,536	0,171	0,000	0,041	0,221	0,108
Pb	0,863	1,162	-	0,964	0,996	0,000	1,450	1,830	0,436	0,929
	Кременець					Малашівці				
Елемент	Північ	Південь	Захід	Схід	Середнє	Північ	Південь	Захід	Схід	Середнє
Ti	0,148	0,069	0,107	0,065	0,097	0,077	0,078	0,124	0,067	0,087
Mn	1,598	1,524	0,915	1,812	1,462	0,651	2,387	3,118	0,580	1,684
Fe	0,295	0,139	0,204	0,161	0,200	0,143	0,144	0,211	0,121	0,155
Cu	5,294	4,117	8,747	8,482	6,660	4,666	6,499	7,890	2,634	5,422
Zn	6,319	4,578	16,742	8,956	9,149	4,842	5,097	5,844	11,852	6,909
Sr	7,951	10,086	6,073	4,745	7,214	8,262	4,529	4,889	7,478	6,290
Y	0,581	0,379	-	-	0,240	-	-	1,130	0,164	0,324
Zr	0,088	0,000	0,152	-	0,060	-	0,078	0,138	-	0,054

Для Дунаєвецького сміттєзвалища характерні підвищені концентрації міді (середнє значення 5,40 мг/кг), цинку (7,19 мг/кг) та стронцію (4,45 мг/кг). Це створює умови для значної біоаккумуляції цих елементів у рослинному покриві. Нікель виявлений лише у південному напрямку, де його вміст становить 1,80 мг/кг, що свідчить про локальні джерела забруднення. Манган проявляє середню біодоступність (1,73 мг/кг), тоді як Ti, Fe, Zr і Pb акумулюються обмежено. Найбільша небезпека для системи «едафотоп – фітоценоз» полягає у накопиченні Zn і Cu, які мають високу міграційну здатність.

Ґрунти Хмельницького сміттєзвалища відзначаються середнім вмістом цинку (6,53 мг/кг), міді (5,41 мг/кг) та стронцію (4,17 мг/кг). Найвищі значення виявлені у західному напрямку, де Cu перевищував 13 мг/кг, а Zn – 12,8 мг/кг, що формує зону локального ризику гіперакумуляції. Манган присутній у концентраціях близько 0,9 мг/кг, а Pb на південній і західній ділянках підвищується до 1,8 мг/кг, проте його біодоступність залишається низькою.

Загалом для Хмельницького сміттєзвалища характерна просторово нерівномірна забрудненість із небезпекою для рослин на західних ділянках.

Кременецьке сміттєзвалище виділяється найбільшими показниками забруднення серед досліджених об'єктів. Концентрації цинку досягали 16,7 мг/кг на заході та в середньому становили 9,15 мг/кг, що вказує на високий ризик гіперакумуляції Zn. Мідь (6,66 мг/кг) також має значний рівень акумуляції у фітомасі. Стронцій характеризується дуже високими середніми значеннями (7,21 мг/кг), що свідчить про його активний біологічний обіг. Манган сягає 1,46 мг/кг і теж може накопичуватися у рослинах. Інші елементи, такі як Ti, Fe, Zr, залишаються на низькому рівні. Кременецьке сміттєзвалище є найбільш критичним щодо формування зон техногенного навантаження.

Для Малашівського сміттєзвалища характерні високі концентрації цинку (6,91 мг/кг), особливо у східному напрямку (11,85 мг/кг), що створює передумови до гіперакумуляції у рослинності. Купрум (5,42 мг/кг) та стронцій (6,29 мг/кг) також мають підвищену біодоступність і є небезпечними щодо переходу у біомасу. Манган (1,68 мг/кг) показує помірне накопичення, тоді як інші елементи залишаються на низьких рівнях. Таким чином, Малашівське сміттєзвалище, поряд із Кременецьким, є одним із найпроблемніших полігонів, де забруднення має виражений локальний характер.

Аналіз свідчить, що найбільший біоаккумуляційний потенціал у системі «едафотоп – фітоценоз» мають цинк, мідь та стронцій, які відзначаються високою рухливістю і схильністю до накопичення у рослинності. Найнебезпечнішими сміттєзвалищами є Кременецьке та Малашівське, де концентрації Zn і Sr сягають критичних значень. Дунаєвецьке та Хмельницьке сміттєзвалища мають дещо нижчі показники, проте локальні ділянки (західні та східні напрямки) демонструють потенційну небезпеку для біоти. Малорухомі елементи (Ti, Fe, Pb, Zr) переважно не акумулюються у рослинах, що свідчить про бар'єрну роль ґрунту. Загалом система сміттєзвалищ побутових відходів Західного Поділля характеризується високим ризиком техногенного забруднення через інтенсивну біоаккумуляцію Zn, Cu, Sr і Mn. Коефіцієнт біологічного поглинання Cu високий,

так як цей метал має здатність утворювати міцні комплекси з органічною речовиною [211, 212].

3.10. Природна фітомеліорація сміттєзвалищ

Невеликий відсоток досліджень присвячено рослинному покриву на територіях, зайнятих відходами [213, 214]. Дане питання потребує додаткової уваги та вивчення, особливо для ефективного проведення фітомеліоративних заходів [215, 216]. Адже фітомеліорація є перспективним та безпечним способом виведення сміттєзвалищ з експлуатації.

Екологічну структуру та рівень синантропізації рослинного покриву звалищ твердих побутових відходів визначено на основі аналізу літературних джерел та польових досліджень [217, 218].

Екологічні закономірності формування рослинного покриву сміттєзвалищ Львівської області (Львівський полігон та 24 сміттєзвалища) вивчали методами добування даних. Спочатку здійснено аналіз даних з метою виявлення закономірностей між змінними (скритих знань), що можна застосувати до нових наборів даних та прогнозування процесів і явищ (добування даних) [219, 220]. Дослідження проведено в три етапи: вивчення структури взаємного розташування видів у багатовимірному просторі, ознак екологічних параметрів, математичне моделювання структури та перевірку математичної моделі.

Головною геоботанічною інформацією є відомості про екологічні параметри 135 видів судинних рослин, які представляють різноманітні екотопи сміттєзвалищ, за шістьма параметрами: L – освітленість, T – термічний режим, K – континентальність, F – режим зволоженості, R – кислотність, N – вміст азоту, бали [221, 222].

Встановлення систематичних взаємозв'язків між екологічними параметрами судинних рослин дало змогу здійснити математичне моделювання [220, 221]. У багатовимірному просторі ознак кожен вид представлено як точку, координати якої є значеннями параметрів екологічних режимів. На основі відстаней між точками можна визначити подібність видів за сукупністю

екологічних параметрів. Потім проведено виділення осей максимального варіювання, визначення їх кількості, оцінку внеску кожного екологічного параметру у варіювання на основі аналізу головних компонент [219, 220]. Перевірку математичної моделі проведено на основі порівняльної оцінки положення видів на осях максимального варіювання (багатовимірної ординації) із результатами геоботанічних досліджень та даними літературних джерел [213, 223].

Ступінь антропогенного впливу на формування рослинного покриву сміттєзвалищ характеризували на основі показників гемеробії, урбанітету та рудералітету [224, 225]. Гемеробія – це здатність виду існувати та поширюватися в антропогенно-змінених біотопах [226, 228]. Урбанітет характеризує чутливість видів до урбанізаційних процесів, тенденцію траплятися в містах. Рудералітет відображає інтенсивність прояву життєвої стратегії експлерентів – справжніх рудеральних рослин, пристосованих до життя в умовах збурень, видів ранніх стадій сукцесії [224].

Для екотопів сміттєзвалищ характерні нагрівання субстрату, горіння відходів, шкідливий вплив газів, які виділяються при інтенсивному розкладенні сміття. У результаті просочування атмосферних опадів через відходи утворюється фільтрат, який накопичується в підніжжі звалищ. Через систематичне перешаровування відходів та надходження їх нових порцій відбувається постійне руйнування рослинного покриву. У зв'язку з цим для рослинного покриву сміттєзвалищ характерна велика неоднорідність та мозаїчність. Великий вплив на формування рослинного покриву здійснюють сільськогосподарські угіддя та лісові насадження, які розташовані поруч з сміттєзвалищами.

Залежно від тривалості формування рослинного угруповання розрізняють три стадії відновлювальної сукцесії – піонерну, проміжну та ренатуральну. Для піонерної стадії характерними видами є *Chenopodium album* L., *Convolvulus arvensis* L., *Tussilago farfara* L., *Matricaria perforata* Merat, *Stenactis annua* Nees. Основу угруповань на ренатуральній стадії формують *Calamagrostis epigeios* (L.)

Roth, *Dactylis glomerata* L., *Artemisia vulgaris* L., *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Sambucus nigra* L. [227].

Еколого-фітоценологічний аналіз – це метод пізнання закономірностей становлення, функціонування та прогнозування динаміки рослинного покриву. Основною характеристикою цього аналізу є класифікація видів рослин за приуроченістю до певної класифікаційної одиниці рослинних угруповань [221, 222]. На основі власних досліджень та аналізу літературних джерел [213, 216] у рослинному покриві сміттєзвалищ Львівської області ми виділили 5 еколого-ценотичних груп (груп класів рослинності) та 16 підгруп (класів рослинності) видів рослин (табл. 3.26). Найбільша кількість видів властива синантропній (3.3. *Chenopodietea*, 3.5. *Artemisietea*), лучній (5.4. *Molinio-Arrhenatheretea*) і неморальнолісовій (8.4. *Querezo-Fagetea*) рослинності.

Аналізуючи еколого-ценотичний склад угруповань рослинного покриву сміттєзвалищ Львівської області, завданням досліджень було визначення розташування еколого-ценотичних груп видів на градієнтах екологічних факторів. Екологічну поведінку видів стосовно шести основних факторів визначено за дев'ятибальною шкалою, де 1 означає найменшу, а 9 – найбільшу ступінь впливу досліджуваного фактору. Тільки для параметра вологості ґрунту шкала має 12 градацій [220].

Таблиця 3.26

Система еколого-ценотичних груп видів рослинного покриву сміттєзвалищ
Львівської області

Еколого-ценотична група (група класів рослинності, клас рослинності)	Типові представники флори
1. Water, swamp and moor vegetation (Водна та болотна рослинність)	
1.1. Lemnetaea. Угруповання вільноплаваючих на поверхні або в товщі води неукорінених рослин	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L., <i>Lemna minor</i> L. – 2 види
1.5. Phragmitetea. Угруповання вологих, мокрих та болотистих лук і прибережно-водних ділянок	<i>Carex acuta</i> L., <i>Lycopus europaeus</i> L., <i>Phalaroides arundinacea</i> (L.) Rausch., <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud., <i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla, <i>Typha latifolia</i> L. – 7 видів
3. Disturbed and secondary vegetation (Порушена і вторинна рослинність)	
3.2. Bidentetea. Піонерні рудеральні угруповання на перезволожених, частково нітрифікованих субстратах поблизу водойм, ферм та вздовж водотоків	<i>Bidens cernua</i> L., <i>Bidens tripartita</i> L., <i>Polygonum hydropiper</i> L. – 4 види

Продовження таблиці 3.26

Еколого-ценотична група (група класів рослинності, клас рослинності)	Типові представники флори
3.3. Chenopodietea. Уруповання з домінуванням рудеральних однорічних рослин відновлювальних сталій сукцесії на порушених екоотопах	<i>Chenopodium album</i> , <i>Diploaxis muralis</i> (L.) DC., <i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.) Blake, <i>Polygonum persicaria</i> L., <i>Setaria viridis</i> (L.) Beauv., <i>Setaria glauca</i> (L.) Beauv., <i>Sonchus oleraceus</i> L. – 12 видів
3.4. Secalietea. Агрофітоценози зернових та просапних культур	<i>Papaver rhoeas</i> L. – 1 вид
3.5. Artemisietea. Рудеральні угруповання високорослих дво- та багаторічних видів	<i>Arctium lappa</i> L., <i>Artemisia vulgaris</i> , <i>Carduus acanthoides</i> L., <i>Chelidonium majus</i> L., <i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten., <i>Daucus carota</i> L., <i>Epilobium hirsutum</i> L., <i>Stenactis annua</i> , <i>Leonurus cardiaca</i> L., <i>Solidago canadensis</i> L., <i>Tanacetum vulgare</i> L., <i>Urtica dioica</i> L. – 25 видів
3.6. Agropyreteae. Рудеральні та напіврудеральні угруповання гемікриптофітів на сухих антропогенних або природних екоотопах з ущільненими ґрунтами	<i>Elytrigia repens</i> , <i>Convolvulus arvensis</i> – 3 види
3.7. Plantaginetea. Угруповання низькорослих синантропних видів, стійких до витоптування і випасання, на ущільнених субстратах, частково нітрифікованих, переважно відкритих місцезростаннях	<i>Plantago major</i> L. – 1 вид
3.8. Agrostietea stoloniferae. Угруповання нітрифікованих лук на берегах водойм	<i>Althaea officinalis</i> L., <i>Potentilla anserina</i> L., <i>Rumex conglomeratus</i> Murr., <i>Trifolium hybridum</i> L. – 4 види
5. Anthro-po-zoogenous heath, grasslands and pastures	
5.3. Festuco-Brometea. Степові угруповання	<i>Carlina vulgaris</i> L., <i>Euphorbia cyparissias</i> L., <i>Galium verum</i> L., <i>Stachys recta</i> L., <i>Koeleria cristata</i> (L.) Pers. – 5 видів
5.4. Molinio-Arrhenatheretea. Лучні угруповання (за винятком мокрих лук)	<i>Achillea submillefolium</i> Klok. et Krytzka, <i>Alopecurus pratensis</i> L., <i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., <i>Lolium perenne</i> L., <i>Phleum pratense</i> L., <i>Poa pratensis</i> L., <i>Trifolium pratense</i> L. – 12 видів
6. Forest edge heath and forb vegetation	
6.1. Trifolio-Geranietea. Угруповання узлісь широколистяних, мішаних лісів та чагарникових заростей	<i>Lathyrus sylvestris</i> L. – 1 вид
6.2. Epilobietea angustifolii. Угруповання порубів та лісових згарищ	<i>Chamaerion angustifolium</i> (L.) Holub, <i>Salix caprea</i> L. – 3 види
8. Broadleaved forests and woodlands	
8.1. Salicetea purpureae. Деревні та чагарникові угруповання у заплавах річок	<i>Populus nigra</i> L., <i>Salix purpurea</i> L. – 2 види
8.2. Alnetea glutinosae. Угруповання евтрофних лісових та чагарникових боліт	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn., <i>Frangula alnus</i> Mill. – 2 види
8.4. Quereo-Fagetea. Угруповання широколистяних лісів на багатих на поживні речовини ґрунтах	<i>Acer platanoides</i> L., <i>Alnus incana</i> (L.) Moench, <i>Aquilegia vulgaris</i> L., <i>Carex pilosa</i> Scop., <i>Equisetum telmateia</i> Ehrh., <i>Fraxinus excelsior</i> L., <i>Impatiens parviflora</i> DC., <i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill. – 16 видів

Екологічна шкала освітленості відображає відносну величину цього екологічного фактору в конкретному місцезростанні у порівнянні з відкритим простором. Практично всі судинні рослини, включаючи тінелюбиві, краще розвиваються при повному або частковому денному світлі при умові, що вологість повітря залишається достатньою. У структурі рослинного покриву

сміттєзвалищ переважають світлолюбні види (екологічний параметр $L=7-8$ балів), на які припадає 60.0 % їх загальної кількості. Власне світлові рослини (екологічний параметр освітленості $L=8-9$ балів), які здатні переносити сильне освітлення тривалий час, найбільше характерні еколого-фітоценотичній підгрупі 3.5. Artemisietea. Це, зокрема, види *Arctium lappa* L., *Oenothera biennis* L., *Carduus acanthoides* L., *Artemisia absinthium* L., *Cirsium vulgare* (Savi) Ten. Тіневитривалі види частіше трапляються на схилах північної експозиції та підніжжі схилів, де призупинення перемішування субстрату сприяло поширенню деревних рослин. Тіневитривалі види найбільш характерні еколого-фітоценотичній підгрупі широколистяних лісів класу 8.4. Quereo-Fagetea. Середнє значення параметра режиму освітленості місцезростань сміттєзвалищ становить $L = 6.98 \pm 0.12$ бали, характерного для світлолюбних видів (табл. 3.27).

Екологічна шкала температурного режиму T відображає градації видів за відношенням до фактору тепла – від нівального та альпійського поясу гір до теплих рівнин [221]. У структурі рослинного покриву сміттєзвалищ переважають види із значеннями екологічного параметра $T=6$ балів, на які припадає 43.7 % їх загальної кількості. Це, зокрема, *Anthemis tinctoria* L., *Arctium lappa* L., *Artemisia absinthium* L., *Artemisia vulgaris* L., *Bidens cernua* L., *Bidens tripartita* L., *Chelidonium majus* L., *Daucus carota* L., *Elytrigia repens* (L.), *Galium aparine* L., *Hippophae rhamnoides* L., *Lycopus europaeus* L., *Polygonum hydropiper* L. Delabre та інші. Теплолюбиві види представлені виключно рудеральними рослинами еколого-фітоценотичної групи 3. Disturbed and secondary vegetation, в основному класу 3.5. Artemisietea: *Impatiens glandulifera* Royle, *Oenothera biennis* Scop., *Chenopodium urbicum* L., *Helianthus tuberosus* L. Середнє значення параметра термічного режиму місцевиростань сміттєзвалищ становить $T=5.84 \pm 0.06$ бали, характерного для передгір'їв та підгірських рівнин. На рівні еколого-ценотичних груп рослин термічний режим сміттєзвалищ Львівської області характеризується порівняно вузьким діапазоном значень параметрів ($T=5.50-6.25$ балів). Відмінність еколого-фітоценотичних груп за параметром термічного режиму не є істотною (табл. 3.27).

Таблиця 3.27

Екологічні параметри місцезростань сміттєзвалищ

Еколого-ценотична група (група класів рослинності, клас рослинності)	Середні значення екологічних параметрів місцезростань, бали								
	L	T	K	F	R	N	Hem	Urb	Rud
1. Water, swamp and moor vegetation	7.44	5.56	4.53	9.78	6.88	6.11	3.13	1.83	0.00
1.1. Lemnetaea	7.00	5.50	3.50	11.00	6.94	6.00	-	1.50	-
1.5. Phragmitetea	7.57	5.57	4.82	9.43	6.86	6.14	3.13	2.00	0.00
3. Disturbed and secondary vegetation	7.31	6.02	4.42	5.43	6.94	6.96	4.25	2.87	3.24
3.2. Bidentetea	7.25	6.00	4.44	8.50	6.44	8.25	4.00	2.00	5.00
3.3. Chenopodietaea	6.91	6.07	3.74	4.61	6.56	6.61	5.23	2.82	5.76
3.4. Secalietea	6.00	6.00	3.00	5.00	7.00	6.00	5.00	2.00	5.00
3.5. Artemisietea	7.52	5.95	4.57	5.38	7.16	7.40	3.92	3.20	2.33
3.6. Agropyretea	7.33	6.00	5.46	4.23	6.63	5.76	4.00	2.67	1.67
3.7. Plantaginetea	8.00	5.82	4.39	5.00	6.88	6.00	3.00	3.00	3.33
3.8. Agrostietea stoloniferae	7.00	6.25	4.60	6.50	7.19	6.00	3.50	1.75	0.83
5. Anthro-po-zoogenous heath, grasslands and pastures	7.10	5.68	4.28	4.67	6.85	4.81	3.24	2.26	1.58
5.3. Festuco-Brometea	7.20	5.76	4.48	3.40	7.58	2.60	2.75	1.75	3.33
5.4. Molinio-Arrhenatheretea	7.08	5.62	4.01	5.22	6.52	5.91	3.42	2.42	0.83
6. Forest edge heath and forb vegetation	7.60	5.86	4.00	4.80	6.40	6.40	3.80	2.20	0.00
6.1. Trifolio-Geranietaea	7.00	6.00	4.00	4.00	8.00	2.00	3.50	2.00	0.00
6.2. Epilobietea angustifolii	7.75	5.82	4.00	5.00	6.00	7.50	3.88	2.25	0.00
8. Broadleaved forests and woodlands	5.81	5.71	4.29	5.96	6.98	5.87	3.12	2.19	0.24
8.1. Salicetea purpureae	6.50	5.50	5.00	6.84	7.50	6.65	3.00	1.00	0.00
8.2. Alnetea glutinosae	5.50	5.50	4.00	8.50	5.00	6.29	2.50	2.00	0.00
8.4. Quereo-Fagetea	5.69	5.74	4.31	5.40	7.22	5.59	3.22	2.31	0.31
Mean	6.98	5.84	4.33	5.75	6.90	6.30	3.74	2.50	1.99
Std. Dev.	1.17	0.59	1.18	1.89	0.83	1.74	0.83	0.85	2.54

Вплив значних площ суші на атмосферні процеси визначає континентальність клімату [221]. Вона залежить від ряду факторів, серед яких річна амплітуда повітря, дефіцит відносної вологості повітря. У фітоценотичній структурі сміттєзвалищ переважають види із значеннями екологічного параметру $K=3-5$ балів (54.7 % загальної кількості) та індиферентні види із широким діапазоном толерантності (29.6 %). Середнє значення параметра континентальності місцезростань сміттєзвалищ становить $K = 4.33 \pm 0.12$ бали,

що характерно для субокеанічного та проміжного, від слабо океанічного до слабо субконтинентального клімату. Відмінність еколого-фітоценотичних груп за параметром континентальності клімату не є істотною (табл. 3.27). Так, для еколого-фітоценотичної підгрупи 3.5. *Artemisietea* параметр К змінюється в межах від 2 до 7 балів, для характерних видів широколистяних лісів класу 8.4. *Quereo-Fagetea* параметр К має таку ж амплітуду значень.

Шкала вологозабезпеченості ґрунту F характеризує поширення видів на градієнті вологості ґрунтів або рівня ґрунтових вод від сухих скель до боліт і водойм [221]. Вологість ґрунтового субстрату сміттєзвалищ значною мірою залежить від умов рельєфу та експозиції схилів. Велику роль відіграє висока водопроникна здатність субстрату із високим вмістом будівельних решток. Ділянки із перезволоженими ґрунтами формуються у підніжжі схилів. У структурі рослинного покриву сміттєзвалищ переважають види із значеннями екологічного параметру F=4-6 балів, на які припадає 54.1 % від загальної кількості та індиферентні види із широким діапазоном толерантності (20.0 %). Максимальні значення F=10-11 балів властиві видам еколого-фітоценотичних підгруп 1.1. *Lemnetea* і 1.5. *Phragmitetea*. Мінімальні значення параметра вологості ґрунту характерні для степових видів класу 5.3. *Festuco-Brometea* (*Stachys recta* L., *Euphorbia cyparissias* L., *Koeleria cristata* (Ledeb.) Schult., *Carlina vulgaris* L.) та рудеральних рослин класу 3.3. *Chenopodietea* (*Diplotaxis muralis* (L.) DC., *Chenopodium album* L., *Sonchus oleraceus* L., *Setaria glauca* (L.) P.Beauv. та інші). Середнє значення вологозабезпеченості ґрунту місцезростань сміттєзвалищ становить $F=5.75 \pm 0.18$ бали, характерного для свіжих та вологуватих ґрунтів.

Шкала кислотності ґрунтів R характеризує залежність поширення видів на градієнті від вкрай кислих до лужних (багатих карбонатами або кальцієм) ґрунтів [221]. Від кислотності ґрунту залежить доступність для рослин поживних речовин. У дуже кислих ґрунтах залізо і алюміній переходять у легкодоступні для засвоєння рослинами форми, а збільшення їх концентрації може здійснювати токсичний вплив. У структурі рослинного покриву сміттєзвалищ переважають

види із значеннями екологічного параметра $R=7-8$ балів (слабко кислі і слабко лужні ґрунти), на які припадає 42.2 % їх загальної кількості, а також індіферентні види із широким діапазоном толерантності (43.0 %). Середнє значення параметра кислотності ґрунту місцезростань сміттєзвалищ становить $R=6.65\pm0.12$ бали, характерного для нейтральних ґрунтів (від слабко кислих до слабко лужних). Кислі і помірно кислі ґрунти ($R = 4-5$ балів) діагностують *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth., *Frangula alnus* Mill., *Chamaerion angustifolium* (L.) Scop., *Galinsoga parviflora* Cav., *Leontodon autumnalis* L., *Polygonum hydropiper* L. Слабколужні і лужні ґрунти ($R=8-9$ балів) найчастіше представлені степовими видами еколого-ценотичної підгрупи 5.3. Festuco-Brometea (*Stachys recta*, *Koeleria cristata*) і рудеральними рослинами підгруп 3.3. Chenopodietea (*Diplotaxis muralis*, *Sonchus oleraceus*) та 3.5. Artemisietea (*Carduus acanthoides*, *Arctium tomentosum* Mill., *Leonurus cardiaca*, *Epilobium hirsutum*).

Шкала забезпеченості ґрунту азотом N відображає градацію запасів мінеральних форм азоту (NH_4^+ і NO_3^-) [221]. Екотопи сміттєзвалищ Львівської області мають суттєву різницю за вмістом азоту в ґрунті (табл. 3.27) – від дуже бідних на азот ґрунти ($N = 2-3$ бали) в екотопах степової рослинності класу 5.3. Festuco-Brometea (індикатори *Koeleria cristata* (Ledeb.) Schult., *Stachys recta* L., *Carlina vulgaris* L., *Euphorbia cyparissias* L.) до багатих азотом ґрунтів ($N=8-9$ балів) в екотопах рудеральної рослинності класу 3.5. Artemisietea (індикатори *Arctium tomentosum* Mill., *Arctium lappa*, *Urtica dioica* L., *Carduus crispus* L., *Armoracia rusticana* Gaertn., Mey. et Scherb., *Leonurus cardiaca* L.). У структурі рослинного покриву сміттєзвалищ переважають види із значеннями екологічного параметра $N=7-8$ балів, на які припадає 42.2 % їх загальної кількості, а також індіферентні види із широким діапазоном толерантності (22.2 %). Середнє значення параметра вмісту азоту місцезростань сміттєзвалищ становить $N = 6.30\pm0.17$ балів, характерного для градації від помірно забезпечених до багатих азотом ґрунтів.

Гемеробія або гемеробність –це термін, який відображає ступінь толерантності видів до антропогенного фактору [224]. Гемеробію оцінюють

кількісно інтенсивністю та тривалістю антропогенних впливів, які витримує вид. За класифікацією Д. Яласа та Г. Сукоппа [222, 229] розрізняють: агемероби (а) – майже відсутній антропогенний вплив – 1 бал; олігогемероби (о) – слабкий антропогенний вплив – 2 бали; мезогемероби (m) – помірний вплив – 3 бали; еугемероби – види, стійкі до антропогенного впливу, віддають перевагу антропогенно-зміненим біотопам: β -еугемероби (b) – помірно сильний вплив – 4 бали; α -еугемероби (c) – сильний вплив – 5 балів; полігемероби (p) – дуже сильний вплив – 6 балів; метагемероби (t) – надзвичайно сильний вплив – 7 балів.

Індикаторами низького ступеня гемеробії виступають види еколого-ценотичної групи 8. Broadleaved forests and woodlands (*Carex pilosa* Scop., *Frangula alnus* Mill., *Malus sylvestris* Mill., *Swida sanguinea* (L.) Opiz), степової рослинності підгрупи 5.3. Festuco-Brometea (*Stachys recta* L., *Galium verum* L., *Carlina vulgaris* L., *Euphorbia cyparissias* L.) та підгрупи 1.5. Phragmitetea (*Lycopus europaeus* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Typha latifolia* L.). На високий ступінь гемеробії вказує наявність у трав'яному покриві рудеральних видів еколого-ценотичних підгруп 3.3. Chenopodietea (*Diplotaxis muralis* (L.) DC., *Galinsoga ciliate* Ruiz & Pav., *Setaria viridis* (L.) P. Beauv., *Sonchus oleraceus* L.) та 3.5. Artemisietea (*Chenopodium urbicum* (L.) S.Fuentes, *Oenothera biennis* Scop., *Melilotus officinalis* (L.) Pall., *Cirsium vulgare* (Savi) Ten). У структурі флористичного складу сміттєзвалищ переважають види із значеннями індексу гемеробії $Hem = 2-4$ балів, на які припадає 38.5 % їх загальної кількості. Середнє значення індексу гемеробії видів рослинного покриву сміттєзвалищ становить $Hem = N = 3.78 \pm 0.08$ бали, характерного для β -еугемеробів.

Параметр Урбанітет (Urbanity) характеризує поширення судинних рослин відносно урбанізованих територій на основі п'ятибальної шкали. Урбанофобні рослини (Urb=1 бал) трапляються тільки за межами населених пунктів, а урбанофільні (Urb=5 балів) – виключно в їх межах. Для рослинного покриву сміттєзвалищ низькими значеннями Урбанітету характеризуються види, що входять до складу різних еколого-фітоценотичних груп – від водної до лісової : *Hydrocharis morsus-ranae* L., *Althaea officinalis* L., *Stachys recta* L., *Carum carvi* L.,

Rumex conglomeratus Murray, *Carex pilosa* Scop., *Calamagrostis arundinacea* (L.). Урбанофільні рослини найчастіше належать до еколого-фітоценотичної підгрупи 3.5. Artemisietea: *Chenopodium urbicum* (L.) S.Fuentes, *Tanacetum vulgare* L., *Leonurus cardiaca* L., *Conium maculatum* L., *Chelidonium majus* L., *Artemisia vulgaris* L. Середнє значення показника Урбанітету видів рослинного покриву сміттєзвалищ становить $Urb=2.50\pm0.09$ бали, характерного для категорії урбанонейтральних видів.

У формуванні рослинного покриву сміттєзвалищ важливу роль відіграють рудеральні рослини, які хоча і не відзначаються витривалістю до стресових умов та конкурентною силою, проте здатні швидко захоплювати територію між сильнішими рослинами. Такий тип життєвої стратегії виду характеризує показник Рудеральність (Ruderality). Максимальними значеннями Рудеральності характеризуються види еколого-ценотичної підгрупи 3.3. Chenopodietea (*Thlaspi arvense* L., *Setaria glauca* (L.) P.Beauv., *Polygonum persicaria* L., *Sonchus arvensis* L., *Galinsoga parviflora* Cav., *Galinsoga ciliata* Ruiz & Pav., *Setaria viridis* (L.) P.Beauv.). Зважаючи на тривалий час функціонування сміттєзвалищ, у структурі рослинного покриву переважають види конкурентної життєвої стратегії (С-стратегії), для яких показник Рудеральності дорівнює нулю. Їх частка становить 46,7 % від загальної кількості. Здебільшого це види, що належать до підгруп 1.5. Phragmitetea (*Lycopus europaeus* L., *Typha latifolia* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., 6.2. Epilobietea angustifolii (*Salix caprea* L., *Chamaerion angustifolium* (L.) Scop., *Verbascum thapsus* L.), 8.4. Quereo-Fagetea (*Carex pilosa* Scop., *Equisetum telmateia* Ehrh., *Swida sanguinea* L., *Fraxinus excelsior* L.). Середнє значення показника Рудеральності видів рослинного покриву сміттєзвалищ становить $Rud = 1.99\pm0.26$ бали. На основі дисперсійного аналізу можна зробити висновок, що диференційна здатність показника Рудеральності на рівні еколого-фітоценотичних підгруп (критерій Фішера $F=6.93$) є меншою від показника гемеробії ($F=12.19$), але більшою від параметра Урбанітету (критерій Фішера $F=3.87$).

Оцінка залежності між екологічними параметрами судинних рослин сміттєзвалищ (табл. 3.28) вказує на відсутність суттєвого зв'язку між змінними. Коефіцієнти кореляції мають низькі значення, проте для параметру вологість ґрунту F – вміст азоту N цей показник перевищує 0,3. У більшості випадків зв'язок між змінними носить криволінійний характер (рис. 3.13). Якщо проаналізувати значні відхилення точок від кривої регресії, то можна побачити, що в розташуванні видів в багатовимірному просторі ознак параметрів навколишнього середовища відсутня впорядкована структура. У зв'язку з цим двовимірні діаграми розсіювання не дозволяє виявити чітку закономірність, на основі якої можна пояснити особливості розподілу судинних рослин на звалищах у Львівській області.

Таблиця 3.28

Залежність між екологічними параметрами судинних рослин сміттєзвалищ та комплексними градієнтами середовища

	L	T	K	F	R	N	Hem	Urb	Rud
L	1.00	0.03	0.09	-0.13	0.10	0.00	0.14	0.15	0.05
T	0.03	1.00	0.03	-0.14	0.01	-0.08	0.31	0.24	0.25
K	0.09	0.03	1.00	-0.09	0.11	-0.09	0.04	0.08	-0.09
F	-0.13	-0.14	-0.09	1.00	-0.11	0.33	-0.25	-0.22	-0.20
R	0.10	0.01	0.11	-0.11	1.00	-0.16	-0.01	0.08	-0.09
N	0.00	-0.08	-0.09	0.33	-0.16	1.00	0.18	0.23	-0.04
Hem	0.14	0.31	0.04	-0.25	-0.01	0.18	1.00	0.54	0.58
Urb	0.15	0.24	0.08	-0.22	0.08	0.23	0.54	1.00	0.27
Ruder	0.05	0.25	-0.09	-0.20	-0.09	-0.04	0.58	0.27	1.00
Factor1	-0.33	-0.33	-0.39	0.71	-0.48	0.67	-0.13	-0.13	-0.11
Factor2	-0.57	0.46	-0.44	-0.25	-0.39	-0.33	0.04	-0.06	0.20
Factor3	-0.55	-0.64	-0.01	0.04	0.36	-0.38	-0.37	-0.31	-0.22
Factor4	0.43	-0.27	-0.77	-0.20	0.11	-0.07	-0.03	-0.03	0.05

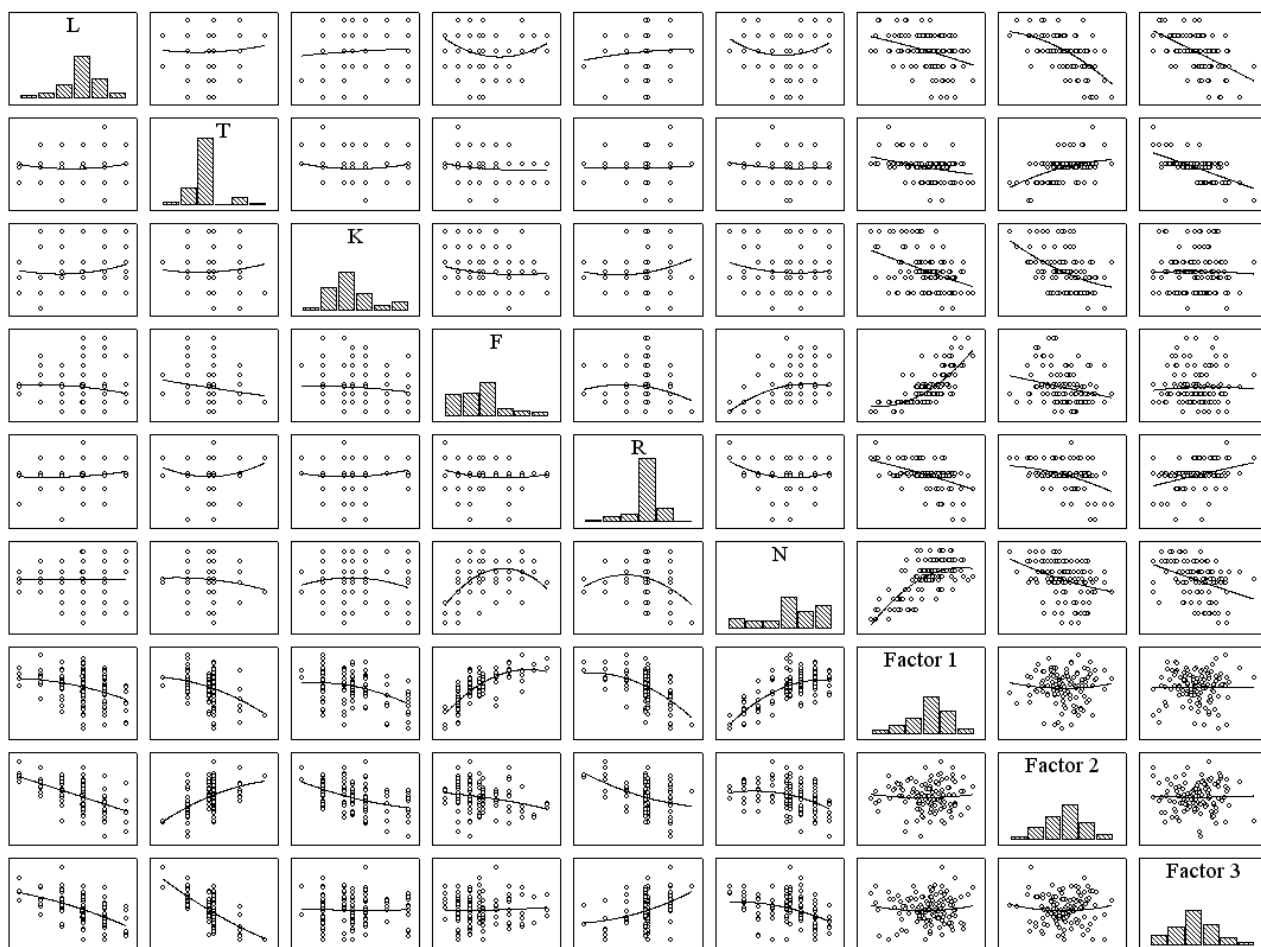


Рисунок 3.13 – Еколого-ценотичний простір рослинного покритву сміттєзвалищ Львівської області (L – освітленість, T – термічний режим, K – континентальність, F – режим зволоженості, R – кислотність, N – вміст азоту, бали; Factor 1-3 – комплексні градієнти середовища)

Наступні дослідження спрямовані на проведення математичного моделювання структури розташування видів у гіперпросторі ознак. Враховуючи, що візуально неможливо розпізнати структуру у багатовимірному просторі, було застосовано методи багатовимірної ординації. Враховуючи, що екологічні параметри судинних рослин на звалищах частково взаємопов'язані, дані спостережень можуть бути пояснені невеликою кількістю нових змінних, які можуть бути отримані з використанням лінійної комбінації вихідних даних, але не виміряні безпосередньо [219, 220]. Таким чином, можна зменшити вимірність поля спостереження. Графічно процедура обчислення переміщує початок

координат у центр обробки даних, обертає осі та стискає горизонтальну вісь, щоб працювати у напрямку максимальної дисперсії набору даних (рис. 3.14).

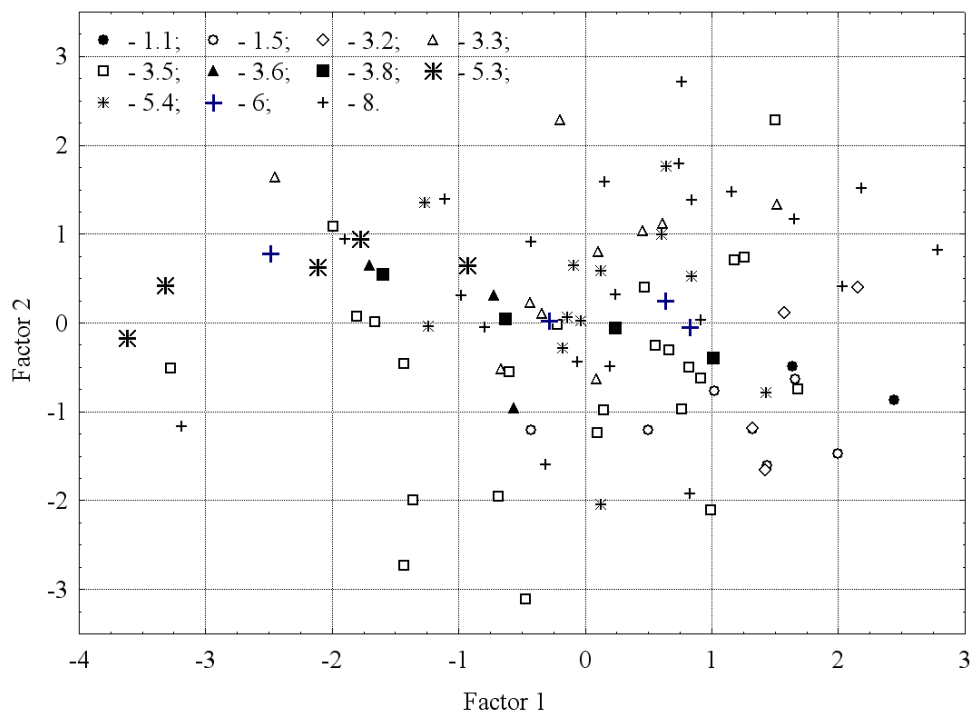


Рисунок 3.14 – Еколого-ценотичний простір рослинного покриття сміттєзвалищ Львівської області (1. Water, swamp and moor vegetation : 1.1. Lemnetaea, 1.5. Phragmitetea; 3. Disturbed and secondary vegetation : 3.2. Bidentetea, 3.3. Chenopodietea, 3.5. Artemisietea, 3.6. Agropyretea, 3.8. Agrostietea stoloniferae; 5. Anthro-po-zoogenous heath, grasslands and pastures : 5.3. Festuco-Brometea, 5.4. Molinio-Arrhenatheretea; 6. Forest edge heath and forb vegetation; 8. Broadleaved forests and woodlands; Factor 1-2 – комплексні градієнти середовища)

На основі кореляційної матриці результати аналізу головних компонент такі:
 $Factor_1 = -0.27 \cdot L - 0.27 \cdot T - 0.31 \cdot K + 0.57 \cdot F - 0.38 \cdot R + 0.54 \cdot N, \lambda_1 = 1.56;$
 $Factor_2 = -0.56 \cdot L + 0.45 \cdot T - 0.43 \cdot K - 0.24 \cdot F - 0.38 \cdot R - 0.32 \cdot N, \lambda_2 = 1.06;$
 $Factor_3 = -0.55 \cdot L - 0.64 \cdot T - 0.01 \cdot K + 0.04 \cdot F + 0.36 \cdot R - 0.38 \cdot N, \lambda_3 = 0.98;$
 $Factor_4 = 0.45 \cdot L - 0.28 \cdot T - 0.81 \cdot K - 0.21 \cdot F + 0.12 \cdot R - 0.08 \cdot N, \lambda_4 = 0.91;$

де $Factor_i$ – компонентні координати, комплексні градієнти середовища;
 L, T, K, F, R, N – стандартизовані значення екологічних параметрів трав'янистих

видів (освітленість, термічний режим, континентальність клімату, вологість ґрунту, кислотність ґрунту, вміст мінерального азоту); λ_i – власні значення векторів.

Перша головна компонента Factor₁ пояснює 26 % загальної дисперсії. Максимальними значеннями функції Factor₁ характеризуються судинні рослини угруповань евтрофних боліт 8.2. Alnetea glutinosae (*Alnus glutinosa* (L.) Gaerth., *Frangula alnus* Mill.), водної та болотної рослинності еколого-ценотичних підгруп 1.1. Lemnetea (*Hydrocharis morsus-ranae* L., *Lemna minor* L.), 1.5. Phragmitetea (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla, *Typha latifolia* L.), рудеральної рослинності на перезволожених субстратах 3.2. Bidentetea (*Polygonum hydropiper* (L.) Delarbre, *Bidens cernua* L., *Bidens tripartita* L.) (рис. 3.14). Мінімальні значення першої головної компоненти характерні степовим рослинам 5.3. Festuco-Brometea (*Koeleria cristata* (Ledeb.) Schult., *Stachys recta* L., *Euphorbia cyparissias* L.). Значення першої головної компоненти залежать передусім від вологості ґрунту (коефіцієнт кореляції $r = 0.71$), вмісту азоту ($r = 0.67$) та pH ґрунту ($r = -0.48$), і також від освітленості ($r = -0.33$), температурного режиму ($r = -0.33$) і континентальності клімату ($r = -0.39$) (табл. 3.28). На нашу думку, перша вісь максимального варіювання рослинності відображає основну закономірність формування екотопів сміттєзвалищ – вплив умов рельєфу на перерозподіл екологічних чинників, оскільки вологолюбні види найчастіше поширені на перезволожених ділянках підніж сміттєзвалищ, а посухостійкі степові види – на верхніх частинах схилів. Поширення вологолюбних видів може бути зумовлене також появою невеличких водно-болотних комплексів, що утворюються через просідання поверхні або неупорядкованої виїмки субстрату.

Друга головна компонента Factor₂ додатково пояснює 17,6 % загальної дисперсії даних. Значення функції Factor₂ в основному залежить від факторів освітленості ($r = -0.57$), температурного режиму ($r = 0.46$) і континентальності клімату ($r = -0.44$), менше від pH ґрунту ($r = -0.39$), вологозабезпеченості ґрунту ($r = -0,25$) та вмісту азоту ($r = -0,33$) (табл. 3.28). Мінімальні значення другої

головної компоненти показують рудеральні рослини еколого-фітоценотичної підгрупи 3.5. Artemisietea (*Arctium tomentosum* Mill., *Carduus acanthoides* L., *Epilobium hirsutum* L., *Artemisia absinthium* L., *Leonurus cardiaca* L.). Максимальні значення функції Factor_2 характеризуються судинні рослини еколого-фітоценотичної підгрупи 8.4. Quereo-Fagetea (*Carex pilosa* Scop., *Acer platanoides* L., *Impatiens parviflora* DC., *Aquilegia vulgaris* L., *Equisetum telmateia* Ehrh.) (рис. 3.14).

Дві ключові компоненти забезпечують лише 43,6 % від загальної дисперсії, тому для багатьох аналітичних цілей недостатньо лише використання 2D-проекцій геоботанічних даних. (рис. 3.14). Положення судинних рослин на третій осі максимального варіювання (табл. 3.29) додатково пояснює 16.3 % загальної дисперсії даних. Третя головна компонента відображає зменшення параметрів освітленості ($r = -0,55$), термічного режиму ($r = -0,64$) і вмісту азоту ($r = -0,38$), збільшення параметра кислотності ґрунту ($r = 0,36$) (табл. 3.28). Мінімальними значення третьої головної компоненти характеризуються рудеральні рослини еколого-фітоценотичної підгруп 3.3. Chenopodietea і 3.5. Artemisietea, а максимальними – лісові види підгрупи 8.4. Quereo-Fagetea і степові види 5.3. Festuco-Brometea (табл. 3.29). Третя вісь максимального варіювання рослинності сміттєзвалищ відображає зменшення інтенсивності антропогенного навантаження: зменшення індексу гемеробії ($r = -0,37$), урбанітету ($r = -0,31$) і рудеральності ($r = -0,22$) (табл. 3.28).

Судинні рослини сміттєзвалищ Львівської області зростають у певному еколого-ценотичному просторі, який орієнтовно можна оцінити на основі ординації видів на осях комплексних градієнтів середовища (рис. 3.14) та координатії еколого-ценотичних груп і підгруп (табл. 3.29). Центр цього простору займають рудеральні угруповання 3.3. Chenopodietea, угруповання нітрифікованих лук на берегах водойм 3.8. Agrostietea stoloniferae і лучні угруповання 5.4. Molinio-Arrhenatheretea, які на сміттєзвалищах показують максимальну стійкість. Найбільш чутливими до порушуючого впливу є фітоценози, які розташовані на периферії еколого-ценотичного простору: степові

угруповання 5.3. Festuco-Brometea, водні угруповання 1.1. Lemnetea, прибережно-водні угруповання 1.5. Phragmitetea та потенційні болотні угруповання 8.2. Alnetea glutinosae.

Таблиця 3.29

Результати координації еколого-ценотичних груп і підгруп рослин сміттєзвалищ Львівської області

Еколого-ценотична група, підгрупа рослин	Положення на осях максимального варіювання рослинності			
	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
1. Water, swamp and moor vegetation	1.29	-1.05	0.18	-0.27
1.1. Lemnetea	2.04	-0.68	0.56	0.14
1.5. Phragmitetea	1.07	-1.16	0.07	-0.38
3. Disturbed and secondary vegetation	-0.09	-0.15	-0.54	0.04
3.2. Bidentetea	1.62	-0.58	-0.95	-0.51
3.3. Chenopodietea	-0.04	0.70	-0.50	0.37
3.4. Secalietea	0.14	1.23	0.40	0.57
3.5. Artemisietea	-0.13	-0.56	-0.56	0.07
3.6. Agropyretea	-1.00	-0.00	-0.43	-0.50
3.7. Plantaginetea	-0.58	-0.38	-0.48	0.53
3.8. Agrostietea stoloniferae	-0.24	0.03	-0.29	-0.38
5. Anthro-po-zoogenous heath, grasslands and pastures	-0.74	0.31	0.39	0.39
5.3. Festuco-Brometea	-2.35	0.49	1.06	0.62
5.4. Molinio-Arrhenatheretea	0.07	0.23	0.08	0.43
6. Forest edge heath and forb vegetation	-0.10	0.19	-0.64	0.55
6.1. Trifolio-Geranietea	-2.49	0.78	1.24	0.77
6.2. Epilobietea angustifolii	0.50	0.04	-1.10	0.49
8. Broadleaved forests and woodlands	0.27	0.53	0.86	-0.35
8.1. Salicetea purpureae	0.30	-0.78	0.83	-0.52
8.2. Alnetea glutinosae	2.49	1.17	0.29	-0.82
8.4. Quereo-Fagetea	-0.12	0.62	1.05	-0.32
Mean	0.00	0.00	0.00	0.00
Std. Dev.	1.32	1.11	1.06	0.99

За допомогою багатовимірною статистичного аналізу можна визначити подібність не тільки еколого-фітоценотичних груп судинних рослин, а й самих екологічних факторів. У результаті кластерного аналізу геоботанічної інформації отримано класифікацію екологічних факторів за їх впливом на формування

рослинності сміттєзвалищ (рис. 3.15).



Рисунок 3.15 – Класифікація екологічних факторів за впливом на формування рослинності сміттєзвалищ

Вологість ґрунту і вміст азоту відображають головну закономірність формування рослинного покриву на ренатуральній стадії відновлювальної сукцесії.

Антропогенні та ценотичні фактори (відображають особливості становлення рослинного покриву на піонерній стадії відновлювальної сукцесії) [231, 232].

Висновки до розділу 3.

1. **Малашівське сміттєзвалище.** У 2020 році середній радіаційний фон становив 0,172 мкЗв/год, що майже в 4 рази перевищує фоновий рівень (0,043 мкЗв/год) та перевищує місцевий рівень (0,122 мкЗв/год). Найвищі значення спостерігалися на вершині полігону (0,33 мкЗв/год) та на південній і східній бічних сторонах (0,217–0,22 мкЗв/год). У 2023–2024 роках середні показники знизилися до 0,109–0,110 мкЗв/год, що відповідає місцевому рівню та

нормативам. Локальні перевищення питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті були незначними (до 1,63 разів у горизонті 10–20 см), що свідчить про поступове зниження радіаційного фону та відсутність загрози для населення. Аналіз ґрунтів Малашівського сміттєзвалища показав, що вміст важких металів (Zn, Cu, Pb, Ni, Cr) у верхньому шарі ґрунту перевищував фонові значення в 1,2–1,7 рази, тоді як у шарі 10–20 см перевищення були меншими (1,1–1,3 рази), що свідчить про поверхневе накопичення металів, ймовірно через атмосферне осадження та фільтрат. Рослини демонстрували низький коефіцієнт біоаккумуляції для більшості металів ($\text{Zn} \leq 1,1$, $\text{Pb} \leq 0,9$), виняток становив Cu (1,2–1,3), що потребує контролю. Радіонукліди ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунті перевищували фон незначно (до 1,6 рази).

2. **Кременецький полігон.** У 2020 році середній фон складав 0,165 мкЗв/год, локальні піки досягали 0,24 мкЗв/год на західній ділянці та 0,187–0,193 мкЗв/год на північному підніжжі та вершині. До 2023–2024 років показники стабілізувалися на рівні 0,1 мкЗв/год, відповідно до місцевого фону. Питомі активності природних радіонуклідів (^{40}K) у ґрунті перевищували фон до 2,94 рази, тоді як ^{137}Cs і ^{90}Sr перевищенням не відзначалися (до 1,18 разів). Це свідчить про локальні перевищення у поверхневому шарі, які не становлять радіаційної загрози. $\leq 1,1$, що підтверджує мінімальне радіаційне навантаження на фітоценоз. На Кременецькому полігоні вміст Ti, Mn, Zn та Ni у верхньому шарі ґрунту перевищував фоновий рівень до 2,5–2,9 рази, особливо на північних і західних ділянках, тоді як нижній горизонт (10–20 см) показав менші перевищення (до 1,5 рази), що свідчить про повільну міграцію металів у глибші горизонти. Коефіцієнти біоаккумуляції металів у рослинах коливалися від 0,8 до 1,3, найбільше – для Ti і Mn, що свідчить про часткову акумуляцію. Питомі активності ^{40}K у ґрунті перевищували фон у 2,9 рази, ^{137}Cs і ^{90}Sr – до 1,18 рази, а рослини демонструють низьку біоаккумуляцію радіонуклідів ($\leq 1,1$), що знижує ризик переносу у харчовий ланцюг.

3. **Хмельницький полігон.** У 2020 році середній фон був 0,16 мкЗв/год, локальні піки на вершині – 0,27 мкЗв/год, на північному підніжжі – 0,243

мкЗв/год. У 2023–2024 роках фон знизився до 0,116–0,119 мкЗв/год. Питома активність ^{137}Cs перевищувала фон до 1,6 рази на північній стороні, ^{40}K – до 1,22 рази на західній. Локальні підвищення на поверхні ґрунту залишаються. На Хмельницькому полігоні перевищення важких металів (Cu, Zn, Pb) у верхньому горизонті становило 1,3–1,8 рази, особливо на північних і західних схилах, а в шарі 10–20 см перевищення були меншими – до 1,2 рази. Рослини частково накопичували Zn і Cu (1,1–1,2), Pb та Ni – $\leq 1,0$, що свідчить про обмежену передачу токсичних елементів у біомасу. Активності ^{137}Cs локально перевищували фон у 1,6 рази, ^{40}K – у 1,22 рази, при цьому біоаккумуляція у рослинності залишалася низькою ($\leq 1,1$), підтверджуючи безпечний радіаційний стан екосистеми.

4. **Дунаєвецький полігон.** Середній радіаційний фон у 2020 році складав 0,129 мкЗв/год, локальні піки до 0,207 мкЗв/год на вершині та північному підніжжі. У 2023–2024 роках фон стабілізувався на рівні 0,11 мкЗв/год. Питомі активності ^{137}Cs , ^{90}Sr та ^{40}K у ґрунті перевищували фон незначно (до 1,35 рази). Загальний радіаційний стан безпечний, спостерігається зниження локальних аномалій. На Дунаєвецькому полігоні вміст важких металів перевищував фон у 1,2–1,5 рази у верхньому шарі ґрунту; у нижньому (10–20 см) перевищення були меншими ($\leq 1,3$), основні металеві забруднювачі – Zn та Cu. Біоаккумуляція металів у рослинності була низькою (0,9–1,1), що свідчить про обмежене перенесення у трав'яний фітоценоз. Питомі активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті перевищували фон незначно ($\leq 1,35$ рази), а у рослинах – $\leq 1,1$, що підтверджує мінімальний ризик для екосистеми.

5. На всіх досліджених полігонах спостерігалися локальні підвищення радіаційного фону та питомої активності радіонуклідів, переважно у верхніх горизонтах ґрунту та на вершинах полігонів або схилах. До 2023–2024 років показники значно знизилися та стабілізувалися, локальні перевищення залишаються, але не перевищують нормативи (0,3 мкЗв/год) і не створюють загрози для довкілля та населення. Локальні аномалії ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr свідчать про поверхневу акумуляцію і потребують подальшого спостереження. Загалом,

всі полігони демонструють локальні підвищення важких металів у верхньому горизонті ґрунту, що пов'язано з накопиченням відходів та атмосферним осадженням. Біоаккумуляція металів і радіонуклідів у рослинності залишається низькою ($\leq 1,3$), тому ризик переносу у харчовий ланцюг обмежений. Локальні перевищення ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунті не створюють суттєвої радіаційної загрози, проте потребують систематичного моніторингу, особливо на вершинах і схилах полігонів. Систематичний радіаційно-хімічний контроль ґрунтів і рослинності є доцільним для оцінки довгострокових тенденцій і запобігання накопиченню токсичних елементів.

6. Екологічним еквівалентом зростання антропогенного навантаження в умовах екотопів сміттєзвалищ слугують зростання освітленості, параметрів термічного режиму і континентальності клімату, вмісту азоту. Еколого-ценотичний простір рослинного покриву сміттєзвалищ Львівської області можна представити у вигляді чотирикутника, у центрі якого розташовані рудеральні угруповання класу *Chenopodietea* (*Thlaspi arvense* L., *Setaria glauca* (L.) P.Beauv., *Polygonum persicaria* L., *Sonchus arvensis* L., *Galinsoga parviflora* Cav., *Galinsoga ciliata* Ruiz & Pav., *Setaria viridis* (L.) P.Beauv), угруповання нітрифікованих лук на берегах водойм класу *Agrostietea stoloniferae* (*Althaea officinalis* L., *Potentilla anserina* L., *Rumex conglomeratus* Murr., *Trifolium hybridum* L.) і лучні угруповання класу *Molinio-Arrhenatheretea* (*Achillea submillefolium* Klok. et Krytzka, *Alopecurus pratensis* L., *Leucanthemum vulgare* Lam., *Lolium perenne* L., *Phleum pratense* L., *Poa pratensis* L., *Trifolium pratense* L), а в кутах: 1. угруповання водної рослинності класу *Lemnetea* (*Hydrocharis morsus-ranae* L., *Lemna minor* L.), болотної рослинності класу *Phragmitetea* (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla, *Typha latifolia* L.) і рудеральної рослинності на перезволожених субстратах класу *Bidentetea* (*Polygonum hydropiper* (L.) Delarbre, *Bidens cernua* L., *Bidens tripartita* L.); 2. угруповання неморальнолісової рослинності класу *Quereo-Fagetea* (*Carex pilosa* Scop., *Acer platanooides* L., *Impatiens parviflora* DC., *Aquilegia vulgaris* L., *Equisetum telmateia* Ehrh.); 3. степові угруповання класу *Festuco-Brometea* (*Stachys recta* L., *Euphorbia*

cyparissias L., *Koeleria cristata* (Ledeb.) Schult., *Carlina vulgaris* L.); 4. рудеральна рослинність класу Artemisietea (*Arctium tomentosum* Mill., *Carduus acanthoides* L., *Epilobium hirsutum* L., *Artemisia absinthium* L., *Leonurus cardiaca* L.).

Результати досліджень відображені у публікаціях [194, 195, 196, 197, 198, 199, 230, 231, 232].

РОЗДІЛ 4. ПРОПОЗИЦІЇ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ

4.1. Підходи та рекомендації необхідності проведення радіаційно-екологічного моніторингу полігонів побутових відходів

Проведені дослідження радіаційного фону та вмісту (питомої активності) радіонуклідів у ґрунтах і рослинності полігонів побутових відходів у Тернопільській, Хмельницькій та Львівській областях засвідчили, що сміттєзвалища є не лише джерелом хімічного, але й радіаційного навантаження на довкілля. Хоча у більшості випадків показники потужності еквівалентної дози γ -випромінювання не перевищували допустимих рівнів, виявлені просторові та часові коливання, а також локальні перевищення свідчать про наявність потенційної небезпеки для екосистем і населення. Це підтверджують також проведені розрахунки оцінки ризиків для населення в залежності від показників радіаційного фону. Результати переважають встановлену допустиму дозу у 1 мЗв.

Особливу увагу привертають результати аналізу питомої активності радіонуклідів у ґрунтах. У зразках зафіксовано наявність техногенних (штучних) ізотопів ^{137}Cs та ^{90}Sr , що є свідченням як глобальних випадінь після аварії на ЧАЕС, так і локального накопичення радіонуклідів унаслідок деструкції відходів. Простежено тенденцію їхнього перерозподілу за глибиною профілю ґрунту та можливу міграцію у системі «ґрунт–рослина». Це підтверджує доцільність систематичного контролю не тільки поверхневого шару ґрунту, але й рослинного покриву як біоіндикатора.

З урахуванням сучасних міжнародних підходів (IAEA, WHO, EU Radiation Protection guidelines), радіаційно-екологічний моніторинг сміттєзвалищ доцільно організовувати як комплексну систему спостережень (в складі екологічного моніторингу), яка включає складові на рис. 4.1.



Рисунок 4.1 – Комплексна система спостережень радіаційного-екологічного моніторингу

Запровадження радіаційно-екологічного моніторингу сміттєзвалищ дозволить:

- своєчасно виявляти небезпечні тенденції накопичення радіонуклідів;
- прогнозувати ризики для здоров'я людей і стану екосистем;
- обґрунтовувати природоохоронні та рекультиваційні заходи;
- інтегрувати отримані дані у систему регіонального та національного екологічного моніторингу [233, 234].

4.2. Збереження рослинного вкриття в процесі природної фітомеліорації сміттєзвалищ

Результати досліджень фітомеліоративних процесів масштабних полігонів побутових відходів свідчать, що формування рослинності відбувається відповідно до закономірностей екологічних сукцесій, у яких провідне місце займають рудеральні, лучні та частково болотні види. Це створює природні

передумови для застосування фітомеліорації як ефективного інструменту рекультивації. Доцільним є використання аборигенних рослинних видів, які вже проявили здатність до колонізації сміттєзвалищ.

Ефективність фітомеліоративних заходів значно підвищується за умови формування багаторівневої рослинності, що поєднує трав'янисті, чагарникові та деревні види. На початкових етапах доцільно висівати швидкорослі трави, які створюють первинний рослинний покрив, а в подальшому вводити чагарники й дерева, формуючи стійкі фітоценози з підвищеним біорізноманіттям, здатні ефективно захищати ґрунти від ерозії. При доборі рослинних видів необхідно враховувати специфічні ґрунтово-екологічні умови полігонів, зокрема вологість, кислотність, освітленість, а також поживний режим високий вміст органічної речовини), оскільки саме ці фактори визначають стабільність фіторізноманіття.

Важливим напрямом є сприяння природним процесам сукцесії, яка передбачає мінімізацію механічного руйнування сформованого покриву, уникнення повторного засипання та сприяння переходу від рудеральних угруповань до лучних і деревно-чагарникових формувань. Для оцінки ефективності заходів необхідно здійснювати систематичний моніторинг динаміки рослинного покриву, його життєвості та видової структури, а також контролювати зміни у властивостях ґрунтів, зокрема рівень органічної речовини, кислотність і наявність забруднювачів [231, 232].

Комплексна реалізація фітомеліорації має не лише екологічне, а й соціальне значення, адже вона сприяє покращенню санітарно-гігієнічного стану територій, зменшенню ризиків для здоров'я населення та створює передумови для подальшого екологічно безпечного використання земель. Фітомеліорація є обов'язковим етапом рекультивації полігонів побутових відходів.

4.3. Методологічні підходи та напрями щодо мінімізації негативного впливу сміттєзвалищ на прилеглі екосистеми та біоту

Мінімізація негативного впливу полігонів твердих побутових відходів на довкілля та здоров'я населення потребує комплексного підходу, що базується на

поєднанні науково обґрунтованих методів моніторингу, технічних рішень та екологічних практик (рис. 4.2).



Рисунок 4.2 – Методологічні підходи та напрямки щодо мінімізації негативного впливу сміттєзвалищ

Насамперед, доцільно впроваджувати систематичний моніторинг, спрямований на оцінку стану атмосферного повітря, поверхневих і підземних вод, ґрунтів та біоти. Це дозволяє своєчасно виявляти осередки підвищеного ризику та прогнозувати можливі шляхи міграції забруднювачів. Важливість моніторингу підтверджує проведена оцінка концентрації важких металів у ґрунтах та рослинах сміттєзвалищ, коефіцієнтів міграції та поглинання (накопичення) у системі «едафотоп–фітоценоз».

Одним із пріоритетних напрямів є вдосконалення інженерного захисту полігонів, зокрема облаштування протифільтраційних екранів і дренажних систем для збирання та очищення фільтратів, а також організація системи збору

й утилізації біогазу. Це дає змогу суттєво зменшити забруднення підземних вод і атмосферного повітря, знизити ризик пожеж і вибухів.

Також важливою складовою є спорудження захисних споруд (екранів, огорожі) навколо полігонів. Це дозволяє запобігти поширенню відходів на прилеглі території, забруднення сільськогосподарських угідь, міграції небезпечних компонентів у довкілля.

Необхідним етапом є біотехнічна рекультивація, що передбачає відновлення ґрунтового покриву та фітомеліорацію територій з використанням стійких видів рослин. Такий підхід не лише зменшує ерозійні процеси й локалізує поширення токсикантів, а й сприяє формуванню більш стійких екосистем.

Особливе значення має застосування методології оцінки ризиків для здоров'я населення, яка дозволяє визначати пріоритетні джерела впливу та групи ризику. Це створює наукове підґрунтя для планування санітарно-захисних зон, оптимізації територіального планування та здійснення профілактичних заходів.

Тому об'єднане рішення щодо зміни методології управління побутовими відходами з поступовою подальшою інтеграцією у систему циркулярної економіки дозволить якісно оновити механізм запобігання негативному впливу на довкілля та населення, а також сприятиме підвищенню економічного розвитку та стійкості України в світовому масштабі. Це можливо лише шляхом запровадження сортування, повторного використання та переробки відходів, що дозволить зменшити навантаження на полігони та скоротити площі під захоронення. Важливим є також залучення населення до екологічних програм, підвищення рівня обізнаності та екологічної культури, що в комплексі з технічними заходами забезпечить довготривале зниження екологічних ризиків.

Організація управління побутовими відходами неможлива без управлінських рішень, виконання норм чинного законодавства та встановлених нормативів. Тому, необхідно забезпечити контроль за виконанням правил, встановити важелі впливу за недотримання вимог з метою реалізації як соціальної, так і економічної складової розвитку держав.

Висновки до розділу 4

1. Запровадження радіаційно-екологічного моніторингу на території сміттєзвалищ є необхідним, оскільки спостерігаються локальні перевищення рівнів γ -випромінювання порівняно з контрольними ділянками (0,33 мкЗв/год – на Малашівському сміттєзвалищі, 0,27 мкЗв/год – на Хмельницькому полігоні) та наявність техногенних радіонуклідів (^{137}Cs , ^{90}Sr), що становить потенційну небезпеку для довкілля й населення.

2. Фітомеліорація на основі використання аборигенних видів рослин є ефективним напрямом рекультивації, забезпечує стабільність екосистем, захист ґрунтів від ерозії та покращення санітарно-гігієнічного стану територій.

3. Мінімізація негативного впливу полігонів потребує комплексного підходу: моніторингу стану довкілля, інженерного захисту (дренажні системи, протифільтраційні екрани, збір біогазу), рекультивації територій та впровадження принципів циркулярної економіки (сортування, переробка, повторне використання відходів).

Результати досліджень відображені у публікаціях [231, 232, 233, 234].

ВИСНОВКИ

У дисертації здійснено комплексну оцінку радіаційно-екологічного стану екосистем сміттєзвалищ шляхом вивчення активності та міграції радіонуклідів і важких металів в едафотопях та фітоценозах, а також визначено радіаційний фон і результати радіаційного забруднення у межах досліджуваних сміттєзвалищ.

1. Встановлено, що на території сміттєзвалищ спостерігається неоднорідність показників радіаційного фону із дослідженою динамікою їх зниження. Зокрема, максимальні показники спостерігалися на Малашівському (0,33 мкЗв/год) та Хмельницькому (0,27 мкЗв/год) полігонах;

2. встановлено просторові особливості розподілу радіонуклідів природного (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th) і техногенного (^{137}Cs , ^{90}Sr) походження у едафотопях та фітоценозах сміттєзвалищ. Техногенні радіонукліди схильні до обмеженої вертикальної міграції та локального накопичення у рослинності та верхніх ґрунтових горизонтах. Природні радіонукліди розподіляються більш рівномірно і майже не акумулюються рослинами, що свідчить про стабільність властивостей едафотопу. За середнім значенням питомої масової активності ^{137}Cs є вищими у верхніх ґрунтових горизонтах, найвищий показник на Малашівському сміттєзвалищі у горизонті 5-10 см (69,38 Бк/кг). За середніми значенням питомої масової активності ^{90}Sr показники є рівномірними на усіх досліджуваних сміттєзвалищах, незначні перевищення у ґрунтових горизонтах 5-10 см у порівнянні з 10-20 см. За середнім значенням питомої масової активності ^{40}K найвищі значення на Хмельницькому (82,6 Бк/кг) та Дунаєвецькому (79,5 Бк/кг) полігонах;

3. Встановлено, що в рослинності досліджуваних сміттєзвалищ найвищі коефіцієнти біоаккумуляції належать важким металам: Zn, Cu, Sr. Найвищі показники коефіцієнтів біоаккумуляції встановлено на Кременецькому та Малашівському сміттєзвалищах, де концентрації Zn – 16,7 мг/кг та 11,9 мг/кг відповідно і Sr – 10,1 мг/кг та 8,3 мг/кг відповідно. Малорухомі елементи (Ti, Fe,

Pb, Zr) у рослинах накопичуються у незначних кількостях, що вказує на бар'єрну роль ґрунту;

4. Річна ефективна доза від зовнішнього опромінення в залежності від радіаційного фону на сміттєзвалищах становить: Малашівському – 1,5 мЗв, Дунаєвецькому – 1,1 мЗв, Кременецькому – 1,5 мЗв, Хмельницькому – 1,4 мЗв., де показники перевищують допустиму дозу 1 мЗв і становлять потенційну небезпеку для здоров'я людей;

5. У процесі вивчення фітомеліоративної активності екосистем сміттєзвалищ встановлено, що відображенням антропогенного впливу сміттєзвалищ слугує еколого-фітоценотичний ряд: угруповання лісової рослинності класу *Quereo-Fagetea* і степові фітоценози класу *Festuco-Brometea* → угруповання рудеральної рослинності класів *Chenopodietea* і *Artemisietea*. Екологічним еквівалентом зростання антропогенного навантаження в умовах екотопів сміттєзвалищ є зростання освітленість, термічний режим, континентальність клімату, вміст азоту. Індекс гемеробії характеризується кращими диференційними властивостями інтенсивності антропогенного впливу у порівнянні з показниками урбанітету та рудеральності.

6. Встановлено, що мінімізація негативного впливу сміттєзвалищ із підвищеним радіаційним фоном потребує комплексного підходу: моніторингу стану екотопу, інженерного захисту (дренажні системи, протифільтраційні екрани, збір біогазу), рекультивації (фітомеліорації) територій та впровадження принципів циркулярної економіки (сорткування, переробка, повторне використання відходів).

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Снітинський, В., Іванків, М., Качмар, Н., Дацько, Т., Дидів, А., & Городиська, І. (2023). Принципи рекультивації та фітомеліорації порушених ландшафтів. *Вісник Львівського національного університету природокористування. Серія: Агрономія*, (27), 13–21. <https://doi.org/10.31734/agronomy2023.27.013>
2. Popovych, V. V., & Voloshchyshyn, A. I. (2019). Environmental impact of devastated landscapes of Volhynian Upland and Male Polisia (Ukraine). *Environmental Research, Engineering and Management*, 75(3), 44–52. <https://doi.org/10.5755/j01.erem.75.3.23323>
3. Конституція України, № 254к/96-ВР (2020) (Україна). <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/254к/96-вр#Text>
4. Assembly, U. G. (2015). Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. <https://digitallibrary.un.org/record/1654217?v=pdf>
5. Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року, Указ Президента України № 722/2019 (2019) (Україна). <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/722/2019#Text>
6. Uwuigbe, U., Issah, O., Uwuigbe, R., Zubeiru, M., Anaba, S., & Seidu, A.-A. J. (2024). Circular economy: A bibliometric review of research in emerging economies (2010–2024). *International Journal of Energy Economics and Policy*, 15(1), 77–89. <https://doi.org/10.32479/ijeep.17021>
7. Raj, M., Ghosh, A., Ilame, T., & Kumar, S. (2025). Plastic waste management strategies: planning through sustainable lens and way forward towards circular economy. *Discover Sustainability*, 6(1). <https://doi.org/10.1007/s43621-025-01103-1>
8. Márquez, A. J. C., Cano, N. S. d. S. L., Rutkowski, E. W., Simões, A. F., & Smyth, B. (2025). How to promote circular economy in the global South. *Resources, Conservation and Recycling*, 222, 108469. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2025.108469>

9. Oleiniuc, M. (2022). Analysis on municipal solid waste management at international level. In *4th Economic International Conference "Competitiveness and Sustainable Development"* (pp. 58–67). Technical University of Moldova. <https://doi.org/10.52326/csd2022.08>
10. Townsend, T. G., Powell, J., Jain, P., Xu, Q., Tolaymat, T., & Reinhart, D. (2020). The landfill's role in sustainable waste management. In *Sustainable practices for landfill design and operation* (pp. 1–12). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2662-6_1
11. Thongham, N., Khongprom, P., & Sangsubun, C. (2025). Multiscale characterization of commercial and landfill-recovered plastics in Songkhla province, Thailand. *RSC Advances*, 15, 24424–24434. <https://doi.org/10.1039/D5RA03620H>
12. Abu Hasan, H., & Kurniawan, T. A. (2023). Managing bisphenol A contamination: Advances in removal technologies and future prospects. *Water*, 15(20), 3573. <https://doi.org/10.3390/w15203573>
13. Aftab, U., Solangi, M. Y., Tahira, A., Hanan, A., Abro, M. I., Karsy, A., Dawi, E., Bhatti, M. A., Alshammari, R. H., Nafady, A., Gradone, A., Mazzaro, R., Morandi, V., Infantes-Molina, A., & Ibupoto, Z. H. (2023). An advanced PdNPs@MoS₂ nanocomposite for efficient oxygen evolution reaction in alkaline media. *RSC Advances*, 13, 32413–32423. <https://doi.org/10.1039/D3RA04738E>
14. Eggen, T., Moeder, M., & Arukwe, A. (2010). Municipal landfill leachates: A significant source for new and emerging pollutants. *Science of The Total Environment*, 408(21), 5147–5157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.049>
15. *Treatment of waste by waste category, hazardousness and waste management operations.* (б. д.). European Commission. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_wastrt/default/table?lang=en
16. Reinhard, M. (1984). Occurrence and distribution of organic chemicals in two landfill leachate plumes. *Environmental Science & Technology*, 18(12), 953–960. <https://doi.org/10.1021/es00130a011>

17. Eggen, T., Moeder, M., & Arukwe, A. (2010). Municipal landfill leachates: A significant source for new and emerging pollutants. *Science of The Total Environment*, 408(21), 5147–5157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.049>
18. Bano, A. (2025). A summary of solid waste generation and management strategy. In *Waste-to-Energy* (pp. 3–29). <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-22356-3.00001-4>
19. Mahmood, A., Batool, S., & Chaudhry, M. (2013). Human health risk assessment of heavy metals via consumption of contaminated vegetables collected from different irrigation sources in Lahore, Pakistan. *Arabian Journal of Chemistry*, 7(1), 91–99. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.07.002>
20. Peng, Y. (2013). Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S2567-S2574. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.09.031>
21. Bashir, M. J. K. (2015). The competency of various applied strategies in treating tropical landfill leachate: A review. *Desalination and Water Treatment*, 54(9), 2382–2395. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.901189>
22. Butt, T. E., Lockley, E., & Oduyemi, K. O. (2008). Risk assessment of landfill disposal sites—State of the art. *Waste Management*, 28(6), 952–964. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.05.012>
23. Про схвалення Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року, Розпорядження Кабінету Міністрів України № 820-р (2020) (Україна). <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-p#Text>
24. Коцюба, І., Лико, С., Лук'янова, В., & Анпілова, Є. (2020). Науково-теоретичне обґрунтування накопичення твердих побутових відходів Житомирщини. *Екологічна безпека та природокористування*, 36(4), 56–65. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2020.4.56-65>
25. Скиба, Т. К. (2024). Екологічні аспекти поводження з відходами. У *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. VIII Міжнародний конгрес, 16–18 жовтня 2024 року, Україна, Львів* (с. 34). ГО «МНГ». <https://doi.org/10.56287/8285-40-1>

26. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Екологічна проблема відходів від руйнувань як наслідків воєнних дій на території України. У *Екологічна безпека в умовах війни: збірник тез доповідей V Міжнародної науково-практичної конференції* (с. 209-211). Львівський державний університет безпеки життєдіяльності. <https://indico.ldubgd.edu.ua/event/43>
27. Сорочинська, О. Л. (2024). Особливості національної стратегії управління відходами в Україні. *Екологічні науки*, 4, 55–60. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.4-55.30>
28. Управління побутовими відходами. (б. д.). Міністерство інфраструктури України. https://mtu.gov.ua/content/upravlinnya-pobutovimi-vidhodami.html?utm_source
29. Стан сфери управління побутовими відходами в Україні за 2023 рік. Міністерство розвитку громад та територій України. <https://mtu.gov.ua/files/Довідка%20щодо%20стану%20сфери%20управління%20побутовими%20відходами%20за%202023%20рік.docx>
30. Повідомлення про оприлюднення проєкту Національного плану управління відходами до 2033 року та звіту про стратегічну екологічну оцінку – Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. (2024). Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України – офіційний сайт. https://mepr.gov.ua/povidomlennya-pro-oprylyudnennya-proyektu-natsionalnogo-planu-upravlinnya-vidhodamy-do-2033-roku-ta-zvitu-pro-strategichnu-ekologichnu-otsinku/?utm_source=chatgpt.com
31. Zhang, Y., & Li, J. (2022). Microbial community structure and function in landfill leachate treatment systems: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(15), 22158–22175. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21578-z>
32. Kurniawan, T. A., & Lo, W. H. (2003). A study of the treatment of landfill leachate by electrocoagulation. *Environmental Technology*, 24(8), 1063–1071. <https://doi.org/10.1080/09593330309385551>.

33. Про схвалення Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року, Розпорядження Кабінету Міністрів України № 820-р (2020) (Україна). <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-p#Text>

34. Про затвердження Правил експлуатації полігонів побутових відходів, Наказ Міністерства з питань житлово-комунального господарства України № 435 (2014) (Україна). <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1307-10#Text>

35. Гуменчук М. В., Непрілий О. І., Дмитришин, І. С., & Дробик Н. М. (2019). Щодо проблеми утилізації побутових відходів міста Тернополя. У *Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience – 2019: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, присвяченої 80-річчю від дня народження д.б.н., проф. Явоненка О. Ф. та 75-річчю від дня народження д.б.н., проф. Яковенка Б. В. (4-5 листопада 2019 р., Тернопіль)* (с. 106–109). Вектор, 2019.

https://dspace.tnpu.edu.ua/bitstream/123456789/14732/1/Humenchuk_%20Neprilyi.pdf

36. Миронова, О. В. (2011). Проблеми управління відходами в Україні. *Міжнародний науковий журнал «Мир науки, культури, освіти»*, 12(30). https://nbuv.gov.ua/UJRN/Mir_2011_12_30

37. Сучасні проблеми управління відходами в Україні. (2013). *Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України*, 23(6), 64–69. https://nv.nltu.edu.ua/Archive/2013/23_6/64.pdf

38. Рибалова, О. В., Ільїнський, О. В., Куц, О. С., & Ярмола, В. А. (2024). Вплив полігонів і звалищ твердих побутових відходів на довкілля. *Науково-видавничий центр «Sci-conf.com.ua»* CPN Publishing Group. Chicago <https://repositsc.nuczu.edu.ua/bitstream/123456789/19936/1>.

39. Amoah, S. T., & Kosoe, E. A. (2014). Solid waste management in urban areas of Ghana: issues and experiences from Wa. *Journal of Environment Pollution and Human Health*, 2(5), 110-117. <https://doi.org/10.12691/jephh-2-5-3>.

40. Hettiaratchi, J. P. A., Meegoda, J. N., Hsieh, H. N., & Hunte, C. A. (2010). Sustainable management of household solid waste. *International journal of environment and waste management*, 6(1-2), 96-106. <https://dx.doi.org/10.1504/IJEWM.2010.033986>
41. Serdarevic, A. (2018). Landfill Leachate Management—Control and Treatment. In *Lecture Notes in Networks and Systems* (pp. 618–632). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71321-2_54
42. ISWA (2015): Leachate Management-Landfill Training Workshop, ISWA World Congress, Antwerp BEL. https://www.iswa2015.org/assets/files/downloads/Leachate_Management_-_Landfill_training_ISWA_WGL_7_sep_2015.pdf.
43. Lucernoni, F., Capelli, L., & Sironi, S. (2017). Comparison of different approaches for the estimation of odour emissions from landfill surfaces. *Waste Management*, 63, 345–353. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.041>
44. Bello, A. S., Al-Ghouti, M. A., & Abu-Dieyeh, M. H. (2022). Sustainable and long-term management of municipal solid waste: A review. *Bioresource Technology Reports*, 18, 101067. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101067>
45. Argun, M. E., Akkuş, M., & Ateş, H. (2020). Investigation of micropollutants removal from landfill leachate in a full-scale advanced treatment plant in Istanbul city, Turkey. *Science of The Total Environment*, 748, 141423. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141423>
46. Argun, M. E., Akkuş, M., & Ateş, H. (2020). Investigation of micropollutants removal from landfill leachate in a full-scale advanced treatment plant in Istanbul city, Turkey. *Science of The Total Environment*, 748, 141423. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141423>
47. Oturan, N., Van Hullebusch, E. D., Zhang, H., Mazeas, L., Budzinski, H., Le Menach, K., & Oturan, M. A. (2015). Occurrence and removal of organic micropollutants in landfill leachates treated by electrochemical advanced oxidation processes. *Environmental Science & Technology*, 49(20), 12187–12196. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02809>

48. Yang, C., Zhang, X., & Zhang, Y. (2021). Removal of organic pollutants by effluent recirculation constructed wetlands system treating landfill leachate. *Environmental Technology & Innovation*, 22, 101843. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101843>
49. Liu, H.-B., Liu, S.-J., He, X.-S., Dang, F., & Tang, Y.-Y. (2021). Effects of landfill refuse on the reductive dechlorination of pentachlorophenol and speciation transformation of heavy metals. *Science of The Total Environment*, 760, 144122. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144122>
50. Semrau, J. D. (2010). Current knowledge of microbial community structures in landfills and its cover soils. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 89(4), 961–969. <https://doi.org/10.1007/s00253-010-3024-2>
51. Pan, Q., Zhang, Y., & Wang, X. (2023). Volatile and semi-volatile organic compounds in landfill gas: Composition characteristics and health risks. *Environmental International*, 174, 107886. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107886>
52. Попович, В. В., & Кучерявий, В. П. (2012). Вплив продуктів горіння полігонів твердих побутових відходів на організм людини та біоту. *Пожежна безпека*, (20), 60–66. http://www.irbis-nbuv.gov.ua/cgi-bin/irbis_nbuv/cgiirbis_64.
53. Бойко, Т. В., Попович, В. В., Скиба, Т. К. & Босак П.В. (2024). Горіння сміттєзвалищ та їх вплив на біоту. У *International scientific-practical conference “Current issues of science, education and society: experience and prospects”*: conference proceedings (Tampere, Finland, July 19, 2024) (с. 25–26). Scholarly Publisher ICSSH. <https://www.economics.in.ua/2024/07/19.html>
54. Bihałowicz, J. S., Rogula-Kozłowska, W., & Krasuski, A. (2021). Contribution of landfill fires to air pollution – An assessment methodology. *Waste Management*, 125, 182–191. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.02.046>
55. Попович, В., Попович, Н., & Босак, П. (2020). Моніторинг надзвичайних ситуацій Львівської області, пов'язаних із пожежами на об'єктах із складуванням відходів. *Науковий вісник: Цивільний захист та пожежна безпека*, 2(10), 32–38. <https://doi.org/10.33269/nvcz.2020.2.32-38>

56. Kannankai, M. P., & Devipriya, S. P. (2024). Air quality impacts of landfill fires: A case study from the Brahmapuram Municipal Solid Waste Treatment Plant in Kochi, India. *Science of The Total Environment*, 916, 170289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170289>
57. Lemieux, P. M. (1997). Evaluation of emissions from the open burning of household waste in barrels. *US Environmental Protection Agency Report*, 600, 70. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/30003LB4.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995>
58. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Екологічна небезпека пожеж на полігонах побутових відходів. У *Наука про цивільний захист як шлях становлення молодих вчених / Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції курсантів, студентів, ад'юнктів (аспірантів)* (с. 321-323). Черкаський інститут пожежної безпеки імені Героїв Чорнобиля НУЦЗ України. <http://repositsc.nuczu.edu.ua/bitstream/123456789/21099/1/%D0%97%D0%B1%D1%96%D1%80%D0%BD%D0%B8%D0%BA.pdf>
59. Chavan, D., Manjunatha, G. S., Singh, D., & Lakshmikanthan, P. (2022). Estimation of spontaneous waste ignition time for prevention and control of landfill fire. *Waste Management*, 139, 258–268. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.044>
60. Попович, В., & Гвозд, В. (2013). Продукти горіння сміття із підвищеним вмістом полімерних матеріалів. *Пожежна безпека*, 22, 209–214. <https://journal.ldubgd.edu.ua/index.php/PB/article/view/596>
61. Азаров, С. І., Єременко, С. А., Сидоренко, В. Л., Смірнова, О. М., Білошицький, М. В., Власенко, Є. А., Пруський, А. В., & Середа, Ю. П. (2016). *Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами* (П. Б. Волянський, ред.). Київ: ТОВ «Інтердрук».
62. Скиба, Т. К. (2024). Екологічна небезпека лісових пожеж на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи. У *Лісові пожежі в умовах війни : збірник тез доповідей Круглого столу*, м. Львів, 24 травня 2024

- року (с. 43–46). ЛДУ БЖД.
<https://indico.ldubgd.edu.ua/event/50/attachments/659/814/>
63. Коваленко, Т., & Михайленко, В. (2019). Антропогенний вплив на навколишнє середовище внаслідок пожежі на міському полігоні твердих побутових відходів Львова. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Географія*, 75, 13–17. <https://doi.org/10.17721/1728-2721.2019.75.13>
64. Mykhaylenko, V., & Kovalenko, T. (2025). Екологічні ризики захоронення біовідходів та їх зниження через компостування. *Bulletin of the Borys Grinchenko Kyiv University. Environmental Sciences*, 16, 227-244. <https://doi.org/10.32447/bcet.2025.16>
65. Генік, І. (2009). Еколого-біологічні основи відновлення ландшафтів, порушених звалищами та полігонами твердих побутових відходів. *Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України*, 19(2), 77–81. https://nv.nltu.edu.ua/Archive/2009/19_2/77_Genyk_19_2.pdf
66. Chavan, D., Arya, S., & Kumar, S. (2022). Open dumping of organic waste: Associated fire, environmental pollution and health hazards. In *Advanced Organic Waste Management* (pp. 15–31). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85792-5.00014-9>
67. Motrich, S., Korol, K., & Popovych, V. (2020). Factors of the impact of the Bronze landfill in Lviv region on regional environmental security. *Ecological Sciences*, 1, 28–56. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.28>
68. Забруднення ґрунтів через фільтрат сміттєзвалищ. (2024). Державна екологічна інспекція Південно-Західного округу. <https://sw.dei.gov.ua/post/3646>
69. Снітинський, В., Зеліско, О., Хірівський, П., Мазурак, О., Кректун, Б., & Корінець, Ю. (2022). Екологічний моніторинг антропогенно-порушених земель львівського полігону твердих побутових відходів. *Bulletin of Lviv National Environmental University: Agronomy*, (26), 27–30. <https://doi.org/10.31734/agronomy2022.26.0>

70. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Радіоекологічна оцінка впливу полігонів твердих побутових відходів на довкілля. У *Проблеми та перспективи розвитку системи безпеки життєдіяльності: Зб. наук. праць Міжнародної науково-практичної конференції молодих вчених, курсантів та студентів* (с. 775-780). ЛДУ БЖД. <https://indico.ldubgd.edu.ua/event/43/attachments/588/805/>
71. Korbut, M. (2023). Determination of the sanitary protection zone of municipal waste landfill based on evaluation of the environmental hazards: Case study of the Zhytomyr territorial community, Ukraine. *Heliyon*, 9(12), e22347. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22347>
72. Chelyadyn, L., Kostenko, E., Melnyk, L., Matko, S., & Malovanyy, M. (2023). Analysis of the state of the municipal solid waste landfill in Ivano-Frankivsk, Ukraine: The composition of the leachate and promising technologies for its treatment. *Scientific Bulletin of UNFU*, 33(3), 40–45. <https://doi.org/10.36930/40330306>
73. Korbut, M. (2023). Determination of the sanitary protection zone of municipal waste landfill based on evaluation of the environmental hazards: Case study of the Zhytomyr territorial community, Ukraine. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 614(1), 012083. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/614/1/012083>
74. Khoiron, K., & Probandari, A. (2020). A review of environmental health impact from municipal solid waste (MSW) landfill. *Annals of Tropical Medicine & Public Health*, 23(3A), 52–60. <https://doi.org/10.36295/ASRO.2020.23316>
75. Said, Z., & Said, Z. (2023). Environmental impact assessment of municipal solid waste landfill: A case study. *ASEJ - Advanced Science and Engineering Journal*, 7(2), 102293. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2023.102293>
76. *Landfill manuals. Landfill site design.* (б. д.). Environmental Protection Agency. <https://www.epa.ie/publications/compliance>
77. Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, M. S. M. (2018). Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. *Egyptian Journal of Petroleum*, 27(4), 1275–1282. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2018.07.003>

78. Chen, W., Zhang, Z., & Wang, X. (2019). Transformation and degradation mechanism of landfill leachates in a combined process of semi-aerobic aged refuse biofilter and ozonation. *Waste Management*, 85, 283–294. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.038>
79. Costa, A. M., Alfaia, R. G. D. S. M., & Campos, J. C. (2019). Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management*, 232, 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
80. Alfaia, R. G. D. S. M., Costa, A. M., & Campos, J. C. (2017). Municipal solid waste in Brazil: A review. *Waste Management & Research*, 35(12), 1195–1209. <https://doi.org/10.1177/0734242X17735375>
81. Serdarevic, A. (2018). Landfill leachate management—Control and treatme. In *Advanced Technologies, Systems, and Applications II* (pp. 618–632). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71321-2_54
82. Chen, Y.-C., Hsu, Y.-C., & Wang, C.-T. (2018). Effects of storage environment on the moisture content and microbial growth of food waste. *Journal of Environmental Management*, 214, 192–196. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.009>
83. Noor, T. A., Javid, A., Hussain, A., Bukhari, S. M., & Raza, S. H. (2020). Types, sources and management of urban wastes. In *Urban Ecology* (pp. 239–263). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820730-7.00014-8>
84. Попович, В. В. (2014). Екологічні особливості накопичення нітратів рослинами у зоні впливу Львівського міського сміттєзвалища. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, 12(29), 188–193. http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nplanu_2014_12_29
85. Попович, В. (2025). Радіологічні, мікологічні та фізико-хімічні властивості едафотопів сміттєзвалищ з підвищеним температурним режимом (на прикладі досліджень Львівського міського полігону у 2012-2021 роках). У *Біологічні, хімічні та екологічні загрози під час війни* (с. 360–379). ЛДУБЖД. <https://doi.org/10.32447/bcet.2025.24>

86. Попович, В. В. (2013). Девастовані ландшафти в зоні нагромадження твердих побутових відходів і їх фітомеліорація. *Науковий вісник НЛТУ України*, 23(9), 376–380. https://nv.nltu.edu.ua/Archive/2013/23_9/376_Pop.pdf
87. Stalinska, I. (2016). Особливості екологічної безпеки у системі "тверді побутові відходи – навколишнє середовище – здоров'я людини". *Науковий вісник НЛТУ України*, 26(7), 238–245. <https://doi.org/10.15421/40260738>
88. Stankevych, V. V., Tetenova, I. O., & Trakhtenherz, H. H. A. (2023). Study of the impact of landfill on the health and population living conditions residing in the settlements adjacent to the landfills. *Environment & Health*, 1(1), 62–70. <https://doi.org/10.32402/dovkil2023.01.062>
89. Ghosh, A., Kumar, S., & Das, J. (2023). Impact of leachate and landfill gas on the ecosystem and health: Research trends and the way forward towards sustainability. *Journal of Environmental Management*, 336, 117708. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117708>
90. Lukianova, V., Slabkiy, G., Anpilova, Y., & Delehan-Kokaiko, S. (2020). Effect of landfill sites on disease and disease distribution among rural population. *Environmental Safety and Natural Resources*, 34(2), 43–52. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2020.2.43-52>
91. Traven, L., & Traven, Z. (2018). Exploring the link between sulphur-containing compounds and noxious odours at municipal solid waste landfills. *Chemosphere*, 202, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.068>
92. Park, A. S., Ritz, B., Ling, C., Cockburn, M., & Heck, J. E. (2017). Exposure to ambient dichloromethane in pregnancy and infancy from industrial sources and childhood cancers in California. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220(7), 1133–1140. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.06.006>
93. Kuranchie, F. A., & Osei, E. (2019). Occupational exposure of benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene (BTEX) to pump attendants in Ghana: Implications for policy guidance. *Cogent Environmental Science*, 5(1), 1603418. <https://doi.org/10.1080/23311843.2019.1603418>

94. Wang, Y., Zhang, Y., & Zhang, Y. (2021). Trace volatile compounds in the air of domestic waste landfill site: Identification, olfactory effect, and cancer risk. *Chemosphere*, 272, 129582. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129582>
95. Gunarathne, V. S., & Senevirathna, J. D. (2024). Environmental pitfalls and associated human health risks of landfill leachate: A review. *Science of the Total Environment*, 874, 162507. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162507>
96. Dovhyi, S. O., Krasovskyi, H. I., & Radchuk, V. V. (2020). Effect of landfill sites on disease and disease distribution among rural population. *Environmental Safety and Natural Resources*, 34(2), 43–52. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2020.2.43-52>
97. Iqbal, A. (2021). Environmental risk assessment of a young landfill site and its vicinity for possible human exposure. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(3), 1–13. <https://doi.org/10.1080/10807039.2019.1706152>
98. Xu, W., & Zeng, X. (2024). Introduction of heavy metals contamination in the water and soil: A review on source, toxicity, and remediation methods. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(5), 1234–1248. <https://doi.org/10.1080/17518253.2024.2404235>
99. Li, C., Zhou, K., Qin, W., Tian, C., Qi, M., Yan, X., & Han, W. (2019). A review on heavy metals contamination in soil: Effects, sources, and remediation techniques. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 28(4), 380–394. <https://doi.org/10.1080/15320383.2019.1592108>
100. Vinti, G., Bauza, V., & Clasen, T. (2021). Municipal solid waste management and adverse health outcomes: A systematic review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(8), 4331. <https://doi.org/10.3390/ijerph18084331>
101. Palmiotto, M., & Salvi, G. (2014). Influence of a municipal solid waste landfill in the surrounding environment: Toxicological risk and odor nuisance effects. *Environmental International*, (64), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.03.004>
102. Mataloni, F., Badaloni, C., Golini, M. N., Bolignano, A., Bucci, S., & Forastiere, F. (2016). Morbidity and mortality of people who live close to municipal

waste landfills: A multisite cohort study. *International Journal of Epidemiology*, 45(3), 806–815. <https://doi.org/10.1093/ije/dyw052>

103. ATSDR - Landfill Gas Primer-Appendix C: Health Studies Related to Landfill Gas Exposures. (б. д.). Agency for Toxic Substances and Disease Registry | ATSDR. <https://www.atsdr.cdc.gov/hac/landfill/html/appc.html>

104. Kim, K. H., Jahan, S. A., & Kabir, E. (2013). A review on human health perspective of air pollution with respect to allergies and asthma. *Environment International*, 59, 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.05.007>

105. Dovhyi, S. O., Krasovskyi, H. I., & Radchuk, V. V. (2020). Effect of landfill sites on disease and disease distribution among rural population. *Environmental Safety and Natural Resources*, 34(2), 43–52. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2020.2.43-52>

106. Mataloni, F., Badaloni, C., Golini, M. N., Bolignano, A., Bucci, S., & Forastiere, F. (2016). Morbidity and mortality of people who live close to municipal waste landfills: A multisite cohort study. *International Journal of Epidemiology*, 45(3), 806–815. <https://doi.org/10.1093/ije/dyw052>

107. Thongyuan, S. (2021). Ecological and health risk assessment, carcinogenic and non-carcinogenic effects of heavy metals contamination in the soil from municipal solid waste landfill in Central Thailand. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(11), 1–14. <https://doi.org/10.1080/10807039.2020.1786666>

108. Fu, Z., & Xi, S. (2019). The effects of heavy metals on human metabolism. *Toxicology Mechanisms and Methods*, 30(3), 167–176. <https://doi.org/10.1080/15376516.2019.1701594>

109. Song, J. (2021). Perspectives on a severe accident consequences—10 years after the Fukushima accident. *Journal of Nuclear Engineering*, 2(4), 398–411. <https://doi.org/10.3390/jne2040030>

110. Kavasi, N., Arae, H., Aono, T., & Sato, T. (2023). Distribution of strontium-90 in soils affected by Fukushima Dai-ichi nuclear power station accident in the context of cesium-137 contamination. *Environmental Pollution*, 326, 121487. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121487>

111. Kesese, B. Z. K. (2021). The effect of natural radioactive elements in the soil and ground water toward human beings. *Nuclear Science*, 6(1), 5–7. <https://doi.org/10.11648/j.ns.20210601.12>

112. Про схвалення Стратегії інтегрованої автоматизованої системи радіаційного моніторингу на період до 2024 року, Розпорядження Кабінету Міністрів України № 323-р (2022) (Україна). <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/323-2022-p#Text>

113. *Nuclear safety, security and safeguards in Ukraine*. International Atomic Energy Agency. <https://www.iaea.org/sites/default/files/documents/nuclear-safety-security-and-safeguards-in-ukraine-feb-2023.pdf>

114. Jensen, K., & Vasko, V. (2022). Inadvertent radiation exposures in combat zones: Risk of contamination and radiobiologic consequences. *Military Medicine*, 187(11–12), 303–307. <https://doi.org/10.1093/milmed/usac213>

115. Orlov, O. O. (2025). Radioactivity of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr components of the environment in the post-Chernobyl period in 2024. *Environmental Safety Bulletin*, 16(1), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107220>

116. *Повномасштабна війна росії проти України*. (б. д.). ДСП "Чорнобильська АЕС". <https://chnpp.gov.ua/ua/about/history-of-the-chnpp-2/povnomasshtabna-viina-rosii-proty-ukrainy>

117. *Росія атакувала дроном укриття 4-го енергоблока: чому це дуже небезпечно*. (б. д.). BBC News Україна. <https://www.bbc.com/ukrainian/articles/c1kmdrn2kylo>

118. Gilbin, R., Arnold, T., Beresford, N. A., Berthomieu, C., Brown, J. E., de With, G., Horemans, N., Madruga, M. J., Masson, O., Merroun, M., Michalik, B., Muikku, M., O'Toole, S., Mrdakovic, P., Nogueira, P., Real-Gallego, A., Sachs, S., Salbu, B., Stark, K., & Vives i Batlle, J. (2021). An updated strategic research agenda for the integration of radioecology in the European radiation protection research. *Journal of Environmental Radioactivity*, 237, 106697. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106697>

119. Salbu, B. (2009). Challenges in radioecology. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(12), 1086–1091. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.04.005>
120. Pentreath, R. J. (2023). Radiological protection, radioecology, and the protection of animals in high-dose exposure situations. *Journal of Environmental Radioactivity*, 270, 107270. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107270>
121. Tsytsiura, Y., Shkatula, Y., Zabarna, T., & Pelekh, L. (2022). Environmental aspects of environmental restoration: A complex approach. *Ecological Sciences*, 1, 95–98. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.1-40.17>
122. Pentreath, R. J. (2009). Radioecology, radiobiology, and radiological protection: Frameworks and fractures. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(12), 1019–1026. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.06.004>
123. Гудков, І. М., Кашпаров, В. О., & Паренюк, О. Ю. (2019). Радіоекологічний моніторинг: навчальний посібник. Національний університет біоресурсів і природокористування України. https://nubip.edu.ua/sites/default/files/u243/27_gudkov_radioekologichniy_monitoring.pdf
124. Моніторинг радіоактивних речовин у водоймах та ґрунтах. (б. д.). Uatom.org. <https://www.uatom.org/2021/09/28/monitoring-radioaktivnih-rechovin-u-vodojmah-ta-gruntah.html>
125. Іванов, Є. (2011). Радіаційна екологія: навчальний посібник. Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка. https://www.researchgate.net/publication/321294960_Radiacijna_ekologia_Radiation_Ecology
126. Pentreath, R. J. (2017). Radioecology and radiobiology: A review of frameworks and fractures. *Environmental Science & Technology*, 51(14), 8113–8121. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1349187>
127. Willey, N., & Collins, C. (2007). Phytoremediation of soils contaminated with radionuclides. In *Radioactivity in the Environment*, (10), 43–69. Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1569-4860\(06\)10003-0](https://doi.org/10.1016/S1569-4860(06)10003-0)

128. Natarajan, V., Karunanidhi, M., & Raja, B. (2020). A critical review on radioactive waste management through biological techniques. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(24), 29812–29823. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08404-0>
129. Evdokimoff, V., Cash, C., Buckley, K., & Cardenas, A. (1994). Potential for radioactive patient excreta in hospital trash and medical waste. *Health Physics*, 66(2), 209–211. <https://doi.org/10.1097/00004032-199402000-00013>
130. Adamu, S. S., & Dankawu, U. M. (2025). Assessment of background ionizing radiation level of scrap metal dumpsites in Dutse Town, Jigawa State, Nigeria. *BIMA Journal of Science and Technology*, 6(1), 320. <https://doi.org/10.56892/bimajst.v6i01.320>
131. Aqeel, M. A., Maah, M. J., & Yusoff, I. (2014). Radiological risk assessment from the gamma spectrometry of soil contamination. *Journal of Physics: Conference Series*, 1548(1), 012001. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1548/1/012001>
132. Abdushukurov, D. A., Anvarova, G. B., Bondarenko, D. V., Mamadaliev, B. N., & Stotsky, D. F. (2012). Gamma Shooting of the Territory of Municipal Landfill of the Dushanbe City. *International Journal of Ecosystem*, 2(5), 99-102. <https://doi.org/10.5923/j.ije.20120205.03>
133. Скиба, Т. К., Бойко, Т.В., & Попович, В.В. (2024). Радіоекологічний моніторинг полігонів твердих побутових відходів. У *International scientific-practical conference “Science, education and society: trends, challenges, prospects”: conference proceedings (Aarhus, Denmark, September 7, 2024)* (с. 23–27). Scholarly Publisher ICSSH. <http://nauka.nlu.edu.ua/download/zemelnoc2015.pdf>
134. Adenuga, O., Abosede, A., Ajetunmobi, A. E., Oladunjoye, H. T., Adekoya, A., & Badmus, G. O. (2023). *Radiological assessment of the impact of municipal solid waste dumpsite on soil and groundwater using electrical resistivity and gamma ray spectroscopy*. *Equity Journal of Science and Technology*, 10(1), 15-22. <https://www.researchgate.net/publication/377956118>

135. Ambrosino, F., Stellato, L., & Sabbarese, C. (2020, May). A case study on possible radiological contamination in the Lo Uttaro landfill site (Caserta, Italy). In *Journal of Physics: Conference Series* (Vol. 1548, No. 1, p. 012001). IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1742-6596/1548/1/012001>
136. Adamu, S. S., & Dankawu, U. M. (2025). Radiological risk assessment from the gamma spectrometry of soil contamination. *BIMA Journal of Science and Technology*, 6(1), Article 320. <https://doi.org/10.56892/bimajst.v6i01.320>
137. Zaidi, E., FahrulRazi, M. J., Azhar, A. T. S., Hazreek, Z. A. M., Shakila, A., Norshuhaila, M. S., & Omeje, M. (2017, August). Radionuclides (40K, 232Th and 238U) and Heavy Metals (Cr, Ni, Cu, Zn, As and Pb) Distribution Assessment at Renggam Landfill, Simpang Renggam, Johor, Malaysia. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 226, No. 1, p. 012070). IOP Publishing. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2007.10.015>
138. Zaidi, E., FahrulRazi, M. J., Azhar, A. T. S., Hazreek, Z. A. M., Shakila, A., Norshuhaila, M. S., & Omeje, M. (2017, August). Radionuclides (40K, 232Th and 238U) and Heavy Metals (Cr, Ni, Cu, Zn, As and Pb) Distribution Assessment at Renggam Landfill, Simpang Renggam, Johor, Malaysia. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 226, No. 1, p. 012070). IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1757-899x/226/1/012070>
139. Іванов, Є. А. (2004). *Радіоекологічні дослідження: навчальний посібник*. Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка. <https://files.znu.edu.ua/files/Bibliobooks/Inshi36/0030447.pdf>
140. Скиба, Т. К. (2020). Радіаційний моніторинг екосистем девастрованих ландшафтів. У *Сталий розвиток – стан та перспективи: Матеріали II Міжнародного наукового симпозіуму SDEV'2020 (12-15 лютого 2020 року, Львів-Славське, Україна)* (с. 219-221). Національний університет «Львівська політехніка». <https://science.lpnu.ua/sites/default/files/attachments/2019/19110/importantdoc/sdev2020proceedings.pdf>

141. da Silva, A. N. C., Santos Júnior, J. A. dos, Amaral, R. dos S., Vieira, J. W., & Barreto, C. A. A. (2017). Natural radionuclides in electronic waste: an initial approach. *Environmental Technology*, 39(16), 2051–2055.
<https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1349187>
142. Ivanov, Y. O., & Khomutinin, Y. V. (2015). Mathematical modelling of dynamics of ^{90}Sr and ^{137}Cs migration in components of agrocenoses soil-plant cover at the late phase of radiation accident: I. Construction of the model and its parametrization. *Nuclear Physics and Atomic Energy*, 16(2), 169-176.
<https://doi.org/10.15407/jnpae2015.02.169>
143. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Проблемні питання поводження з небезпечними відходами в складі побутових відходів. *Міжмуніципальна співпраця як ключовий інструмент впровадження реформи управління відходами на регіональному рівні: збірка матеріалів Національного форуму «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології» (м. Хмельницький, 28–29 листопада 2024 року)», (с. 75–78). ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації».
<https://drive.google.com/drive/folders/1da2P4HgdIqz4Ofot1FZbocKmSQUUp070G>*
144. Skyba, T. K., & Popovych, V. V. (2024). Environmental hazards of waste in the context of military operations. *Actual problems of natural sciences development amidst the evolution of artificial intelligence (December 25–26, 2024. Riga, the Republic of Latvia): International scientific conference* (p. 39–42). Baltija Publishing. <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-521-1-9>
145. Гудков, І. М., Гайченко, В. А., & Кашпаров, В. О. (2019). *Радіоекологія: навчальний посібник*. Київ: НУБіП України.
146. Kabai, E., Zagyvai, P., Láng-Lázi, M., & Oncsik, M. B. (2004). Radionuclide migration modeling through the soil-plant system as adapted for Hungarian environment. *Science of the Total Environment*, 330(1-3), 199-216.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.03.039>
147. Nuclear and Radiological Emergencies in Animal Production Systems, Preparedness, Response and Recovery / ed. by I. Naletoski, A. G. Luckins, G. Viljoen.

Berlin, Heidelberg : Springer Berlin Heidelberg, 2021.
URL: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-63021-1>

148. Um, D., Adamu, G., Maharaz, M., M.M, S., Iz, U., Olambimtan, S. O., Shuaibu, H. Y., Zarma, S., Ashiru, A., Usman, F., & E. Ndikilar, C. (2022). Assessment Of Background Ionizing Radiation Level Of Scrap Metal Dumpsites In Dutse Town, Jigawa State, Nigeria. *BIMA Journal Of Science And Technology* (2536-6041), 6(01), 127–136. <https://doi.org/10.56892/bimajst.v6i01.320>

149. Zaidi, E., FahrulRazi, M. J., Azhar, A. T. S., Hazreek, Z. A. M., Shakila, A., Norshuhaila, M. S., & Omeje, M. (2017). Radionuclides (^{40}K , ^{232}Th and ^{238}U) and Heavy Metals (Cr, Ni, Cu, Zn, As and Pb) Distribution Assessment at Renggam Landfill, Simpang Renggam, Johor, Malaysia. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 226, No. 1, p. 012070). IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1757-899x/226/1/012070>

150. Google Maps. <https://maps.google.com>

151. Інститут регіональних досліджень НАН України. (n.d.). Фізико-географічна характеристика Тернопільської області. <https://irp.te.ua/fizyko-geografichna-harakterystyka-ternopilskoyi-oblasti/>

152. Звітність І-ТПВ розділ І за 2023 рік. Міністерство розвитку громад та територій України. <https://mtu.gov.ua/files/Звітність%20І-ТПВ%20розділ%20І%20за%202023%20рік.pdf>

153. Про затвердження програми управління побутовими відходами в Тернопільській області на 2025-2027 роки. Управління екології та природних ресурсів Тернопільської обласної державної адміністрації. https://ecology.te.gov.ua/media/uploads/програма_управління_пв.pdf

154. Тернопільська облдержадміністрація, Департамент екології (Регіональний план управління відходами Тернопільської області на період до 2030 року). *Регіональний план управління відходами Тернопільської області на період до 2030 року.*

https://ecology.te.gov.ua/media/uploads/регіональний_план_управління_відходами_в_тернопільській_області_друк1.pdf

155. Департамент екології та природних ресурсів Тернопільської ОДА. *Екологічний паспорт Тернопільської області за 20204 рік.*

<https://ecology.te.gov.ua/media/uploads>

156. Тернопільська обласна державна адміністрація. *Стратегії розвитку Тернопільської області.* <https://oda.te.gov.ua/storage/app/sites/26/uploaded-files/>

157. Тернопільська міська рада. (2025). *Стратегія розвитку м. Тернополя (проект).* <https://ternopilcity.gov.ua/app10/Strategy-Ternopil-draft-2-07012025r.pdf>

158. Царик, Л., Царик, П., Янковська, Л., & Кузик, І. (2019). Геоекологічні параметри компонентів навколишнього середовища міста Тернополя. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: географія*, 46(1), 198–210. <https://doi.org/10.25128/2519-4577.19.2.25>

159. Стецько, М. В., & Рудакевич, І. Я. (2019). *Тернопільщина: монографія.* Тернопіль: ТНПУ ім. В. Гнатюка. <http://dspace.tnpu.edu.ua>

160. Halahan, O., Duch, O., & Kovalevich, O. (2020). The waste management in the city Kremenets (Ternopil region). *Ecological Sciences*, 33(6), 133–137. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.6-33.20>

161. Хмельницька обласна державна адміністрація. (2021). *Стратегія розвитку Хмельницької області на 2021–2027 роки (оновлена редакція).* <https://www.adm-km.gov.ua>

162. Хмельницька обласна державна адміністрація. (2024). *Екологічний паспорт Хмельницької області.* https://www.adm-km.gov.ua/?page_id=7157

163. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2023). Екологічна небезпека проблеми відходів в Україні на прикладі Хмельницької області. У *Актуальні проблеми, шляхи та перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації: матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (Біла Церква, 21 вересня 2023 р.)* БНАУ.

https://conferences.btsau.edu.ua/sites/default/files/field/files/conf_actual_probl_lansh_arh_sad_park_urboekol_21.09.23.pdf

164. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. (2023). *Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища за 2023 рік*. <https://drive.google.com/file>

165. Хмельницька міська рада. (2021). *Програма поводження з побутовими відходами «Розумне Довкілля. Хмельницький» на 2021–2023 роки*. <https://www.khm.gov.ua/uk/node/17731>

166. Хмельницька обласна рада. (2018). *Програма поводження з відходами у Хмельницькій області на 2018–2022 роки*. <https://km-oblrada.gov.ua/wp-content/uploads/2018/02/Programa-z-vidkhodami-KHODA-ostatohnv1.doc>

167. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2025). Проблеми та перспективи поводження з відходами у Хмельницькій області на прикладі Хмельницького полігону побутових відходів. У О. Дребот (Ред.), *Екологічна безпека та збалансоване природокористування в агропромисловому виробництві: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції*. (Україна, Київ, 3–4 липня 2025 р.). Частина 2. (с. 265–272). ДІА. <https://doi.org/10.32782/978-617-7785-77-3>

168. Спеціалізоване комунальне підприємство «Сервісна компанія». (n.d.). Офіційний сайт. <https://skt.km.ua/>

169. *Звіт керівника Хмельницького комунального підприємства "Хмельницьккомунтранс" за 2024 рік*. Головна | Хмельницьке комунальне підприємство „Спецкомунтранс”. <https://skt.km.ua/storage/files/zvitu/zvit2024.pdf>

170. У Хмельницькому рекультивуватимуть сміттєзвалище за 12,5 мільйонів євро. (2024, 30 липня). Суспільне Хмельницький. <https://suspilne.media/khmelnyskiy/802257-u-hmelnickomu-rekultivuvatimut-smittezvalise-za-125-miljoniv-evro/>

171. м. Хмельницький: рятувальники ліквідували пожежу на полігоні твердих побутових відходів. (2016, 8 серпня). Державна служба України з надзвичайних ситуацій. <https://dsns.gov.ua/news/nadzvicaini-podiyi/51332>

172. Хмельницька міська рада. Відтепер з Хмельницького сміттєзвалища спеціальна установка видобуває газ та переробляє | Офіційний сайт Хмельницької міської ради <https://www.khm.gov.ua/uk/content/vidteper-z-hmelnyckogo-smittyezvalyshcha-specialna-ustanovka-vydobuvaye-gaz-ta-pereroblyaye>

173. Сьогодні підписано угоду на рекультивацію полігону твердих побутових відходів у Хмельницькому | Хмельницька міська громада | Офіційний сайт Хмельницької міської ради. <https://www.khm.gov.ua/uk/content/sogodni-pidpysano-ugodu-na-rekultyvaciyu-poligonu-tverdyh-pobutovyh-vidhodiv-u-hmelnyckomu>

174. "Мільйонні штрафи не розв'яжуть проблему хмельницького сміттєзвалища" - еколог. (2021, 4 червня). Суспільне Хмельницький. <https://suspilne.media/khmelnytskiy/136582-miljonni-strafi-ne-rozvazut-problemu-hmelnickogo-smittezvalisa-ekolog/>

175. Суспільне Хмельницький. (2025, 4 лютого). Запрацювала станція очистки фільтрату у Хмельницькому [Відео]. YouTube. <https://www.youtube.com/watch?v=0HlWc4cbNkY>

176. Ефект розбитого вікна: Як Дунаєвецька ОТГ здобуває титул найчистішої громади України. (б. д.). Децентралізація в Україні. <https://decentralization.ua/news/9214?page=26>

177. Дунаєвецька міська територіальна громада. (б. д.). Дунаєвецька міська територіальна громада. <https://dunrada.gov.ua/>

178. Заява про визначення обсягу стратегічно-екологічної оцінки до проекту генерального плану м. Дунаївці. Дунаєвецька міська територіальна громада. <https://dunrada.gov.ua/zayava-pro-vyznachennya-obsyahu-stratehichno-ekolohichnoyi-otsinky-do-proektu-heneralnoho-planu>

179. *План зонування території міста Дунаївці Хмельницької області.*
 Дунаєвецька міська територіальна
 громада. https://dunrada.gov.ua/sites/dunrada.gov.ua/files/inline_files/7d4b0791d9bdc68d3601cbac98b2775d.pdf

180. *Утворення та поводження з відходами I–IV класів небезпеки.*
 Державна служба статистики України. База даних «Статистична інформація».
http://database.ukrcensus.gov.ua/statbank_lviv

181. *«Щорічна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Львівській області в 2023 році».* Львівська обласна державна адміністрація. https://drive.google.com/file/d/1m4JE8MDEsQqGJDkEpOMYQXxHF9xl_ohA/view

182. *Екологічний паспорт Львівської області за даними 2023 року.*
 Львівська обласна військова
 адміністрація. https://drive.google.com/file/d/1hPAiUwWFhuMd_IUqQ9E-kvK_JIVIpqLg/view?usp=sharing

183. *Екологічний паспорт Львівської області за даними 2024 року.*
 Львівська обласна військова
 адміністрація. <https://drive.google.com/file/d/1iwqYOtDJTV9c3XS0BW-dBev-UbuG-DXZ/view>

184. Khromyak, U., & Tarnavskyj, A. (2016). Вплив ЛКП "Збиранка" на навколишнє середовище та основні принципи створення нового полігону. *Scientific Bulletin of UNFU*, 26(5), 227-232.
<https://doi.org/10.15421/40260535>

185. Павлюк, У. В. (2010). Львівське сміттєзвалище як еколого-економічна загроза населенню міста і прилеглих територій. *Вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту. Економічні науки.* (4), 367-371.
http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vchtei_2010_4_64

186. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2019). Проблема радіаційної небезпеки сміттєзвалищ. У *Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції — Екологічна безпека об'єктів туристично-рекреаційного*

комплексу (с. 123-125). ЛДУБЖД.
https://ldubgd.edu.ua/sites/default/files/8_konferezii/zbirnik_konferenciyi_5-6_grudnya_.pdf

187. Попович, В.В. (2012) Фізико-механічні властивості едафотопів довкола техногенних водойм сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів у межах Західного Лісостепу України. *Науковий вісник НЛТУ України*. (22.14). 106-109. https://nv.nltu.edu.ua/Archive/2012/22_14/106_Pop.pdf

188. Михайленко, В., Научу, Н., Гулевець, Д., Гаврилюк, Р., & Близнюк, М. (2021). Проблемні аспекти оцінки впливу на довкілля рекультивації Грибовицького сміттєзвалища. *Матеріали міжнародної науково-практичної конференції "Екологія. Людина. Суспільство"*, 308–310. <https://doi.org/10.20535/ehs.2021.233528>

189. Kovalenko, T., & Mykhaylenko, V. (2019). Anthropogenic impact on the environment caused by fire at Lviv's municipal solid waste landfill. *Bulletin of Taras Shevchenko National University of Kyiv. Geography*, (75), 78–86. <https://doi.org/10.17721/1728-2721.2019.75.13>

190. Снітинський, В., Зеліско, О., Хірівський, П., Мазурак, О., Крєктун, Б., & Корінець Ю. Екологічний моніторинг антропогенно-порушених земель Львівського полігону твердих побутових відходів. *Вісник Львівського національного аграрного університету. Агрономія*, (18), 3–7. <https://doi.org/10.31734/agronomy2022.26.027>

191. Львівська міська рада. (2025, 3 вересня). *Купол Грибовицького полігону повністю засипали родючим шаром ґрунту*. Львівська міська рада. <https://city-adm.lviv.ua/news/city/housing-and-utilities/kupol-hrybovytskoho-polihonu-povnistiu-zasypaly-rodichym-sharom-gruntu/>

192. Департамент екології та природних ресурсів. (2022, 21 травня). *Газ та електроенергія зі сміття: Нафтогаз та Clear Energy запустили біогазову електростанцію на Львівщині*. Львівська обласна військова адміністрація. <https://loda.gov.ua/news/28728>

193. Моніторинг радіаційного стану зони відчуження | Державне спеціалізоване підприємство "Екоцентр". Державне спеціалізоване підприємство "Екоцентр". <https://eco-centre.com.ua/services/monitoring-of-the-radiation-state-of-the-exclusion-zone/>

194. Skyba, T., Popovych, V., Dominik, A., Rudenko, D., & Bosak, P. (2020). DOSE RATE OF THE LANDFILLS OF NORTH-WEST PODILLYA (UKRAINE). In *20th International Multidisciplinary Scientific GeoConference Proceedings SGEM 2020*. STEF92 Technology. <https://doi.org/10.5593/sgem2020/5.1/s20.033>

195. Скиба, Т. (2025). Радіаційно-екологічна оцінка екосистем у зонах техногенного навантаження на прикладі сміттєзвалищ побутових відходів. У В. В. Попович, В. О. Сергієнко, Н. О. Іванченко (Ред.). *Біологічні, хімічні та екологічні загрози під час війни: колективна монографія* (с. 380–390). ЛДУБЖД. <https://doi.org/10.32447/bcet.2025.25>

196. Skyba, T., & Popovych, V. (2025). Radioecological analysis of landfill ecosystems in the Western Forest-Steppe (Ukraine). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1499(1), 012060. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1499/1/012060>

197. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2025). Радіоекологічна оцінка повітря на полігонах побутових відходів. У *Інноваційні екологобезпечні технології в рослинництві в умовах воєнного стану: Матеріали IV Всеукраїнської науково-практичної конференції (Київ 27-28 серпня 2025 року)*. (с. 44). Інститут агроекології і природокористування НААН. <https://doi.org/10.5281/zenodo.17074076>

198. Skyba, T., & Popovych, V. (2025). Assessment of radiation background indicators at household waste landfills (Ukraine). *Biological, chemical, and environmental threats during war: proceedings of the I International Scientific and Practical Conference, Lviv, May 22, 2025*. (с. 100–103). LSULS.

199. Скиба, Т. К. (2024). Радіоекологічна оцінка впливу полігонів відходів на екосистеми. У *Матеріали Всеукраїнської Студентської Наукової*

Конференції 84-LYSICon (с. 44). Львівський національний медичний університет імені Данила Галицького. <https://sci.ldubgd.edu.ua/jspui/handle/123456789/13885>

200. Попович, В. В. (2019). Залежність радіаційного фону від природних фітомеліоративних процесів на полігоні твердих побутових відходів. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, (10), 183–190. <http://fasu.nltu.edu.ua/index.php/nplanu/article/view/466>

201. Talerko, M., Kovalets, I., Lev, T., Igarashi, Y., & Romanenko, O. (2021). Simulation study of radionuclide atmospheric transport after wildland fires in the Chernobyl Exclusion Zone in April 2020. *Atmospheric Pollution Research*, 12(3), 193–204. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.01.010>

202. Markovi, J. (2021). Influence of Radioactive Isotopes from Soil on the Growth and Development of Different Plant Cultures. *Journal of Ecology & Natural Resources*, 5(3). <https://doi.org/10.23880/jenr-16000252>

203. Phuong, H. T., Ba, V. N., Thien, B. N., & Truong Thi Hong, L. (2023). Accumulation and distribution of nutrients, radionuclides and metals by roots, stems and leaves of plants. *Nuclear Engineering and Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.net.2023.03.039>

204. Верховна Рада України. (1997, 1 грудня). *Про введення в дію Державних гігієнічних нормативів “Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97)”*. Постанова МОЗ України № 62. <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0062282-97#Text>

205. Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання, Закон України № 15/98-ВР (2023) (Україна). <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/15/98-вр#Text>

206. Фатєєв, А. І., Пащенко, Я. В. (2003). *Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України*. Харків: Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського. 72 с.

207. Денчиля-Сакаль, Г. М. М., Ніколайчук, В. І., Колесник, А. В. та ін. (2012). Особливості акумуляції важких металів у рослинах *Trifolium pratense* L. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія*, 33, 189–191.

Ужгород:

Видавництво

УжНУ

«Говерла».

<https://dspace.uzhnu.edu.ua/jspui/handle/lib/2296>

208. Kornelyuk, N. (2019). Особливості акумулювання важких металів вегетативними органами *Chenopodium album* L. в умовах техногенного забруднення ґрунтів м. Черкаси. *Transactions of Kremenchuk Mykhailo Ostrohradskyi National University*, 2, 93–100. <https://doi.org/10.30929/1995-0519.2019.2.93-100>

209. Риженко, Н. О. (2018). Наукові основи оцінки фітотоксичності металів (Cd, Pb, Co, Cu, Ni, Zn). *Екологічні науки*, 2(21), 81–91. <http://ecoj.dea.kiev.ua/archives/2018/2/16.pdf>

210. Popovych, V., Bosak, P., Petlovanyi, M., Telak, O., Karabyn, V., & Pinder, V. (2021). Environmental safety of phytogenic fields formation on coal mines tailings. *Series of Geology and Technical Sciences*, 2(446), 129–136. <https://doi.org/10.32014/2021.2518-170x.44>

211. Цицюра, Я. Г., Шкатула, Ю. М., Забарна, Т. А., & Пелех, Л. В. (2022). *Інноваційні підходи до фіторе mediaції та фіторекультивуації у сучасних системах землеробства*. Вінниця: ТОВ «Друк». <https://socrates.vsau.org/repository/getfile.php/31038.pdf>

212. Hu, Q., & Guo, W. (2023). A modified method for soil heavy metal pollution risk assessment. *MethodsX*, 10, 102486. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2023.102486>

213. Національна доповідь про реалізацію національної екологічної політики / за наук. ред. Бондаря О.І. – Херсон: ФОП Грінь Д.С., 2016. – 120 с. ISBN 978-966-930-167-3 <https://dea.edu.ua/img/source/Doc/ecopol.pdf>

214. Popovych, V., Bosak, P., Dumas, I., Kopystynskyi, Y., & Pinder, V. (2023). Ecological successions of phytocenoses in the process of formation of the phytomeliorative cover of landfills. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1269(1), 012011. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1269/1/012011>

215. Korol, K., & Popovych, V. (2023). Spectral Analysis Method for Distinguishing Heavy Metals Pollution in the Pioneer Vegetation of Landfills Located

within the Prikarpatian Geobotanical District of Ukraine. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 24(1), 29–37. <https://doi.org/10.12912/27197050/154910>

216. Popovych, V., Skyba, T., Koval, V., Bosak, P., & Kopystynskyi, Y. (2024). Ecological Successions of Urban Landfills of the Western Forest Steppe of Ukraine. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 25(7), 225–233. <https://doi.org/10.12912/27197050/188601>

217. Скробала, В. М. (2021). Екологічна структура та рівень синантропізації рослинного покриву сміттєзвалищ Львівської області. *Екологістика. Теорія і практика управління сміттєзвалищами / наук. ред. Василь Попович, Оксана Теляк, Ольга Меньшикова*. Варшава : Головна Школа Пожежної Служби, 17-31.

218. Bátori, Z., Erdős, L., Gajdács, M., Barta, K., Tobak, Z., Frei, K., & Tölgyesi, C. (2021). Managing climate change microrefugia for vascular plants in forested karst landscapes. *Forest Ecology and Management*, 496, 119446. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119446>

219. Dementieieva, Y. Y., Aseeva, S. V., Andrusenko, L. Y., & Chaplygina, A. B. (2020). Analysis of solid waste landfills vegetation cover of Kharkiv region. *Studia Biologica*, 14(4), 23–34. <https://doi.org/10.30970/sbi.1404.640>

220. Hájek, M., Dítě, D., Horsáková, V., Mikulášková, E., Peterka, T., Navrátilová, J., Jiménez-Alfaro, B., Hájková, P., Tichý, L., & Horsák, M. (2020). Towards the pan-European bioindication system: Assessing and testing updated hydrological indicator values for vascular plants and bryophytes in mires. *Ecological Indicators*, 116, 106527. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106527>

221. Rumohr, Q., Grimm, V., Lennartz, G., Schäffer, A., Toschki, A., Roß-Nickoll, M., & Hudjetz, S. (2023). LandS: Vegetation modeling based on Ellenberg's Ecological Indicator Values. *MethodsX*, 102486. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2023.102486>

222. Baranovski, B. A., Karmyzova, L. A., Dubyna, D. V., & Shevera, M. V. (2023). Bioecology and hemeroby of flora species in the Northern Steppe Dnipro Region. *Biosystems Diversity*, 31(4), 548–577. <https://doi.org/10.15421/012365>

223. Гончаренко, І. В. (2021). *Фітоіндикація антропогенного навантаження*. Середняк Т.К. https://www.researchgate.net/publication/321857776_Fitoindikacia_antropogen_nogo_navantazenna
224. Song, U. (2018b). Selecting plant species for landfill revegetation: a test of 10 native species on reclaimed soils. *Journal of Ecology and Environment*, 42(1). <https://doi.org/10.1186/s41610-018-0089-9>
225. Vaverková, M. D., Radziemska, M., Bartoň, S., Cerdà, A., & Koda, E. (2018). The use of vegetation as a natural strategy for landfill restoration. *Land Degradation & Development*, 29(10), 3674–3680. <https://doi.org/10.1002/ldr.3119>
226. Walz, U., & Stein, C. (2014). Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, 22(3), 279–289. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.007>
227. Білик, Г. С. (2011). Еколого-ценотичні особливості рослинного покриву звалищ твердих побутових відходів на території Львівської області. *Наукові основи збереження біотичної різноманітності*, 2(9), № 1, 33-50 https://ecoinst.org.ua/html/201191/2011_9_1_033.pdf
228. Tao, Z., Shi, W., Liu, Y., & Chai, X. (2018). Temporal variation of vegetation at two operating landfills and its implications for landfill phytoremediation. *Environmental Technology*, 41(5), 649–657. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1508253>
229. Самойленко, В. М., Діброва, І. О., & Пласкальний, В. В. (2018). *Антропізація ландшафтів: монографія*. Київ: Ніка-Центр. https://geo.knu.ua/old/images/doc_file/navch_lit/Antropizazia%20landchaftiv_Samoylenko.pdf
230. Skrobala, V. M., Skyba, T. K., & Popovych, V. V. (2024). Ecological features of formation of landfill vegetation in Lviv Region (Ukraine). *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, (6), 86–93. <https://doi.org/10.33271/nvngu/2024-6/086>

231. Popovych, V., Skyba, T., Koval, V., Bosak, P., & Kopystynskyi, Y. (2024). Ecological Successions of Urban Landfills of the Western Forest Steppe of Ukraine. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 25. <https://doi.org/10.12912/27197050/188601>
232. Popovych, V. V., Bosak, P. V., Skyba, T. K., & Popovych, N. P. (2024). Floristic and ecological structure of the landfill vegetation in the Western Forest Steppe of Ukraine. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, (4), 99–105. <https://doi.org/10.33271/nvngu/2024-4/099>
233. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Радіоекологічний моніторинг полігонів відходів, як необхідна складова безпечної експлуатації. У *Екологічний стан навколишнього середовища та раціональне природокористування в контексті сталого розвитку : матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції (24–25 жовтня 2024 року, м. Херсон) / ХДАЕУ* (с. 198-201). Олді+. <https://www.ksau.kherson.ua/files/konferencii/2024/12/>
234. Попович, В. В., & Скиба, Т. К. (2024). Видове різноманіття техногенно порушених територій. У *Природоохоронні території України: сучасні виклики та перспективи розвитку. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 40-річчю утворення Природного заповідника "Розточчя. Львів, смт Івано-Франкове. Природний заповідник «Розточчя»*. <https://doi.org/10.32718/zaproz-conference.2024.11>

ЗАТВЕРДЖУЮ
Заступник начальника ГУ ДСНС
України у Хмельницькій області
полковник служби цивільного захисту
Олександр СВІРЧУК
2025 року

АКТ

про впровадження результатів дисертації
ад'юнкта денної форми здобуття освіти докторантури-ад'юнктури Львівського державного
університету безпеки життєдіяльності Скиби Тетяни Костянтинівни
у роботу управління цивільного захисту та превентивної діяльності
ГУ ДСНС України у Хмельницькій області

1. Комісія у складі:

Голова: заступник начальника управління - начальник відділу превентивної діяльності, ринкового нагляду та техногенної безпеки управління цивільного захисту та превентивної діяльності ГУ ДСНС України у Хмельницькій області, полковник служби цивільного захисту Сергій ЯЦУХ;

Члени комісії: заступник начальника відділу планування, організації та моніторингу заходів цивільного захисту управління цивільного захисту та превентивної діяльності ГУ ДСНС України у Хмельницькій області, полковник служби цивільного захисту Олександр ПІДЛІСНИЙ;
заступник начальника відділу превентивної діяльності, ринкового нагляду та техногенної безпеки управління цивільного захисту та превентивної діяльності ГУ ДСНС України у Хмельницькій області, підполковник служби цивільного захисту Євгеній КУКУРА;
начальник оперативно-координаційного центру ГУ ДСНС України у Хмельницькій області, полковник служби цивільного захисту, Вадим ПЕТРИШИН

у період з 05.09.2025 по 09.09.2025 розглянула матеріали впровадження результатів дисертації на тему «Радіаційно-екологічний моніторинг екосистем сміттєзвалищ Західного Лісостепу» ад'юнкта денної форми здобуття освіти докторантури-ад'юнктури Львівського державного університету безпеки життєдіяльності Скиби Тетяни Костянтинівни впроваджені у практичну діяльність управління цивільного захисту та превентивної діяльності ГУ ДСНС України у Хмельницькій області.

2. Комісія встановила:

В рамках проведення радіаційно-екологічного моніторингу було здійснено заміри потужності еквівалентної дози іонізуючого випромінювання на полігонах побутових відходів Хмельницької, Тернопільської та Львівської областей.

Показники потужності еквівалентної дози іонізуючого випромінювання, які вимірювалися в жовтні 2024 року у межах досліджуваних ділянок полігонів побутових відходів у м. Хмельницький та м. Дунаївці, не перевищували допустиму норму – 0,3 мкЗв/год. Проте отримані показники перевищують фонові значення та місцеві показники згідно офіційного вебресурсу Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України.

Продовження Додатку А

Середнє значення на території Дунаєвського міського полігону ТПВ становить 0,110 мкЗв/год (фонове – 0,105 мкЗв/год), на території Хмельницького міського полігону побутових відходів – 0,117 мкЗв/год (фонове – 0,103 мкЗв/год).

Висновки щодо результатів вимірювання потужності еквівалентної дози іонізуючого випромінювання на території полігонів побутових відходів використовувати у плануванні заходів нагляду (контролю) за дотриманням вимог пожежної та техногенної безпеки та заходів цивільного захисту під час експлуатації полігонів побутових відходів. Це дозволить своєчасно виявляти потенційні ризики, мінімізувати негативні наслідки техногенного навантаження та підвищити рівень екологічної та радіаційної безпеки.

Голова комісії:

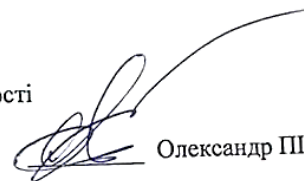
Заступник начальника управління -
начальник відділу превентивної діяльності,
ринкового нагляду та техногенної безпеки
управління цивільного захисту та превентивної діяльності
ГУ ДСНС України у Хмельницькій області
полковник служби цивільного захисту



Сергій ЯЦУХ

Члени комісії:

Заступник начальника відділу планування,
організації та моніторингу заходів цивільного захисту
управління цивільного захисту та превентивної діяльності
ГУ ДСНС України у Хмельницькій області
полковник служби цивільного захисту



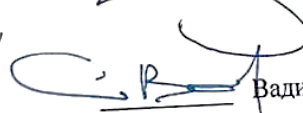
Олександр ПІДЛІСНИЙ

Заступник начальника відділу превентивної діяльності,
ринкового нагляду та техногенної безпеки
управління цивільного захисту та превентивної діяльності
ГУ ДСНС України у Хмельницькій області
підполковник служби цивільного захисту



Святослав КУКУРА

Начальник оперативно-координаційного центру
ГУ ДСНС України у Хмельницькій області
полковник служби цивільного захисту



Вадим ПЕТРИШИН

Додаток Б

ЗАТВЕРДЖУЮ

Проректор з навчальної та методичної роботи
Львівського державного університету безпеки
життєдіяльності,

кандидат технічних наук, доцент,
полковник служби цивільного захисту

Олександр ПРИДАТКО

2025 року



про впровадження результатів дисертаційного дослідження
ад'юнкта денної форми здобуття освіти докторантури-ад'юнктури Львівського державного
університету безпеки життєдіяльності Тетяни СКИБИ
у навчальний процес Львівського державного університету безпеки життєдіяльності

Комісія у складі:

голови – заступника начальника навчально-наукового інституту цивільного захисту,
к.ф.-м.н., доцента, полковника служби цивільного захисту Ольги МЕНЬШИКОВОЇ;

членів: завідувача кафедри екологічної безпеки, д.с.-г.н., професора Андрія КУЗИКА,
доцента кафедри екологічної безпеки, к.т.н. Уляни ХРОМ'ЯК, старшого викладача кафедри
екологічної безпеки, к.с.-г.н. Наталії ГОЦІЙ, встановила, що результати дисертаційного
дослідження Тетяни СКИБИ на тему: «Радіаційно-екологічний моніторинг екосистем
сміттєзвалищ Західного Лісостепу» впроваджені за спеціальністю 101 «Екологія» першого
(бакалаврського) рівня вищої освіти за освітньо-професійною програмою «Екологія та
охорона навколишнього середовища» Університету на кафедрі екологічної безпеки під час
викладання таких дисциплін:

– змістового модулю № 2 «Міграція радіонуклідів в екологічних системах» тема
№ 2.1. «Міграція радіонуклідів в агроєкосистемах», тема № 2.4.: «Радіаційний моніторинг
навколишнього середовища» з дисципліни «Радіобіологія та радіоекологія»;

– змістового модулю № 3 «Практичні аспекти рекультивації порушених територій»
тема № 3.2 «Експлуатація та рекультивація полігонів твердих побутових відходів» з
дисципліни «Рекультивація земель»;

– змістового модулю № 2 «Моніторинг радіоактивного забруднення та біоіндикація»
тема № 2.1. «Моніторинг радіоактивного забруднення довкілля», тема № 2.2. «Вплив радіації
на екосистеми» з дисципліни «Моніторинг довкілля».

Результати дисертаційного дослідження використані в лекційних курсах зазначених
навчальних дисциплін при викладенні теоретичних положень та методичних підходів щодо
проведення досліджень еколого-техногенної небезпеки сміттєзвалищ, моніторингу їх впливу
на екосистеми, фітомеліоративних процесів та рекультиваційних заходів.

Голова комісії:

Заступник начальника навчально-наукового
інституту цивільного захисту, к.ф.-м.н., доцент,
полковник служби цивільного захисту

Ольга МЕНЬШИКОВА

Члени комісії:

Завідувач кафедри екологічної безпеки,
д.с.-г.н., професор

Андрій КУЗИК

Доцент кафедри екологічної безпеки,
к.т.н.

Уляна ХРОМ'ЯК

Старший викладач кафедри
екологічної безпеки, к.с.-г.н.

Наталія ГОЦІЙ

**Список публікацій здобувача за темою дисертації та відомості
про апробацію результатів дисертації**

Наукові праці в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Skrobala, V. M., Skyba, T. K., & Popovych, V. V. (2024). Ecological features of formation of landfill vegetation in Lviv Region (Ukraine). *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, (6), 86–93. <https://doi.org/10.33271/nvngu/2024-6/086> (Scopus, Q3)

Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, статистична обробка даних, формулювання мети та висновків.

2. Skyba, T., Popovych, V., Dominik, A., Rudenko, D., & Bosak, P. (2020). Dose rate of the landfills of North-West Podillya (Ukraine). *У 20th International Multidisciplinary Scientific GeoConference Proceedings SGEM 2020*. STEF92 Technology. <https://doi.org/10.5593/sgem2020/5.1/s20.033> (ISSN:1314-2704, Scopus, Q4)

Особистий внесок – польові дослідження, відбір проб, аналіз результатів досліджень.

3. Skyba, T., & Popovych, V. (2025). Radioecological analysis of landfill ecosystems in the Western Forest-Steppe (Ukraine). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1499(1), 012060. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1499/1/012060> (ISSN:1755-1307, Scopus, Q3)

Особистий внесок – польові дослідження, відбір проб, аналіз результатів досліджень.

4. Скиба, Т. (2025). Радіаційно-екологічна оцінка екосистем у зонах техногенного навантаження на прикладі сміттєзвалищ побутових відходів. У В. Попович, В. О. Сергієнко, Н. О. Іванченко (Ред.). *Біологічні, хімічні та екологічні загрози під час війни: колективна монографія* (с. 380–390). ЛДУБЖД. <https://doi.org/10.32447/bcet.2025.25>

5. Popovych, V., Skyba, T., Koval, V., Bosak, P., & Kopystynskyi, Y. (2024). Ecological Successions of Urban Landfills of the Western Forest Steppe of Ukraine. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 25(7), 225–233. <https://doi.org/10.12912/27197050/188601> (Scopus, Q3)

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел.

6. Popovych, V. V., Bosak, P. V., Skyba, T. K., & Popovych, N. P. (2024). Floristic and ecological structure of the landfill vegetation in the Western Forest Steppe of Ukraine. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, (4), 99–105. <https://doi.org/10.33271/nvngu/2024-4/099> (Scopus, Q3)

Особистий внесок здобувача – опрацювання літературних та наукових джерел.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

7. Skyba, T., & Popovych, V. (2025). Assessment of radiation background indicators at household waste landfills (Ukraine). *Biological, chemical, and environmental threats during war: proceedings of the I International Scientific and Practical Conference, Lviv, May 22, 2025*. (с. 100–103). LSULS.

Особистий внесок здобувача – опрацювання літературних та наукових джерел, польові дослідження, аналіз результатів та формулювання висновків.

8. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2025). Проблеми та перспективи поводження з відходами у Хмельницькій області на прикладі Хмельницького полігону побутових відходів. У О. Дребот (Ред.), *Екологічна безпека та збалансоване природокористування в агропромисловому виробництві: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції. (Україна, Київ, 3–4 липня 2025 р.)*. Частина 2. (с. 265–272). ДІА. <https://doi.org/10.32782/978-617-7785-77-3>

Особистий внесок здобувача – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

9. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2025). Радіоекологічна оцінка повітря на полігонах побутових відходів. У *Інноваційні екологобезпечні технології в*

рослинництві в умовах воєнного стану: Матеріали IV Всеукраїнської науково-практичної конференції (Київ 27-28 серпня 2025 року). (с. 44). Інститут агроєкології і природокористування НААН.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.17074076>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел, обробка результатів та формулювання висновків.

10. Skyba, T. K., & Popovych, V. V. (2024). Environmental hazards of waste in the context of military operations. *Actual problems of natural sciences development amidst the evolution of artificial intelligence (December 25–26, 2024. Riga, the Republic of Latvia): International scientific conference* (p. 39–42). Baltija Publishing. <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-521-1-9>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

11. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Проблемні питання поводження з небезпечними відходами в складі побутових відходів. *Міжмуніципальна співпраця як ключовий інструмент впровадження реформи управління відходами на регіональному рівні: збірка матеріалів Національного форуму «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології» (м. Хмельницький, 28–29 листопада 2024 року)», (с. 75–78). ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації».*
<https://drive.google.com/drive/folders/1da2P4HgdIqz4Ofot1FZbocKmSQUUp070G>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

12. Попович, В. В., & Скиба, Т. К. (2024). Видове різноманіття техногенно порушених територій. У *Природоохоронні території України: сучасні виклики та перспективи розвитку. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 40-річчю утворення Природного заповідника "Розточчя. Львів, смт Івано-Франкове. СПОЛОМ.* <https://doi.org/10.32718/zaproz-conference.2024.11>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

13. Скиба, Т. К. (2024). Екологічні аспекти поводження з відходами. У *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. VIII Міжнародний конгрес, 16–18 жовтня 2024 року, Україна, Львів* (с. 34). ГО «МНГ». <https://doi.org/10.56287/8285-40-1>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

14. Скиба, Т. К., Бойко, Т. В., & Попович, В. В. (2024). Радіоекологічний моніторинг полігонів твердих побутових відходів. У *International scientific-practical conference “Science, education and society: trends, challenges, prospects”: conference proceedings (Aarhus, Denmark, September 7, 2024)* (с. 23–27). Scholarly Publisher ICSSH. <https://www.economics.in.ua/2024/09/07.html>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

15. Бойко, Т. В., Попович, В. В., Скиба, Т. К. & Босак П.В. (2024). Горіння сміттєзвалищ та їх вплив на біоту. У *International scientific-practical conference “Current issues of science, education and society: experience and prospects”: conference proceedings (Tampere, Finland, July 19, 2024)* (с. 25–26). Scholarly Publisher ICSSH. <https://www.economics.in.ua/2024/07/19.html>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел.

16. Скиба, Т. К. (2024). Екологічна небезпека лісових пожеж на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи. У *Лісові пожежі в умовах війни : збірник тез доповідей Круглого столу, м. Львів, 24 травня 2024 року* (с. 43–46). ЛДУ БЖД. <https://indico.ldubgd.edu.ua/event/50/attachments/659/814/>

17. Скиба, Т. К. (2024). Радіоекологічна оцінка впливу полігонів відходів на екосистеми. У *Матеріали Всеукраїнської Студентської Наукової Конференції 84-LYSICon* (с. 44). Львівський національний медичний університет імені Данила Галицького. <https://sci.ldubgd.edu.ua/jspui/handle/123456789/13885>

18. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Радіоекологічна оцінка впливу полігонів твердих побутових відходів на довкілля. У *Проблеми та перспективи розвитку системи безпеки життєдіяльності: Зб. наук. праць Міжнародної науково-практичної конференції молодих вчених, курсантів та студентів* (с. 775-780). ЛДУ БЖД. <https://indico.ldubgd.edu.ua/event/43/attachments/588/805/>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

19. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Екологічна проблема відходів від руйнувань як наслідків воєнних дій на території України. У *Екологічна безпека в умовах війни: збірник тез доповідей V Міжнародної науково-практичної конференції* (с. 209-211). Львівський державний університет безпеки життєдіяльності. <https://indico.ldubgd.edu.ua/event/43>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

20. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Екологічна небезпека пожеж на полігонах побутових відходів. У *Наука про цивільний захист як шлях становлення молодих вчених / Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції курсантів, студентів, ад'юнктів (аспірантів)* (с. 321-323). Черкаський інститут пожежної безпеки імені Героїв Чорнобиля НУЦЗ України. <http://repositsc.nuczu.edu.ua/bitstream/123456789/21099/1/%D0%97%D0%B1%D1%96%D1%80%D0%BD%D0%B8%D0%BA.pdf>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

21. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2024). Радіоекологічний моніторинг полігонів відходів, як необхідна складова безпечної експлуатації. У *Екологічний стан навколишнього середовища та раціональне природокористування в контексті сталого розвитку : матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції (24–25 жовтня 2024 року, м. Херсон) / ХДАЕУ* (с. 198-201). Олді+. <https://www.ksau.kherson.ua/files/konferencii/2024/12/>

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

22. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2023). Екологічна небезпека проблеми відходів в Україні на прикладі Хмельницької області. У *Актуальні проблеми, шляхи та перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації: матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (Біла Церква, 21 вересня 2023 р.)* (с. 86-89). БНАУ.
https://conferences.btsau.edu.ua/sites/default/files/field/files/conf_actual_probl_lansh_arh_sad_park_urboekol_21.09.23.pdf

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.

23. Скиба, Т. К. (2020). Радіаційний моніторинг екосистем девастрованих ландшафтів. У *Сталий розвиток – стан та перспективи: Матеріали II Міжнародного наукового симпозіуму SDEV'2020 (12-15 лютого 2020 року, Львів-Славське, Україна)* (с. 219-221). Національний університет «Львівська політехніка».
<https://science.lpnu.ua/sites/default/files/attachments/2019/19110/importantdoc/sdev2020proceedings.pdf>

24. Скиба, Т. К., & Попович, В. В. (2019). Проблема радіаційної небезпеки сміттєзвалищ. У *Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції — Екологічна безпека об'єктів туристично-рекреаційного комплексу* (с. 123-125). ЛДУБЖД.
https://ldubgd.edu.ua/sites/default/files/8_konferezii/zbirnik_konferenciyi_5-6_grudnya_.pdf

Особистий внесок – опрацювання літературних та наукових джерел та формулювання висновків.