

ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ З НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ
ЛЬВІВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ

ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ З НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ
ЛЬВІВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ДОЧИНЕЦЬ ВАСИЛЬ ВАСИЛЬОВИЧ

УДК 504.5:628:4

ДИСЕРТАЦІЯ

**ВДОСКОНАЛЕННЯ СИСТЕМИ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ТА
ЗАХОДІВ ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ВІД НЕБЕЗПЕЧНИХ ЧИННИКІВ
СМІТТЄЗВАЛИЩ ЗАКАРПАТСЬКОЇ НИЗОВИНИ**

101 – Екологія

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

_____ В. В. Дочинець
(підпис)

Науковий керівник: **Шуплат Тарас Ігорович**, кандидат сільськогосподарських наук

Львів 2026

АНОТАЦІЯ

Дочинець В. В. Вдосконалення системи екологічного моніторингу та заходів захисту довкілля від небезпечних чинників сміттєзвалищ Закарпатської низовини. Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія. – Львівський державний університет безпеки життєдіяльності Державної служби України з надзвичайних ситуацій, Львів, 2026.

Дисертаційна робота присвячена розв'язанню актуального науково-технічного завдання - удосконаленню системи екологічного моніторингу та розробленню заходів захисту довкілля від небезпечних чинників сміттєзвалищ Закарпатської низовини. У роботі досліджено техногенно-екологічний стан полігонів побутових відходів, особливості трансформації едафотопів, процеси накопичення токсичних речовин, формування фільтрату та біогазу, закономірності міграції іонів важких металів у системі «едафотоп - рослинний покрив», деградацію рослинних угруповань, а також природні процеси фітомеліоративного відновлення порушених територій.

В умовах сучасного техногенного навантаження проблема накопичення побутових відходів є однією з найбільш актуальних екологічних проблем України. За результатами досліджень, в Україні функціонує понад 6 тисяч полігонів побутових відходів, які займають площу понад 9 тисяч гектарів, та близько 30 тисяч стихійних сміттєзвалищ, значна частина яких не відповідає сучасним санітарно-екологічним і природоохоронним вимогам. Великі полігони побутових відходів займають понад третину загальної площі об'єктів видалення відходів та акумулюють до 84 % побутових відходів України.

Особливої актуальності проблема набуває для території Закарпатської низовини, яка характеризується високою щільністю населення, значним антропогенним і рекреаційним навантаженням, різноманітними гідрогеологічними умовами, розвиненою гідрографічною мережею та

наявністю значної кількості об'єктів накопичення відходів. У процесі функціонування полігонів побутових відходів відбувається утворення фільтрату, накопичення біогазу, міграція важких металів, забруднення едафотопів, поверхневих і підземних вод, деградація рослинного покриву та порушення природного стану прилеглих екосистем.

Дослідження проводилися на території Ужгородського, Мукачівського та Берегівського полігонів побутових відходів. У роботі використано польові, лабораторні, фізико-хімічні, біоіндикаційні, електрофізіологічні, математично-статистичні та газохроматографічні методи досліджень. Проведено оцінку фізико-хімічних властивостей едафотопів, рівня токсичності ґрунтових субстратів, санітарного стану деревно-чагарникової рослинності, рівня накопичення біогазу, процесів утворення фільтрату, просторового розподілу важких металів та екологічних ризиків, пов'язаних із функціонуванням полігонів побутових відходів.

У результаті проведених досліджень встановлено, що полігони побутових відходів є потужними джерелами комплексного техногенного навантаження на компоненти довкілля. Виявлено зміни фізико-хімічних властивостей едафотопів, накопичення іонів важких металів у ґрунтовому субстраті та рослинному покриві, а також ознаки деградації рослинних угруповань у межах територій накопичення відходів. Найбільш трансформовані ділянки характеризуються погіршенням санітарного стану деревно-чагарникового покриву, зниженням життєвості рослин та порушенням природної структури фітоценозів.

Особливу увагу у дисертаційній роботі приділено дослідженню вмісту іонів важких металів у едафотобах Ужгородського, Берегівського та Мукачівського полігонів побутових відходів. Встановлено, що найбільш екологічно небезпечними забруднювачами досліджуваних територій є плумбум, купрум та арсен, концентрації яких у низці проб перевищували нормативні значення. Просторовий розподіл важких металів моделювався із

використанням програмного комплексу Surfer, що дозволило візуалізувати зони підвищеної акумуляції забруднювачів у межах полігонів.

Для Ужгородського полігону побутових відходів у весняний період встановлено, що концентрація арсену була найвищою із західного боку - 4,88 мг/кг та у центральній частині - 4,6 мг/кг. Середні показники зафіксовано у зразках із північного боку - 4,1 мг/кг і східного боку - 3,97 мг/кг, а найнижчий вміст арсену встановлено з південного боку - 3,53 мг/кг. Концентрація кадмію в едафотобах Ужгородського полігону була найвищою у центральній частині - 0,028 мг/кг, тоді як із західного боку становила 0,015 мг/кг, із південного - 0,014 мг/кг, із північного - 0,012 мг/кг, зі східного - 0,013 мг/кг. В осінній період концентрація арсену зростала: найвищі показники встановлено з південного боку - 8,94 мг/кг та північного боку - 7,83 мг/кг; у центральній частині полігону показник становив 7,2 мг/кг, зі східного боку - 6,7 мг/кг, із західного - 6,64 мг/кг.

Для Березівського полігону побутових відходів встановлено суттєве перевищення граничнодопустимих концентрацій купруму та плюмбуму. Зведені результати показали перевищення рівня ГДК купруму: з північного боку - у 2,4 рази, з південного боку - у 3,1 рази, із західного боку - у 2,7 рази, зі східного боку - у 2,6 рази, у центральній частині - у 2,7 рази. Найбільш критичні показники забруднення встановлено за вмістом плюмбуму: з північного боку перевищення ГДК становило 18,2 рази, з південного - 22,2 рази, із західного - 17,3 рази, зі східного - 26,6 рази, а у центральній частині полігону - 30,8 рази. Перевищення ГДК арсену для Березівського полігону було незначним: з південного боку - у 1,001 рази, у центральній частині - у 1,003 рази, тоді як з північного, західного та східного боків перевищення не виявлено.

Для Мукачівського полігону побутових відходів у весняний період найвищий вміст арсену зафіксовано у східній частині - 7,4 мг/кг та у центральній частині - 7,28 мг/кг. Деяко нижчі концентрації встановлено з південного боку - 7,2 мг/кг, із західного боку - 6,85 мг/кг та з північного боку - 6,79 мг/кг. У зведеній оцінці перевищення ГДК арсену на Мукачівському полігоні становило: з північного боку - у 1,2 рази, з південного боку - у 1,2 рази,

із західного боку - у 1,07 рази, зі східного боку - у 1,2 рази, у центральній частині - у 1,2 рази.

Найбільш показовим для Мукачівського полігону є забруднення едафотопів плюмбомом. В осінній період концентрація іонів плюмбуму була найвищою у центральній частині полігону - 1025 мг/кг та з північного боку - 850 мг/кг. Дещо нижчі показники зафіксовано з південного боку - 745 мг/кг, із західного боку - 652 мг/кг та зі східного боку - 648 мг/кг. За узагальненими результатами перевищення ГДК плюмбуму на Мукачівському полігоні становило: з північного боку - у 26,5 рази, з південного боку - у 23,3 рази, із західного боку - у 20,3 рази, зі східного боку - у 20,2 рази, у центральній частині - у 32 рази.

За вмістом купруму на Мукачівському полігоні встановлено перевищення ГДК у 1,7-2,0 рази. Зокрема, з північного та західного боків перевищення становило 1,8 рази, з південного та східного боків - 1,7 рази, а у центральній частині полігону - 2,0 рази. Така просторова диференціація підтверджує нерівномірність міграції та акумуляції важких металів у межах полігонів побутових відходів і свідчить про формування локальних зон підвищеної екологічної небезпеки.

Доведено, що міграція та накопичення важких металів на полігонах побутових відходів відбувається у послідовному ланцюгу «едафотоп - рослини». У зв'язку з цим досліджено вміст іонів кадмію, купруму, цинку та плюмбуму у надземній частині рослинного покриву Ужгородського полігону побутових відходів. Для аналізу використано рослинний матеріал таких видів: полин гіркий (*Artemisia absinthium* L.), береза повисла (*Betula pendula* Roth.), подорожник ланцетолистий (*Plantago lanceolata* L.), подорожник великий (*Plantago major* L.), осика (*Populus tremula* L.), робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.), верба козяча (*Salix caprea* L.) та конюшина лучна (*Trifolium pratense* L.).

На прикладі полину гіркого (*Artemisia absinthium* L.) встановлено, що у весняний період вміст кадмію в рослинному матеріалі коливався в межах 0,07-

0,10 мг/кг. Найвищі концентрації кадмію зафіксовано з північного та східного боків - 0,10 мг/кг, з південного боку - 0,08 мг/кг, із західного боку та центральної частини полігону - 0,07 мг/кг. Вміст плумбуму у рослинному матеріалі був найвищим з північного боку полігону - 0,96 мг/кг; зі східного та південного боків становив 0,84 мг/кг; із західного боку - 0,63 мг/кг; у центральній частині - 0,47 мг/кг. Вміст цинку був найвищим у зразках із західного боку - 4,25 мг/кг, зі східного боку - 3,94 мг/кг, з південного - 3,7 мг/кг, з північного - 3,64 мг/кг, а найнижчим у центральній частині - 3,25 мг/кг.

Отримані результати підтверджують, що рослинний покрив полігонів побутових відходів виконує не лише фітомеліоративну, але й фітоіндикаційну функцію. Накопичення важких металів у рослинному матеріалі свідчить про їхню біологічну доступність, активне включення у трофічні ланцюги та потенційну небезпеку вторинного забруднення прилеглих екосистем. Саме тому моніторинг важких металів у системі «едафотоп - рослинний покрив» має бути обов'язковою складовою екологічного контролю полігонів побутових відходів Закарпатської низовини.

Під час дослідження флористичної структури рослинного покриву полігонів побутових відходів ідентифіковано 50 видів рослинності, які належать до 17 родин. Серед них переважали представники родин Айстрові (*Asteraceae*), Злакові (*Poaceae*), Бобові (*Fabaceae*), Трояндові (*Rosaceae*), Вербові (*Salicaceae*), Подорожникові (*Plantaginaceae*) та Осокові (*Cyperaceae*). Встановлено, що у структурі рослинного покриву домінують мезотрофи - 51 %, мезофіти - 37,5 % та геліофіти - 45,5 %, що свідчить про адаптацію рослинних угруповань до умов техногенно трансформованого середовища.

Результати оцінки санітарного стану деревних насаджень показали, що найбільшу частку ушкоджень становлять всихаючі насадження - 49 %. Частка суховершинних насаджень становила 34 %, сухостійних - 10 %, аварійно похилених і зламаних - 7 %. Установлено, що у деревних рослин, які зростають у більш сприятливих умовах едафотопів, значення імпедансу були нижчими, а рівень поляризаційної ємності - вищим, що свідчить про кращий фізіологічний

стан рослинного покриву. Ослаблені деревні екземпляри характеризувалися зниженим рівнем життєвості, наявністю тріщин кори, сухих пагонів, деформацією крони та ознаками погіршення фізіологічного стану.

Проведено оцінку фізіологічної стійкості рослинного покриву досліджуваних полігонів побутових відходів. Встановлено особливості жаростійкості, посухостійкості, газостійкості та солестійкості рослинних видів, які формують фітомеліоративний покрив полігонів. Визначено, що окремі види деревно-чагарникової рослинності характеризуються високою адаптивністю до техногенно порушених умов та можуть бути використані під час проведення рекультиваційних і фітомеліоративних заходів.

У роботі проведено аналіз небезпечних процесів, пов'язаних із займанням полігонів побутових відходів. Встановлено, що утворення біогазу, основними компонентами якого є метан та діоксид вуглецю, створює передумови до самозаймання відходів і виникнення масштабних пожеж. Визначення температур займання та самозаймання рослинної сировини дозволило встановити, що досліджувані рослинні матеріали здатні до теплового самозаймання за умов тривалого нагрівання, високої щільності укладання та дефіциту вологості.

Для дослідження складу газоподібних продуктів горіння проведено газохроматографічний аналіз з використанням газового хроматографа «Хром-5». У продуктах горіння сухої трави та деревної рослинності виявлено кисень, азот, оксид вуглецю, діоксид вуглецю, метан та легкі вуглеводні. Встановлено, що під час горіння побутових відходів і рослинної біомаси у навколишнє середовище надходять токсичні продукти згоряння, які негативно впливають на якість атмосферного повітря та підвищують екологічні ризики для населення.

У дисертаційній роботі здійснено математичне моделювання процесів поширення іонів важких металів у едафотобах та рослинному покриві полігонів побутових відходів. Встановлено закономірності просторової міграції токсичних елементів та визначено основні чинники, які впливають на рівень накопичення забруднювачів. Моделювання підтвердило просторову

неоднорідність забруднення, наявність локальних зон підвищеного накопичення важких металів та доцільність застосування геоінформаційних підходів для екологічного моніторингу полігонів побутових відходів.

Встановлено, що в умовах техногенного навантаження на поверхні полігонів формуються стійкі рудеральні рослинні угруповання, адаптовані до високого рівня забруднення та нестабільних едафічних умов. Водночас природні процеси фітомеліорації сприяють поступовому відновленню порушених територій та формуванню рослинного покриву, здатного частково стабілізувати техногенно трансформовані екосистеми.

Під час оцінки фітомеліоративної ефективності встановлено неоднорідність процесів природного заростання територій полігонів. Визначено коефіцієнти фітомеліоративної ефективності досліджуваних ділянок, що свідчать про різний рівень відновлення рослинного покриву залежно від інтенсивності техногенного навантаження, рівня забруднення едафотопів, вологості, освітленості та санітарного стану деревно-чагарникового покриву.

У процесі математичного моделювання еколого-фітоценотичного простору визначено рослинні асоціації, у напрямі яких може відбуватися природна сукцесія рослинного покриву на територіях полігонів побутових відходів. Встановлено, що у межах рудеральної рослинності найбільш імовірним є формування асоціацій *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis*, *Agropyretum repentis*, *Balloto-Chenopodietum* та *Artemisio-Tanacetum vulgare*.

Обґрунтовано необхідність удосконалення системи екологічного моніторингу полігонів побутових відходів Закарпатської низовини. Запропоновано комплексний підхід до контролю екологічного стану територій, який передбачає регулярний моніторинг фізико-хімічних показників едафотопів, вмісту іонів важких металів у ґрунтовому субстраті та рослинному покриві, рівня накопичення біогазу, процесів утворення фільтрату, санітарного стану рослинного покриву та ризиків виникнення пожеж.

Розроблено рекомендації, спрямовані на мінімізацію негативного впливу полігонів побутових відходів на компоненти довкілля, підвищення рівня

екологічної безпеки та оптимізацію процесів природної фітомеліорації порушених територій. Встановлено, що впровадження сучасних підходів до екологічного моніторингу, контролю небезпечних процесів та управління полігонами побутових відходів сприятиме зниженню техногенного навантаження на довкілля, підвищенню ефективності природоохоронних заходів та зменшенню ризиків для населення і прилеглих екосистем.

Ключові слова: екологічна безпека, тверді побутові відходи, атмосферне повітря, міграція, адсорбція, важкі метали, моніторинг довкілля, екологічна стійкість, управління побутовими відходами, забруднення повітря, кислі інфільтрати, забруднюючі речовини, фотосинтез, моніторинг міських екосистем, стічні води.

Список публікацій здобувача

Наукові праці в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Boyko, T., Fediv, I., Popovych, V., **Dochynets, V.**, Barabash, O., & Koval, N. (2026). Logistics of landfill fire suppression: environmental risks and response optimization . *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, 13(2), 9733–9739. <https://doi.org/10.15243/jdmlm.2026.132.9733> (Scopus, Q3)

Особистий внесок – постановка проблеми, частково виклад результатів досліджень, опрацювання висновків.

2. **Дочинець, В.**, Король, К., Бойко, Т., Шуплат, Т., & Панімаш, Ю. (2026). Екологічна небезпека спричинена фільтратами полігонів побутових відходів Панонського басейну та їх вплив на гідросферу. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*, 33, 44–55. <https://doi.org/10.32447/20784643.33.2026.04>

Особистий внесок – опрацювання результатів досліджень, формулювання висновків.

3. Бойко, Т. В., **Дочинець, В. В.**, Король, К. А., Попович, Н. П., & Шуплат, Т. І. (2026). Екологічні ризики експлуатації полігонів побутових відходів в межах

урбанізованих територій. Екологічні науки, 2(65), 284–289.

<https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.2-65.47>

Особистий внесок – постановка завдань досліджень, опрацювання результатів досліджень.

4. **Дочинець, В. В.** Формування просторових градієнтів важких металів у ґрунтах Ужгородського полігону побутових відходів у різні періоди року. *Біологічні, хімічні та екологічні загрози під час війни: колективна монографія.* Львів: ЛДУБЖД, 2026. С. 42-51.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

5. **Дочинець В. В., Шуплат Т. І.** Наслідки військових дій для водних ресурсів України. *Проблеми та перспективи розвитку безпеки життєдіяльності в умовах війни: збірник наукових праць XX Міжнародної науково-практичної конференції молодих вчених, курсантів та студентів.* Львів: Львівський державний університет безпеки життєдіяльності, 2023. С. 71–73.

Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, формулювання висновків.

6. **Дочинець В. В., Шуплат Т. І., Попович В. В.** Проблема поводження із твердими побутовими відходами у Закарпатській області: причини, наслідки та шляхи вирішення. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: матеріали ІХ Міжнар. конгресу, Львів, 26–27 вересня 2024 р.* Львів : Національний університет «Львівська політехніка», 2024. С. 70.

Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, постановка проблеми досліджень.

7. **Дочинець В. В., Шуплат Т. І.** Проблематика та шляхи поводження з відходами руйнування інфраструктури внаслідок військових дій в Україні. *Круглий стіл “Лісові пожежі в умовах війни”, 24 травня 2024 року.* С. 13-17.

<https://sci.ldubgd.edu.ua/jspui/handle/123456789/14484>

Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, постановка завдання.

8. **Дочинець В. В.**, Іляшевич М. М., Попович В. В. Флористична та екологічна структура рослинного покриву полігонів твердих побутових відходів Закарпатської області. *International scientific conference (December 25–26, 2024, Riga)*. 2024. С. 17-21. <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-521-1-4>

Особистий внесок – постановка завдання, опрацювання висновків.

9. Бойко, Т. В., **Дочинець В. В.**, Попович, В. В. (2026). Адаптація правової політики України до acquis ЄС щодо моделі поводження із побутовими відходами. Закарпатські правові читання. Адаптація правової політики України до acquis ЄС : матеріали XVIII Міжнародної науково-практичної конференції, м. Ужгород, 23–24 квітня 2026 р. Львів – Торунь : Liha-Pres, 2026. С. 382-384. <https://doi.org/10.36059/978-966-397-601-3-88>

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, формування висновків.

10. **Дочинець В. В.**, Шуплат Т. І., Попович В. В. Оцінка рівня газостійкості рослинного покриву полігонів побутових відходів Закарпатської області // *Проблеми та перспективи розвитку безпеки життєдіяльності в умовах війни : зб. наук. праць XXI Міжнар. наук.-практ. конф. молодих вчених, курсантів та студентів.* Львів: ЛДУБЖД, 2026. С. 773–778. URL: <https://sci.ldubgd.edu.ua/jspui/handle/123456789/17824>

Особистий внесок – польові дослідження, опрацювання висновків.

11. **Дочинець В. В.**, Шуплат Т. І. Оцінка рівня солестійкості піонерної рослинності полігонів побутових відходів Закарпатської області. Охорона праці: освіта і практика. *Проблеми та перспективи розвитку охорони праці: Зб. наук. праць VI Всеукраїнської науковопрактичної конференції викладачів та фахівців–практиків та XVI Всеукраїнської науково-практичної конференції курсантів, студентів, аспірантів та ад'юнктів.* Львів: ЛДУБЖД, 2026. С. 107-110.

Особистий внесок – польові дослідження, відбір проб, опрацювання висновків.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації:

12. **Дочинець В. В.**, Шуплат Т. І., Попович Н. П. Еколого-біобезпекові проблеми породжені стихійними сміттєзвалищами Закарпатської області. *Біологічні, хімічні та екологічні загрози під час війни: колективна монографія.* Львів: ЛДУБЖД, 2025. С. 245–255. <https://doi.org/10.32447/bcet.2025.17>

13. Попович В. В., Кучерявий В. П., Скиба Т. К., Бойко Т. В., **Дочинець В. В.**, Іляшевич М. М., Кіт О. Ю., Попович Н. П., Коваль В. В. Пристрій для вимірювання щільності ґрунту: пат. 162515 Україна: МПК G01N 9/36. № u202504363; заявл. 08.09.2025; опубл. 01.04.2026, Бюл. № 13/2026.

Особистий внесок – постановка завдання, розробка формули моделі.

14. Попович В. В., Кучерявий В. П., Скиба Т. К., Бойко Т. В., **Дочинець В. В.**, Іляшевич М. М., Кіт О. Ю., Кочмар І. М., Федів І. С., Скробала В. М. Пристрій для вимірювання липкості ґрунту: пат. 162516 Україна: МПК G01N 9/36. № u202504365; заявл. 08.09.2025; опубл. 01.04.2026, Бюл. № 13/2026.

Особистий внесок – постановка проблеми, оформлення заявки.

ABSTRACT

Dochynets V. V. Improvement of the Environmental Monitoring System and Measures for Protecting the Environment from Hazardous Factors of Landfills in the Zakarpattia Lowland. - Qualifying scientific work as a manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in specialty 101 - Ecology. - Lviv State University of Life Safety of the State Emergency Service of Ukraine, Lviv, 2026.

This dissertation is devoted to addressing a pressing scientific and technical problem, namely, improving the environmental monitoring system and developing measures to protect the environment from harmful factors originating from landfills in the Transcarpathian Lowland. The study examines the technogenic and ecological state of municipal solid waste landfills, the characteristics of edaphotope transformation, the processes of toxic substance accumulation, the formation of leachate and biogas, the patterns of heavy metal ion migration in the “edaphotope–vegetation cover” system, the degradation of plant communities, as well as the natural processes of phytoremediation for the restoration of disturbed areas.

Under current conditions of technogenic pressure, the accumulation of municipal solid waste is one of the most pressing environmental problems in Ukraine. According to research data, more than 6,000 municipal solid waste landfills operate in Ukraine, occupying an area of over 9,000 hectares, while approximately 30,000 illegal dumpsites exist, a significant proportion of which do not meet modern sanitary, ecological, and environmental protection requirements. Large municipal solid waste landfills occupy more than one third of the total area of waste disposal sites and accumulate up to 84% of Ukraine’s municipal waste.

This issue is of particular relevance for the Zakarpattia Lowland, which is characterized by high population density, considerable anthropogenic and recreational pressure, diverse hydrogeological conditions, a developed hydrographic network, and a significant number of waste accumulation sites. During the operation of municipal solid waste landfills, leachate formation, biogas accumulation, heavy

metal migration, contamination of edaphotopes, surface and groundwater pollution, degradation of vegetation cover, and disturbance of the natural state of adjacent ecosystems occur.

The research was conducted on the territories of the Uzhhorod, Mukachevo, and Berehove municipal solid waste landfills. The study employed field, laboratory, physicochemical, bioindication, electrophysiological, mathematical-statistical, and gas chromatographic research methods. The physicochemical properties of edaphotopes, the toxicity level of soil substrates, the sanitary condition of tree and shrub vegetation, the level of biogas accumulation, leachate formation processes, the spatial distribution of heavy metals, and environmental risks associated with the operation of municipal solid waste landfills were assessed.

The research established that municipal solid waste landfills are powerful sources of complex technogenic pressure on environmental components. Changes in the physicochemical properties of edaphotopes, the accumulation of heavy metal ions in soil substrates and vegetation cover, as well as signs of degradation of plant communities within waste accumulation areas were identified. The most transformed sites were characterized by deterioration of the sanitary condition of tree and shrub vegetation, reduced plant vitality, and disruption of the natural structure of phytocoenoses.

Special attention in the dissertation was paid to the study of heavy metal ion content in the edaphotopes of the Uzhhorod, Berehove, and Mukachevo municipal solid waste landfills. It was established that the most environmentally hazardous pollutants in the studied areas were lead, copper, and arsenic, the concentrations of which exceeded regulatory values in a number of samples. The spatial distribution of heavy metals was modelled using the Surfer software package, which made it possible to visualize zones of increased pollutant accumulation within the landfill areas.

For the Uzhhorod municipal solid waste landfill in the spring period, the highest arsenic concentration was recorded on the western side - 4.88 mg/kg and in the central part - 4.6 mg/kg. Intermediate values were recorded in samples from the

northern side - 4.1 mg/kg and the eastern side - 3.97 mg/kg, while the lowest arsenic content was found on the southern side - 3.53 mg/kg. Cadmium concentration in the edaphotopes of the Uzhhorod landfill was highest in the central part - 0.028 mg/kg, whereas it amounted to 0.015 mg/kg on the western side, 0.014 mg/kg on the southern side, 0.012 mg/kg on the northern side, and 0.013 mg/kg on the eastern side. In the autumn period, arsenic concentrations increased: the highest values were recorded on the southern side - 8.94 mg/kg and the northern side - 7.83 mg/kg; in the central part of the landfill, the value was 7.2 mg/kg, on the eastern side - 6.7 mg/kg, and on the western side - 6.64 mg/kg.

For the Berehove municipal solid waste landfill, a significant exceedance of the maximum permissible concentrations of copper and lead was established. The summarized results showed that the maximum permissible concentration of copper was exceeded 2.4 times on the northern side, 3.1 times on the southern side, 2.7 times on the western side, 2.6 times on the eastern side, and 2.7 times in the central part. The most critical pollution indicators were recorded for lead content: the maximum permissible concentration was exceeded 18.2 times on the northern side, 22.2 times on the southern side, 17.3 times on the western side, 26.6 times on the eastern side, and 30.8 times in the central part of the landfill. The exceedance of the maximum permissible concentration of arsenic at the Berehove landfill was insignificant: 1.001 times on the southern side and 1.003 times in the central part, while no exceedance was detected on the northern, western, or eastern sides.

For the Mukachevo municipal solid waste landfill in the spring period, the highest arsenic content was recorded in the eastern part - 7.4 mg/kg and in the central part - 7.28 mg/kg. Slightly lower concentrations were found on the southern side - 7.2 mg/kg, on the western side - 6.85 mg/kg, and on the northern side - 6.79 mg/kg. According to the summarized assessment, the maximum permissible concentration of arsenic at the Mukachevo landfill was exceeded 1.2 times on the northern side, 1.2 times on the southern side, 1.07 times on the western side, 1.2 times on the eastern side, and 1.2 times in the central part.

Lead contamination of edaphotopes was the most indicative for the Mukachevo landfill. In the autumn period, the concentration of lead ions was highest in the central part of the landfill - 1025 mg/kg and on the northern side - 850 mg/kg. Slightly lower values were recorded on the southern side - 745 mg/kg, on the western side - 652 mg/kg, and on the eastern side - 648 mg/kg. According to the summarized results, the maximum permissible concentration of lead at the Mukachevo landfill was exceeded 26.5 times on the northern side, 23.3 times on the southern side, 20.3 times on the western side, 20.2 times on the eastern side, and 32 times in the central part.

In terms of copper content, the maximum permissible concentration at the Mukachevo landfill was exceeded 1.7-2.0 times. In particular, the exceedance amounted to 1.8 times on the northern and western sides, 1.7 times on the southern and eastern sides, and 2.0 times in the central part of the landfill. Such spatial differentiation confirms the uneven migration and accumulation of heavy metals within municipal solid waste landfills and indicates the formation of local zones of increased environmental hazard.

It was proven that the migration and accumulation of heavy metals at municipal solid waste landfills occur within the sequential “edaphotope - plants” chain. In this regard, the content of cadmium, copper, zinc, and lead ions was studied in the aboveground parts of the vegetation cover of the Uzhhorod municipal solid waste landfill. Plant material of the following species was used for analysis: wormwood (*Artemisia absinthium* L.), silver birch (*Betula pendula* Roth.), ribwort plantain (*Plantago lanceolata* L.), broadleaf plantain (*Plantago major* L.), aspen (*Populus tremula* L.), black locust (*Robinia pseudoacacia* L.), goat willow (*Salix caprea* L.), and red clover (*Trifolium pratense* L.).

Using wormwood (*Artemisia absinthium* L.) as an example, it was established that in the spring period the cadmium content in plant material ranged from 0.07 to 0.10 mg/kg. The highest cadmium concentrations were recorded on the northern and eastern sides - 0.10 mg/kg, on the southern side - 0.08 mg/kg, and on the western side and in the central part of the landfill - 0.07 mg/kg. The lead content in plant material

was highest on the northern side of the landfill - 0.96 mg/kg; on the eastern and southern sides it amounted to 0.84 mg/kg; on the western side - 0.63 mg/kg; and in the central part - 0.47 mg/kg. Zinc content was highest in samples from the western side - 4.25 mg/kg, followed by the eastern side - 3.94 mg/kg, the southern side - 3.7 mg/kg, and the northern side - 3.64 mg/kg, while the lowest value was recorded in the central part - 3.25 mg/kg.

The obtained results confirm that the vegetation cover of municipal solid waste landfills performs not only a phytomeliorative but also a phytoindicative function. The accumulation of heavy metals in plant material indicates their biological availability, active inclusion in trophic chains, and the potential risk of secondary contamination of adjacent ecosystems. Therefore, monitoring heavy metals within the “edaphotope - vegetation cover” system should be an obligatory component of environmental control at municipal solid waste landfills in the Zakarpattia Lowland.

During the study of the floristic structure of the vegetation cover of municipal solid waste landfills, 50 plant species belonging to 17 families were identified. The dominant families included *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae*, *Rosaceae*, *Salicaceae*, *Plantaginaceae*, and *Cyperaceae*. It was established that mesotrophs - 51%, mesophytes - 37.5%, and heliophytes - 45.5% prevailed in the structure of the vegetation cover, indicating the adaptation of plant communities to technogenically transformed environmental conditions.

The assessment of the sanitary condition of woody plantations showed that drying plantations accounted for the largest share of damage - 49%. The share of trees with dry tops was 34%, dead standing trees - 10%, and dangerously leaning or broken trees - 7%. It was established that woody plants growing under more favourable edaphotope conditions had lower impedance values and higher polarization capacitance levels, indicating a better physiological condition of the vegetation cover. Weakened woody specimens were characterized by reduced vitality, bark cracks, dry shoots, crown deformation, and signs of deteriorated physiological condition.

The physiological resistance of the vegetation cover of the studied municipal solid waste landfills was assessed. The specific features of heat resistance, drought resistance, gas resistance, and salt resistance of plant species forming the phytomeliorative cover of the landfills were determined. It was established that certain tree and shrub species are characterized by high adaptability to technogenically disturbed conditions and may be used in reclamation and phytomeliorative measures.

The dissertation analyzed hazardous processes associated with the ignition of municipal solid waste landfills. It was established that biogas formation, whose main components are methane and carbon dioxide, creates preconditions for waste self-ignition and the occurrence of large-scale fires. The determination of ignition and self-ignition temperatures of plant raw material made it possible to establish that the studied plant materials are capable of thermal self-ignition under conditions of prolonged heating, high packing density, and moisture deficit.

To study the composition of gaseous combustion products, gas chromatographic analysis was performed using a Khrom-5 gas chromatograph. Oxygen, nitrogen, carbon monoxide, carbon dioxide, methane, and light hydrocarbons were detected in the combustion products of dry grass and woody vegetation. It was established that during the combustion of municipal waste and plant biomass, toxic combustion products are released into the environment, negatively affecting atmospheric air quality and increasing environmental risks for the population.

The dissertation carried out mathematical modelling of the processes of heavy metal ion distribution in the edaphotopes and vegetation cover of municipal solid waste landfills. Patterns of spatial migration of toxic elements were established, and the main factors influencing pollutant accumulation levels were determined. The modelling confirmed the spatial heterogeneity of contamination, the presence of local zones of increased heavy metal accumulation, and the expediency of applying geoinformation approaches to environmental monitoring of municipal solid waste landfills.

It was established that under technogenic pressure, stable ruderal plant communities are formed on landfill surfaces, adapted to high levels of contamination and unstable edaphic conditions. At the same time, natural phytomeliorative processes contribute to the gradual restoration of disturbed areas and the formation of vegetation cover capable of partially stabilizing technogenically transformed ecosystems.

During the assessment of phytomeliorative efficiency, the heterogeneity of natural overgrowth processes within landfill areas was established. The coefficients of phytomeliorative efficiency of the studied sites were determined, indicating different levels of vegetation cover restoration depending on the intensity of technogenic pressure, the level of edaphotope contamination, moisture, illumination, and the sanitary condition of tree and shrub vegetation.

In the process of mathematical modelling of the ecological and phytocoenotic space, plant associations were identified towards which natural succession of the vegetation cover on municipal solid waste landfill territories may proceed. It was established that within ruderal vegetation, the formation of the associations *Convolvulo arvensis-Agrophyretum repentis*, *Agropyretum repentis*, *Balloto-Chenopodietum*, and *Artemisio-Tanacetum vulgare* is the most probable.

The need to improve the environmental monitoring system of municipal solid waste landfills in the Zakarpattia Lowland was substantiated. A comprehensive approach to controlling the ecological condition of these territories was proposed, which includes regular monitoring of physicochemical parameters of edaphotopes, heavy metal ion content in soil substrates and vegetation cover, biogas accumulation levels, leachate formation processes, the sanitary condition of vegetation cover, and fire risks.

Recommendations aimed at minimizing the negative impact of municipal solid waste landfills on environmental components, increasing the level of environmental safety, and optimizing natural phytomeliorative processes in disturbed areas were developed. It was established that the implementation of modern approaches to environmental monitoring, control of hazardous processes, and management of

municipal solid waste landfills will contribute to reducing technogenic pressure on the environment, increasing the effectiveness of environmental protection measures, and reducing risks for the population and adjacent ecosystems.

Keywords: environmental safety, municipal solid waste, atmospheric air, migration, adsorption, heavy metals, environmental monitoring, ecological stability, municipal waste management, air pollution, acid leachates, pollutants, photosynthesis, urban ecosystem monitoring, wastewater.

List of the Applicant's Publications

Scientific papers in which the main scientific results of the dissertation have been published:

1. Boyko, T., Fediv, I., Popovych, V., **Dochynets, V.**, Barabash, O., & Koval, N. (2026). Logistics of landfill fire suppression: environmental risks and response optimization. *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, 13(2), 9733–9739. <https://doi.org/10.15243/jdmlm.2026.132.9733> (**Scopus, Q3**).

Personal contribution: formulation of the research problem, partial presentation of research results, elaboration of conclusions.

2. **Dochynets, V.**, Korol, K., Boyko, T., Shuplat, T., & Panimash, Yu. (2026). Environmental hazards caused by leachates from municipal solid waste landfills of the Pannonian Basin and their impact on the hydrosphere. *Visnyk of Lviv State University of Life Safety*, 33, 44–55. <https://doi.org/10.32447/20784643.33.2026.04>

Personal contribution: processing of research results, formulation of conclusions.

3. Boyko, T. V., **Dochynets, V. V.**, Korol, K. A., Popovych, N. P., & Shuplat, T. I. (2026). Environmental risks associated with the operation of municipal solid waste landfills within urbanized territories. *Environmental Sciences*, 2(65), 284–289. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.2-65.47>

Personal contribution: formulation of research objectives, processing of research results.

1. **Dochynets, V. V.** Formation of spatial gradients of heavy metals in soils of the Uzhhorod municipal solid waste landfill during different periods of the year. *Biological, Chemical and Environmental Threats During War: collective monograph*. Lviv: LSULS, 2026. P. 42–51.

Scientific publications confirming the approbation of the dissertation materials:

5. **Dochynets, V. V.,** Shuplat, T. I. Consequences of military actions for Ukraine's water resources. *Problems and Prospects for the Development of Life Safety under Wartime Conditions: Proceedings of the XX International Scientific and Practical Conference of Young Scientists, Cadets and Students*. Lviv: Lviv State University of Life Safety, 2023. P. 71–73.

Personal contribution: analysis of scientific and literature sources, formulation of conclusions.

6. **Dochynets, V. V.,** Shuplat, T. I., Popovych, V. V. The problem of municipal solid waste management in Zakarpattia region: causes, consequences and solutions. *Sustainable Development: Environmental Protection. Energy Saving. Balanced Nature Management: Proceedings of the IX International Congress, Lviv, September 26–27, 2024*. Lviv: Lviv Polytechnic National University, 2024. P. 70.

Personal contribution: analysis of scientific and literature sources, formulation of the research problem.

7. **Dochynets, V. V.,** Shuplat, T. I. Problems and management approaches for demolition waste generated as a result of military actions in Ukraine. Round Table “Forest Fires under Wartime Conditions”, May 24, 2024. P. 13–17. <https://sci.ldubgd.edu.ua/jspui/handle/123456789/14484>

Personal contribution: analysis of scientific and literature sources, formulation of research objectives.

8. **Dochynets, V. V.,** Iliashevych, M. M., Popovych, V. V. Floristic and ecological structure of vegetation cover at municipal solid waste landfills in Zakarpattia region.

International Scientific Conference (December 25–26, 2024, Riga). 2024. P. 17–21.
<https://doi.org/10.30525/978-9934-26-521-1-4>

Personal contribution: formulation of research objectives, elaboration of conclusions.
 9. Boyko, T. V., **Dochynets, V. V.**, Popovych, V. V. (2026). Adaptation of Ukraine's legal policy to the EU acquis regarding municipal waste management models. *Zakarpattia Legal Readings. Adaptation of Ukraine's Legal Policy to the EU Acquis: Proceedings of the XVIII International Scientific and Practical Conference, Uzhhorod, April 23–24, 2026.* Lviv–Toruń: Liha-Pres, 2026. P. 382–384.
<https://doi.org/10.36059/978-966-397-601-3-88>

Personal contribution: analysis of literature sources, formulation of conclusions.
 10. **Dochynets, V. V.**, Shuplat, T. I., Popovych, V. V. Assessment of the gas resistance level of vegetation cover at municipal solid waste landfills in Zakarpattia region. *Problems and Prospects for the Development of Life Safety under Wartime Conditions: Proceedings of the XXI International Scientific and Practical Conference of Young Scientists, Cadets and Students.* Lviv: LSULS, 2026. P. 773–778. URL:
<https://sci.ldubgd.edu.ua/jspui/handle/123456789/17824>

Personal contribution: field studies, elaboration of conclusions.
 11. **Dochynets, V. V.**, Shuplat, T. I. Assessment of the salt resistance level of pioneer vegetation at municipal solid waste landfills in Zakarpattia region. *Occupational Safety: Education and Practice. Problems and Prospects for the Development of Occupational Safety: Proceedings of the VI All-Ukrainian Scientific and Practical Conference of Teachers and Practitioners and the XVI All-Ukrainian Scientific and Practical Conference of Cadets, Students, Postgraduates and Adjuncts.* Lviv: LSULS, 2026. P. 107–110.

Personal contribution: field studies, sample collection, elaboration of conclusions.

Scientific publications additionally reflecting the scientific results of the dissertation:

12. **Dochynets, V. V.**, Shuplat, T. I., Popovych, N. P. Ecological and biosafety problems caused by illegal dumpsites in Zakarpattia region. *Biological, Chemical and Environmental Threats During War: collective monograph*. Lviv: LSULS, 2025. P. 245–255. <https://doi.org/10.32447/bcet.2025.17>

13. Popovych, V. V., Kucheryavyi, V. P., Skyba, T. K., Boyko, T. V., **Dochynets, V. V.**, Iliashevych, M. M., Kit, O. Yu., Popovych, N. P., Koval, V. V. Device for measuring soil density: Patent 162515 Ukraine: IPC G01N 9/36. No. u202504363; filed 08.09.2025; published 01.04.2026, Bulletin No. 13/2026.

Personal contribution: formulation of research objectives, development of the model formula.

14. Popovych, V. V., Kucheryavyi, V. P., Skyba, T. K., Boyko, T. V., **Dochynets, V. V.**, Iliashevych, M. M., Kit, O. Yu., Kochmar, I. M., Fediv, I. S., Skrobala, V. M. Device for measuring soil stickiness: Patent 162516 Ukraine: IPC G01N 9/36. No. u202504365; filed 08.09.2025; published 01.04.2026, Bulletin No. 13/2026.

Personal contribution: formulation of research objectives, development of the model formula.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ	28
ВСТУП.....	29
РОЗДІЛ 1. ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА ПОЛІГОНІВ	
ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ ТА ОСОБЛИВОСТІ ЇХ РЕВІТАЛІЗАЦІЇ	38
1.1. Чинники впливу полігонів побутових відходів на регіональну екологічну безпеку	38
1.2. Горіння сміттєзвалищ та їх вплив на довкілля	44
1.3. Радіаційна небезпека сміттєзвалищ	48
1.4. Вплив фільтрату сміттєзвалищ на гідрографічну мережу	54
1.5. Способи ревіталізації сміттєзвалищ до умов довкілля	62
Висновки до Розділу 1	68
РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ, ОБ'ЄКТИ.....	
ТА ПРОБНІ ПЛОЩІ	
2.1. Програма та етапи досліджень	70
2.2. Методи використувані у дослідженнях	72
2.3. Природно-кліматична та екологічна характеристика регіону дослідження.....	75
2.3.1 Адміністративно-територіальна структура	75
2.3.2. Природно-кліматичні умови розташування	78
2.3.2.1. Кліматичні умови регіону	78
2.3.2.2. Геоморфологічні та геологічні характеристики	86
2.3.2.3. Ґрунти та рослинність	91
2.3.2.4. Гідрографічна мережа регіону	94
2.3.2.5. Рослинність регіону дослідження	95
2.4. Опис пробних ділянок	99
2.4.1. Характеристики Ужгородського полігону побутових відходів	99
2.4.2. Характеристики Мукачівського полігону побутових відходів	102
2.4.3. Характеристики Берегівського полігону побутових відходів	105
2.5. Стан системи управління відходами у регіоні дослідження	107

2.6. Морфологічний склад побутових відходів досліджуваних полігонів побутових відходів	114
Висновки до Розділу 2	118
РОЗДІЛ 3. МОНІТОРИНГ ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОЛІГОНІВ ПОБУТОВИХ ПОЛІГОНІВ В УМОВАХ ЗАКАРПАТСЬКОЇ НИЗОВИНИ	
3.1. Фізико-хімічні властивості едафотопів досліджуваних полігонів побутових відходів	120
3.2. Вивчення рівня токсичності едафотопів полігонів побутових відходів за результатами тест-рослин	134
3.3. Аналіз комплексу небезпечних процесів, спричинених загоранням полігонів побутових відходів	143
3.4. Аналіз фізіологічної стійкості рослинного покриву досліджуваних полігонів	151
3.4.1. Оцінка рівня жаростійкості рослин полігонів	151
3.4.2. Посухостійкість рослинного покриву полігонів	155
3.4.3. Газостійкість рослинного покриву полігонів	162
3.4.4. Солестійкість рослинного покриву досліджуваних полігонів побутових відходів	168
3.5. Експрес-діагностика життєвості деревно-чагарникового покриву досліджуваних полігонів за допомогою електрофізіологічних методів	171
3.6. Оцінка рівня життєвості деревного покриву покриву за допомогою методу індукції флуоресценції хлорофілів	177
3.7. Дослідження рівня фітонцидності деревно-чагарникового покриву досліджуваних полігонів побутових відходів, як аспекту покращення санітарного стану	181
3.8. Аналіз просторово-фітокліматичних процесів на поверхні полігонів побутових відходів	184
3.9. Оцінка санітарного стану деревно-чагарникового покриву досліджуваних полігонів побутових відходів	200

	26
3.10. Оцінка атрактивності фітомеліоративного покриття досліджуваних полігонів побутових відходів	203
3.11. Екологічна небезпека спричинена фільтратами досліджуваних полігонів побутових відходів	205
Висновки до Розділу 3	219
РОЗДІЛ 4. МОДЕЛЮВАННЯ ПОШИРЕННЯ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ЕДАФОТОПАХ ТА РОСЛИННОМУ ПОКРИВІ ПОЛІГОНІВ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ	223
4.1. Вміст іонів важких металів у едафотоплах полігонів побутових відходів ..	223
4.1.1. Вміст іонів важких металів у едафотоплах Ужгородського полігону побутових відходів	224
4.1.2. Вміст іонів важких металів у едафотоплах Берегівського полігону побутових відходів	230
4.1.3. Вміст іонів важких металів у едафотоплах Мукачівського полігону побутових відходів	237
4.2. Вміст іонів важких металів у рослинному покриві полігону побутових відходів	243
4.2.1. Вміст іонів важких металів у рослинному покриві Ужгородського полігону побутових відходів	244
Висновки до Розділу 4	297
РОЗДІЛ 5. ПРОПОЗИЦІЇ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ СПРЯМОВАНІ НА ОПТИМІЗАЦІЮ СИСТЕМИ УПРАВЛІННЯ ПОЛІГОНАМИ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ	299
5.1. Збереження рослинного вкриття в процесі природної фітомеліорації полігонів побутових відходів	299
5.2. Методологічні підходи та напрями щодо мінімізації негативного впливу сміттєзвалищ на прилеглі екосистеми та біоту	300
5.3. Підходи та рекомендації, спрямовані на оптимізацію системи екологічного моніторингу полігонів побутових відходів Закарпатської низовини	302
Висновки до Розділу 5	305

	27
ВИСНОВКИ.....	306
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	312
Додаток А. Акти впровадження.....	335
Додаток Б. Результати досліджень лабораторій.....	341
Додаток В. Список публікацій здобувача за темою дисертації та відомості про апробацію результатів дисертації.....	343

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

БСК	– біохімічне споживання кисню
ГДК	– граничнодопустима концентрація
ГН	– граничні норми
ГУ ДСНС України	– Головне управління Державної служби України з надзвичайних ситуацій
ЕБ	– екологічна безпека
ЄС	– Європейський Союз
ООН	– Організація Об'єднаних Націй
ХПК	– хімічна потреба в кисні
ХСК	– хімічне споживання кисню
ЦЗ	– цивільний захист
РВ	– ревіталізація
ППВ	– полігон побутових відходів
ФЛ	– фільтрати
ЕТ	– едафотоп
ФМ	– фітомеліорація
ВМ	– важкі метали
ЖТ	– життєвість
ІВМ	– іони важких металів
РП	– рослинний покрив
МД	– моніторинг довкілля

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. В умовах сучасного техногенного навантаження однією з найбільш актуальних екологічних проблем є негативний вплив стихійних сміттєзвалищ та полігонів побутових відходів на компоненти навколишнього природного середовища та екологічну безпеку територій. Постійне зростання обсягів накопичення відходів, недостатній рівень розвитку системи управління ними, а також значна кількість перевантажених полігонів і несанкціонованих сміттєзвалищ, призводять до формування техногенно трансформованих територій із підвищеним рівнем екологічної небезпеки.

За результатами досліджень, в Україні функціонує понад 6 тисяч полігонів побутових відходів, які займають площу понад 9 тисяч гектарів та до 30 тисяч стихійних сміттєзвалищ, переважна більшість з яких, не відповідає сучасним екологічним та санітарно-технічним вимогам. Великі полігони побутових відходів та сміттєзвалища займають понад третину загальної площі об'єктів видалення відходів та акумулюють до 84% побутових відходів України.

Особливої актуальності дана проблема набуває для території Закарпатської низовини, яка характеризується високою щільністю населення, значним антропогенним та рекреаційним навантаженням, різноманітними ландшафтними та гідрогеологічними умовами, наявністю значної кількості об'єктів накопичення відходів, що тривалий час функціонують без належного екологічного контролю.

У процесі функціонування полігонів, відбувається утворення фільтрату та біогазу, накопичення токсичних речовин, забруднення ґрунтів, поверхневих і підземних вод, а також деградація рослинного покриву та порушення природного стану екосистем. Значну екологічну небезпеку становлять пожежі на таких об'єктах, які супроводжуються тривалими процесами розкладання відходів та інтенсивним утворенням токсичних продуктів горіння. За даними Державної служби України з надзвичайних ситуацій, упродовж 2025 року в

Україні зафіксовано понад 97 тисяч пожеж, значна частина яких виникла на відкритих територіях, у природних екосистемах та на техногенно трансформованих об'єктах.

Крім того, у 2025 році в Україні зареєстровано 61865 пожеж у природних екосистемах та на відкритих територіях, а загальні матеріальні збитки перевищили 2,1 млрд. грн. Значна кількість таких загорянь, супроводжується горінням побутових відходів, сухої рослинності та сміття, що призводить до додаткового техногенного навантаження на довкілля.

Пожежі на полігонах побутових відходів, характеризуються складністю ліквідації, високою температурою горіння, тривалими процесами внутрішнього тління та повторними осередками займання.

Особливу небезпеку становить утворення біогазу, основу якого складають метан та діоксид вуглецю. За результатами досліджень встановлено, що біогаз сміттєзвалищ містить у середньому 45–60% метану, накопичення якого створює умови для самозаймання відходів та розвитку масштабних пожеж. У процесі горіння відходів утворюється значна кількість токсичних газоподібних сполук, зокрема оксид та діоксид вуглецю, оксиди азоту, сірчисті сполуки, важкі метали та канцерогенні органічні речовини. Унаслідок цього відбувається інтенсивне забруднення атмосферного повітря, погіршення санітарного стану територій та підвищення ризиків для здоров'я населення регіону.

За результатами міжнародних досліджень встановлено, що полігони побутових відходів та стихійні сміттєзвалища, є одним із найбільших антропогенних джерел викидів метану. За оцінками міжнародних організацій, на сміттєзвалища припадає до 20% глобальних антропогенних викидів метану, а витoki біогазу із полігонів суттєво посилюють процеси глобального потепління. Крім того, за даними супутникового моніторингу встановлено, що фактичні обсяги викидів метану із полігонів та сміттєзвалищ, можуть у декілька разів перевищувати офіційно задекларовані показники. Водночас тривалий вплив небезпечних чинників полігонів, спричиняє зміну фізико-хімічних

властивостей ґрунтів, трансформацію рослинного покриву, погіршення санітарного стану насаджень та формування деградованих техногенних ландшафтів.

Недостатній рівень екологічного контролю за функціонуванням полігонів побутових відходів, обмежене використання сучасних методів екологічного моніторингу та складність прогнозування екологічних ризиків, зумовлюють необхідність удосконалення системи екологічного моніторингу таких територій.

У зв'язку з цим особливої актуальності набувають питання комплексного дослідження екологічного стану територій полігонів побутових відходів Закарпатської низовини, оцінки процесів їхньої техногенної трансформації, зміни природних компонентів, визначення впливу пожеж на компоненти довкілля та розроблення науково обґрунтованих заходів та рекомендацій щодо мінімізації негативного впливу небезпечних чинників полігонів на навколишнє природне середовище.

Зв'язок з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційне дослідження виконано відповідно до пріоритетних напрямів державної політики України у сфері охорони навколишнього природного середовища, екологічної безпеки, раціонального використання природних ресурсів та управління відходами, визначених Законом України “Про охорону навколишнього природного середовища”, Законом України “Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року” і базовим Законом України “Про управління відходами”.

Тематика дослідження відповідає основним напрямам державної екологічної політики, зокрема щодо зниження рівня техногенного навантаження на довкілля, запобігання виникненню надзвичайних ситуацій природного та техногенного характеру, удосконалення системи екологічного моніторингу та підвищення рівня екологічної безпеки територій.

Дисертаційна робота також узгоджується з основними положеннями Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року, яка передбачає зменшення негативного впливу об'єктів управління відходами на

компоненти довкілля, впровадження сучасних систем екологічного контролю та мінімізацію екологічних ризиків, пов'язаних із функціонуванням полігонів побутових відходів та сміттєзвалищ. Крім того дана Стратегія, передбачає впровадження європейської 5-ступеневої ієрархії поводження з відходами: запобігання утворенню, підготовка до повторного використання, перероблення, відновлення та безпечно видалення.

Крім того, результати дослідження, відповідають основним положенням Концепції Державної цільової екологічної програми моніторингу довкілля, що спрямована на забезпечення комплексного моніторингу стану навколишнього природного середовища, прогнозування екологічних змін та оперативного реагування на надзвичайні екологічні ситуації.

Результати проведених дисертаційних досліджень здійснені у руслі завдань “Регіонального плану управління відходами Закарпатської області до 2034 року”, який ставить за мету наступне: створення кластерної інфраструктури, впровадження роздільного збирання, розвиток переробки відходів будівництво нових сміттєсортувальних ліній та заводів з механіко-біологічної обробки відходів для максимального вилучення вторинної сировини та компостування біовідходів, зменшення обсягів захоронення та ліквідацію несанкціонованих сміттєзвалищ, шляхом рекультивациі вже існуючих перевантажених полігонів побутових відходів та недопущення утворення стихійних місць розміщення відходів, відповідно до діючих європейських норм.

Наукова спрямованість дисертаційної роботи, відповідає Глобальним цілям сталого розвитку ООН, зокрема Цілі 11 “Сталий розвиток міст і громад” та Цілі 13 “Пом’якшення наслідків зміни клімату”, що передбачають зниження рівня антропогенного навантаження на довкілля, підвищення екологічної стійкості територій та мінімізацію негативного впливу техногенно небезпечних об’єктів.

Дисертаційна робота виконувалася у межах науково-дослідної роботи Львівського державного університету безпеки життєдіяльності “Чинники формування регіональної техногенної небезпеки внаслідок пожеж у природних

екосистемах та функціонування техногенних ландшафтів” (державний реєстраційний номер 0125U003838), де автор був виконавцем окремих етапів дослідження.

Мета і завдання дослідження. Метою дисертаційної роботи є удосконалення системи екологічного моніторингу та оцінка впливу небезпечних чинників полігонів побутових відходів на компоненти довкілля в межах Закарпатської низовини.

Для досягнення поставленої мети у роботі передбачалося розв’язати такі основні завдання:

- проаналізувати сучасний екологічний стан територій сміттєзвалищ та полігонів побутових відходів у межах Закарпатської низовини;
- дослідити вплив полігонів побутових відходів на фізико-хімічні властивості едафотопів;
- дослідити вплив фільтратів, що утворюються на полігонах побутових відходів на довкілля;
- встановити особливості трансформації рослинного покриву на техногенно порушених територіях;
- оцінити санітарний стан деревних насаджень у межах впливу полігонів побутових відходів;
- дослідити процеси утворення та накопичення біогазу на полігонах;
- встановити особливості виникнення пожеж на полігонах побутових відходів та їх вплив на компоненти довкілля;
- визначити склад продуктів горіння побутових відходів та рослинності;
- оцінити рівень екологічних ризиків, пов’язаних із функціонуванням полігонів побутових відходів;
- здійснити математичне моделювання екологічних процесів на техногенно трансформованих територіях;
- розробити підходи, спрямовані на удосконалення системи екологічного моніторингу полігонів побутових відходів Закарпатської низовини.

Об’єкт дослідження – вплив небезпечних чинників полігонів побутових

відходів на компоненти навколишнього природного середовища в умовах високого техногенного навантаження.

Предмет дослідження – екологічний стан територій полігонів побутових відходів, процеси техногенної трансформації природних компонентів, фізико-хімічні властивості едафотопів, стан рослинного покриву, процеси утворення біогазу та вплив пожеж на екологічний стан територій у межах Закарпатської низовини.

Методи досліджень: Для досягнення поставленої мети у дисертаційній роботі використовувався комплекс польових, лабораторних, статистичних та математичних, фізіологічних методів дослідження. Польові дослідження включали маршрутні обстеження територій побутових відходів, відбір проб субстрату, оцінку санітарного стану деревних насаджень дослідження наявного рослинного покриву, рівнів його життєвості та фітомеліоративної активності.

У лабораторних умовах проводилися дослідження фізико-хімічних показників едафотопів, небезпеки фільтратів, визначення складу продуктів горіння, аналізу процесів утворення біогазу, вивчення фізіологічних показників рівнів життєвості рослинного покриву, рівнів накопичення іонів важких металів у едафотобах та рослинному покриві полігонів. Для оцінки складу газоподібних продуктів використовувався газохроматографічний аналіз. Опрацювання отриманих результатів здійснювалося із застосуванням методів статистичного, регресійного та математичного аналізу.

Програмне забезпечення – *MS Excel, MS Visio, Paint, Statistica 8, Surfer.*

Наукова новизна отриманих результатів. У результаті виконання дисертаційного дослідження, отримано наступні наукові результати:

вперше:

- встановлено особливості впливу небезпечних чинників полігонів побутових відходів на фізико-хімічні властивості ґрунтів та стан рослинного покриву у межах Закарпатської низовини;

- визначено екологічні закономірності трансформації рослинних угруповань на техногенно порушених територіях досліджуваних полігонів побутових відходів Закарпатської низовини;

- встановлено особливості утворення та накопичення біогазу на полігонах, а також оцінено ризики виникнення пожеж внаслідок самозаймання відходів Закарпатської низовини;

- визначено склад продуктів горіння побутових відходів та встановлено їх вплив на компоненти довкілля полігонів побутових відходів Закарпатської низовини;

- здійснено комплексну оцінку екологічного стану територій полігонів побутових відходів Закарпатської низовини, із використанням методів математичного моделювання.

удосконалено:

- підходи до екологічного моніторингу територій полігонів побутових відходів Закарпатської низовини, шляхом поєднання польових, лабораторних та аналітичних методів дослідження;

- методичні підходи до оцінки стану рослинного покриву на техногенно трансформованих територіях регіону дослідження.

набули подальшого розвитку:

- наукові підходи щодо оцінки екологічних ризиків, пов'язаних із функціонуванням полігонів побутових відходів, розміщених у межах Закарпатської низовини;

- методологічні підходи до дослідження процесів техногенної трансформації природних компонентів у межах територій накопичення побутових відходів у регіоні дослідження.

Практичне значення одержаних результатів. Отримані результати можуть бути використані для вдосконалення системи екологічного моніторингу сміттєзвалищ та полігонів побутових відходів, оцінки рівня екологічної небезпеки техногенно трансформованих територій, прогнозування ризиків виникнення пожеж та розроблення природоохоронних заходів щодо мінімізації негативного впливу полігонів побутових відходів на довкілля.

Результати досліджень впроваджені у практичну діяльність Головного управління ДСНС України в Закарпатській області, Закарпатського обласного центру з гідрометеорології та використовуються у навчальному процесі Львівського державного університету безпеки життєдіяльності під час викладання дисциплін екологічного спрямування, а саме “Моніторинг довкілля”, “Екологічна безпека” та “Рекультивация земель”.

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота є завершеною науковою працею та є самостійним дослідженням здобувача, що має наукове та практичне значення. Дисертаційна робота є результатом наукових досліджень дисертанта. Автором розроблено програму та завдання досліджень, проведено комплекс польових та лабораторних досліджень. Усі викладені у роботі наукові ідеї, положення, результати теоретичних та практичних досліджень, висновки дисертації розроблені, сформульовані та отримані особисто автором у період з 2022 по 2026 роки.

Апробація матеріалів дисертації. Основні положення і результати дисертаційної роботи, а також окремі результати досліджень доповідались та обговорювались на наукових заходах різного рівня, зокрема: VIII Міжнародному молодіжному конгресі «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, 2023 р.); круглому столі «Відновлення довкілля України внаслідок збройної агресії російської федерації» (м. Львів, 2023 р.); круглому столі «Лісові пожежі в умовах війни» (м. Львів, 2024 р.); International Scientific Conference (м. Рига, Латвійська Республіка, 2024 р.); Міжнародній науково-практичній конференції молодих учених, курсантів та

студентів «Проблеми та перспективи розвитку безпеки життєдіяльності в умовах війни» (м. Львів, 2026 р.); II Міжнародній науково-практичній конференції «Цивільний захист в умовах війни» (м. Львів, 2026 р.).

Публікації. За результатами досліджень, представлених у дисертаційній роботі, опубліковано 14 наукових праць, з яких: 4 – наукові праці в яких опубліковані основні наукові результати дисертації (1 з них опублікована в наукометричному журналі бази даних Scopus, Q3); 7 – наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації; 3 – наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається зі вступу, п'яти розділів, висновків, списку використаних джерел та додатків. Список використаних джерел включає 193 найменування, з них 77 – латиницею. Загальний обсяг роботи складає 346 сторінок, з яких 174 сторінки основного тексту з 26 таблицями та 186 рисунками.

РОЗДІЛ 1. ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА ПОЛІГОНІВ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ ТА ОСОБЛИВОСТІ ЇХ РЕВІТАЛІЗАЦІЇ

1.1. Чинники впливу полігонів побутових відходів на регіональну екологічну безпеку

Відповідно до Закону України «Про управління відходами», побутові відходи – змішані та/або роздільно зібрані відходи від домогосподарств, включаючи відходи паперу, картону, скла, пластику, деревини, текстилю, металу, упаковки, біовідходи, відходи електричного та електронного обладнання, відходи батарей та акумуляторів, небезпечні відходи у складі побутових, великогабаритні та ремонтні відходи, а також змішані та/або роздільно зібрані відходи з інших джерел, якщо ці відходи подібні за своїм складом до відходів домогосподарств [52]. В Україні щорічно утворюється більше 10 млн тон побутових відходів, з яких більше 90% захоронюються на полігонах та звалищах, які не відповідають екологічним стандартам. Сміттєзвалища є потужним джерелом метану, парникового газу, який у 84 рази ефективніше утримує атмосферне тепло, аніж вуглекислий газ протягом 20 років. Викиди метану зі звалищ значною мірою сприяють глобальному потеплінню та зміні клімату.

Прогнози вказують на те, що виробництво пластику в усьому світі може перевищити 650 мільйонів тон до 2050 року, що становить вражаюче збільшення на понад 22 000% порівняно з 1950 роком, що підкреслює нагальну потребу в діях. Більше того, через свою хімічну структуру та тривалі періоди розкладання, пластикові відходи можуть призвести до раку, пошкодження нервової системи, швидких генетичних змін та порушень обміну речовин у людей. У такому випадку стратегії перетворення відходів на енергію та продукт за допомогою методів термохімічного перетворення можуть бути двостороннім рішенням, мінімізуючи відходи, а також забезпечуючи продукти з доданою вартістю. Також використання альтернатив пластику, включаючи біопластик, нержавіючу сталь, скло, платиновий кремній, деревину, бамбук, картон, папір,

бавовну, кераміку, кераміку тощо, може бути життєздатним шляхом для належного управління пластиковими відходами [142].

Прогнозоване утворення пластикових відходів у ЄС-27, за оцінками, досягне 17 млн тонн на рік у 2030 році. За цільового рівня переробки ЄС (55%) у 2030 році вплив на навколишнє середовище все ще буде вищим, ніж у 2018 році, особливо потенціал глобального потепління та забруднення морського середовища пластиком. Цей результат підкреслює важливість скорочення кількості пластикових відходів, особливо для країн, згрупованих на основі алгоритму кластерування, з високою кількістю необроблених пластикових відходів на душу населення. Порівняно з іншими оціненими сценаріями, сценарій 4 зі скороченням кількості відходів (50% переробки, 47,6% відновлення енергії, 2,4% захоронення відходів) демонструє найменший вплив на підкислення, евтрофікацію, токсичність морської води, забруднення морського середовища пластиком та абіотичне виснаження [189].

Кількість твердих побутових відходів, що утилізуються на звалищах, становила 54% від загальної кількості твердих побутових відходів у США. Крім того, 77% твердих побутових відходів у Греції, 55% у Великій Британії та 51% у Фінляндії було скинуто на звалища. Зокрема, у 2002 році Австралія скинула 70% твердих побутових відходів на звалища без будь-якої обробки. У Кореї близько 52%, Польщі – 90% та на Тайвані – близько 95% твердих побутових відходів. В Індії більшість загального обсягу твердих відходів, що утворюються в 20 000 тонн на день у чотирьох великих містах, таких як Ченнаї, Делі, Мумбаї та Колката, утилізується на сусідніх звалищах або сміттєзвалищах [136]. В Індії для звалищ потрібно 1240 га землі на рік, і лише 21% побутових відходів належним чином утилізується. Решта побутових відходів не переробляється та не відновлюється за допомогою технологій очищення та, як правило, утилізується на негігієнічних звалищах. Міські або сільські тверді відходи зазвичай скидаються в низинних районах, що збільшує викиди парникових газів, створює неприємний запах та спричиняє пожежну небезпеку, яка негативно впливає на місцеву екосистему. Звалища сприяють виробленню CH_4

та приблизно 29% усіх викидів парникових газів, що становить понад 15% від середнього світового внеску. Також зазначається, що до 2030 та 2050 років світові викиди парникових газів зростуть до 64% та 76% через неконтрольовані системи утилізації відходів. [165].

Через їхні серйозні екологічні ризики мікропластик визнано новим забруднювачем. Тому в цьому огляді узагальнено склад мікропластику у фільтраті зі звалищ та їх взаємодію з іншими небезпечними забруднювачами. Описано наявні на даний момент потенційні методи пом'якшення або очищення у фільтраті зі звалищ, а також недоліки та проблеми сучасної обробки фільтрату для усунення мікропластику. Оскільки незрозуміло, як пластикові відходи будуть видалятися з існуючих установок для фільтрації, вкрай важливо якомога швидше розробити інноваційні очисні споруди [146].

Проблеми, спричинені медичними відходами, зростають експоненціально, оскільки вони мають подвійний ефект: по-перше, забруднюють навколишнє середовище, по-друге, поширюють хвороби, що впливає на здоров'я людей, а також на екосистему. Тому необхідно оцінити вплив медичних відходів на навколишнє середовище. Існує багато інструментів для оцінки впливу медичних відходів на навколишнє середовище. Оцінка життєвого циклу є найбільш підходящим та надійним інструментом для оцінки впливу на навколишнє середовище продуктів та процесів протягом усього їхнього життєвого циклу [159].

Шістнадцять критеріїв були оцінені за допомогою індексу нечіткого вибору переваг (F-PSI) для визначення оптимального підходу до утилізації відходів. Крім того, для оцінки дев'яти технологій утилізації медичних відходів був використаний метод нечіткого компромісного ранжування альтернатив від відстані до ідеального рішення (F-CRADIS). Зокрема, ефективність дезінфекції стала найважливішим критерієм, а автоклавування було визначено як кращий метод обробки медичних відходів [134].

У Бангладеш, де майже 95% звалищ є антисанітарними або відкритими сміттєзвалищами, ці місця є значним фактором забруднення навколишнього

середовища пластиком, що робить його критичною проблемою для країни. Це дослідження пропонує основу для кількісної оцінки індексу ризику втрат пластику зі звалищ у восьми основних містах Бангладеш. Оцінка зосереджена на трьох ключових компонентах: небезпека, вплив та вразливість. Індекс небезпеки виводиться на основі місцевих даних про погоду та клімат, вплив оцінюється на основі близькості водойм та міських районів, а вразливість вимірюється за допомогою даних про населення, звалища та утворення відходів [121].

Для дослідження були обрані звалище Мехмуд-Буті та звалище Лаходейр. Проби ґрунтових вод ($n = 15$) були зібрані в межах 1500 м від кожного звалища та проаналізовані на вміст важких металів для оцінки ризику. Аналіз важких металів показав, що на звалищі Мехмуд-Буті вміст Cd, Pb, Ni та Zn перевищував допустиму межу, встановлену «Всесвітньою організацією охорони здоров'я». На звалищі Лаходейр вміст Cd, Ni та Zn перевищував допустимі межі. Результати оцінки ризику показали, що важкі метали становлять канцерогенний ризик для людини. Результати оцінки ризику для здоров'я показали, що 35% респондентів зі сміттєзвалища Мехмуд-Буті та 15% зі сміттєзвалища Лаходейр підтвердили серйозний екологічний ризик для свого здоров'я. Сміттєзвалище Мехмуд-Буті є потенційним джерелом забруднення шкідливими речовинами для населення поблизу порівняно зі сміттєзвалищем Лаходейр [163].

Результати показали помірний загальний вміст розчинених твердих речовин (ЗРВ) (близько 400 мг/л), низький вміст розчиненого кисню (менше 4 мг/л) та значну мінливість забруднювачів. Кластеризація показала, що перше дослідження складалося зі зразків, зібраних ближче до сміттєзвалища, що демонстрували надмірне хімічне споживання кисню, біохімічне споживання кисню та загальний вміст завислих твердих речовин, тоді як друге дослідження містило зразки, зібрані далі від сміттєзвалища, що демонструвало вищу якість води. За даними аналізу якості води (WQI), три зразки були класифіковані як дуже погані – 405 ($WQI < 31$), а сім – як погані (WQI від 31 до 51,9), причому

найнижче значення було зафіксовано як WQI 1,85 з каналізації. Аналіз головних компонентів (PCA) виявив п'ять головних компонентів (PC), де PC1, PC2 та PC3 становлять 38,5%, 21,38% та 16,35 від загальної дисперсії відповідно. Ці результати вказують на необхідність негайних заходів: створення штучних сміттєзвалищ, очищення фільтрату та запровадження більш суворих обмежень на відходи для зменшення небезпеки для здоров'я та навколишнього середовища навколо міського сміттєзвалища [151].

Стан навколишнього середовища на звалищах прискорює розпад пластику, який зрештою перетворюється на новий забруднювач – мікропластик (МП). Він поширюється в периферійних матрицях навколишнього природного середовища через стік та витік фільтрату. Крім того, МП мають спорідненість як з органічними, так і з неорганічними мікрозабруднювачами, адсорбуючись на своїй поверхні та сприяючи посиленню багатьох нових мікроорганічних (наприклад, поліхлорованих біфенілів (ПХБ), пер- та поліфторалкільних речовин (ПФАР)) та неорганічних (наприклад, важких металів) забруднювачів [175].

Пластикові відходи на звалищах зазнають різноманітних процесів (біо)деградації, які можуть бути потенційним джерелом хімічних речовин та мікроорганізмів, шкідливих для навколишнього середовища та здоров'я людини. З сучасних ЗПО були зібрані зразки ґрунту та повітря для виявлення забруднення навколишнього середовища, спричиненого 5 роками (біо)деградації пластику. Значення рН зразків ґрунту було вищим, ніж у контрольній зоні (ЗЗ), що, можливо, було спричинено змінами аніонного складу ґрунту, виявленими за допомогою іонної хроматографії. Кількість мікроорганізмів, як грибів, так і бактерій, була значно збільшена у ґрунті та повітрі ЗПО порівняно з ЗПО. Ґрунт, зібраний у зоні MWL, виявився фітотоксичним та пригнічував проростання насіння (біологічний аналіз Phytotoxkit FTM), тоді як біоаналіз гострої токсичності показав гормональний ефект щодо *Aliivibrio fischeri*. Отримані результати показали значне

забруднення ґрунту та повітря як хімічними речовинами, так і мікроорганізмами, поки пластикові відходи піддаються (біо)розкладу [176].

Робота була спрямована на оцінку зольного шару щодо механічної поведінки та потенціалу небезпечного для навколишнього середовища, включаючи батарею біотестів для оцінки екотоксичності (що включає мініатюрні тести), щоб дослідити її потенціал для безпечного використання. Були проведені фізичні, хімічні, екотоксикологічні (*Aliivibrio fischeri*, *Raphidocelis subcapitata*, *Lemna minor*, *Daphnia magna*, *Lepidium sativum*) та механічні (одновимірні стисливість, міцність на зсув) аналізи. Низьке вилуговування потенційно токсичних металів та іонів відповідало граничним значенням Європейського Союзу для звалищ безпечних відходів. Не було виявлено жодних відповідних екотоксикологічних ефектів. Батарея біотестів здається придатною для екотоксикологічної оцінки у водній екосистемі, надаючи широку інформацію про вплив відходів на різні трофічні/функціональні рівні та шляхи поглинання хімічних речовин, одночасно включаючи короткочасні тести та зменшення кількості відходів [128].

Стратегії спільної переробки промислових твердих та небезпечних відходів як альтернативного палива підкреслюють важливість комплексного управління відходами для відновлення енергії та матеріалів. Це дослідження визначає та характеризує тверді та небезпечні промислові відходи з високою калорійністю, що утворюються в результаті різних промислових процесів у компанії Nirma Industries Limited. Було проаналізовано дев'ять типів горючих промислових відходів: викинуті контейнери (W1), пластикові відходи (W2), відпрацьовані іонообмінні смоли з установок зворотного осмосу (W3), шлам від очищення стічних вод на миловарних заводах (W4), гліцерінова олія з миловарних заводів (W5), матеріал з мінеральної вати (W6), відходи з армованого волокном пластику (W7), відпрацьоване активоване вугілля (W8) та відпрацьовані картриджі з установок зворотного осмосу (W9). Для оцінки їхніх властивостей було проведено фізичну характеристику, безпосередній та

кінцевий аналіз, оцінку концентрації важких металів та термогравіметричний аналіз, які виявили високу калорійність, що перевищує 2500 ккал/кг. Примітно, що W1 та W2 продемонстрували найвищу калорійність (~10 870 ккал/кг), далі йдуть W6 та W8 (~6000 ккал/кг) та W9 (~8727 ккал/кг). Безпечні рівні важких металів є безпечними, а висока калорійність підтримує перспективи відновлення енергії та економічні та екологічні переваги, зменшуючи залежність від сміттєзвалищ та покращуючи стале управління відходами [188].

Аналіз виявив високу концентрацію ВМ, яка перевищувала гранично допустимі значення (ГДВ) в атмосферному повітрі та особистому пробовідбірнику. Середні концентрації елементів (мг/м³) в атмосферному повітрі РМ 2.5 вказані як Fe 54.2, Cu 5.91, Mn 3.02, Zn 1.33, As 0.108, Pb 0.102, Co 0.027, Cd 0.004 та Se 0.0037, а в персональному пробовідбірнику – Fe 480.90, Cu 8.42, Mn 12.26, Zn 12.76, As 0.24, Pb 1.45, Co 0.12, Cd 0.06 та Se 0.02. Значення індексу небезпеки (ІН) для цільових металів, які вказують на неканцерогенний ризик, перевищували заявлений рівень безпеки для РМ 2.5, який мав значення ІН 6.2, а персональний пробовідбірник показав значення ІН 25. Аналіз канцерогенного ризику ВМ As, Cd, Pb показав, що рівні канцерогенних ВМ, що викликають рак, були високими у РМ 2.5 та в персональному пробовідбірнику з рівнем ризику від $10^{-3} \leq CR < 10^{-1}$. Основними джерелами ВМ є викиди транспортних засобів з звалищ, а компонентами відходів є електронні, будівельні, промислові, ринкові та побутові відходи [117].

1.2. Горіння сміттєзвалищ та їх вплив на довкілля

Тепло, що утворюється всередині сміттєзвалища, може спричинити виникнення спонтанних пожеж, які вважаються одними з найінтенсивніших джерел забруднення навколишнього середовища та загрози здоров'ю людини. Виникнення спонтанних пожеж через виділення тепла внаслідок біологічного та хімічного розкладання органічних відходів на відкритому сміттєзвалищі може спричинити загрозу забруднення повітря, втрати життя працівників

сміттєзвалища, погіршення якості фільтрату та може мати довгостроковий вплив на здоров'я людей, які проживають поблизу сміттєзвалища. Органічні відходи, що скидаються на сміттєзвалище, можуть тліти тижнями при підвищеній температурі (тобто в літній сезон), що має складний характер і дуже важко виявити. Горизонтальне або вертикальне поширення тліючих відходів на відкритих сміттєзвалищах може виділяти токсичні забруднювачі, такі як діоксини та фурани, внаслідок займання інших небіорозкладних компонентів відходів. Пожежі на звалищах твердих побутових відходів є зростаючою проблемою протягом десятиліть, особливо в країнах, що розвиваються, тому особливу увагу необхідно приділяти їх запобіганню [132].

Дослідження мало на меті кількісно визначити тепловий стрес під час роботи сміттєзвалищ за допомогою об'єктивного аналізу даних, який стосується кількісної оцінки теплових умов навколишнього середовища з використанням індексу температури вологого термометра (WBGT), з метою інформування про практичні втручання та покращення протоколів охорони здоров'я та безпеки працівників. Це перехресне дослідження, тип обсерваційного дослідження, вивчало дані, зібрані в певні моменти часу. У цьому дослідженні взяли участь 39 працівників сміттєзвалищ, вимірювання WBGT проводилися в 25 місцях відбору проб вранці, вдень та ввечері. Це дослідження оцінювало ризик теплового стресу в різний час доби, використовуючи значення WBGT. Результати продемонстрували помітні коливання WBGT, з піковими рівнями, що спостерігалися вдень, що, відповідно, збільшувало ризик теплового стресу. Вік і маса тіла є значними факторами, оскільки люди похилого віку та ті, хто має підвищену масу тіла, демонструють підвищену схильність до затримки тепла [118].

Дослідження [145] вивчає зв'язок між конфігурацією форми сміттєзвалищ та тепловою неоднорідністю, використовуючи два математичні коефіцієнти форми на тридцяти восьми закритих сміттєзвалищах. Для сміттєзвалищ різного розміру було розроблено три різні моделі множинної лінійної регресії. Аналіз геометричної форми сміттєзвалищ показує, що всі сміттєзвалища перевищують

поріг 0,5, що свідчить про тенденцію до правильних форм та систематичний підхід до їх проектування та експлуатації, із середнім коефіцієнтом форми видовження та компактності 0,819 та 0,724 відповідно. Ця закономірність, ймовірно, враховує обмеження землекористування та близькість до сусідніх об'єктів, при цьому межі обмежені навколишньою дорожньою мережею. На більших сміттєзвалищах коефіцієнт форми видовження демонструє вищий коефіцієнт (-0,46), ніж коефіцієнт форми компактності (-0,35), що вказує на його сильніший зв'язок з тепловою неоднорідністю ділянки. Цей висновок допомагає розробити стратегії для кращого теплового управління та екологічної безпеки великих сміттєзвалищ.

Результати показують, що прогнозовані температури поверхні ґрунту узгоджуються з експериментальними спостереженнями, наведеними в літературі. Крім того, модель була додатково застосована до бразильського звалища з вимірюваннями ТІЗ *in situ* в зоні з незначно тріщинуватим покривом. У цьому польовому спостереженні прогнозований потік CH_4 становив близько $9025 \text{ г м}^{-2} \text{ д}^{-1}$. Обмеження моделі щодо однорідності ґрунту, тимчасових змін атмосферних умов або місцевого тиску, а також різниці температур ґрунту в умовах низького потоку (пов'язаних з точністю TIR-камер) потребують подальшої перевірки [177].

Моделювання показало, що вплив системи відбору тепла на температуру на полігоні є найбільшим поблизу центральних глибин полігону, а менший вплив – у місцях розташування покриття. Профілі залежності температури від глибини мали увігнуту форму, що демонструє переважне відведення тепла з центральних глибин та повернення температури відходів до еталонних умов на великій радіальній відстані. Для параметрів системи відбору швидкість рідини впливала на відведення тепла більше, ніж діаметр труби; для умов експлуатації полігону висота відходів впливала на відведення тепла більше, ніж швидкість розміщення відходів. Для швидкості рідини 0,3 м/с (поріг турбулентного потоку), діаметра труби 25,4 мм, висоти відходів 30 м та швидкості розміщення відходів 20 м/рік швидкість відбору тепла становила 59,5 МДж/м³, а загальна

кількість вилученого тепла – 561 ГДж з радіусом впливу видобувної свердловини 10 м. Аналіз термічно зв'язаної генерації газу показав, що регулювання температури на рівні 35°C призвело до значного збільшення енергії звалищного газу (близько удвічі) та скорочення часу досягнення біологічної стабілізації на 70–77% [148].

Результати дослідження підтверджують готовність деревних органічних твердих відходів до виробництва енергії. Оскільки прогнозоване найвище значення енергії біомаси, кВт, що генерується запропонованою газогенераторною установкою з нерухомим шаром вниз, спостерігалось в досліджуваному районі з високою щільністю населення - 5800 кВт, що пов'язано з найвищою теплотворною здатністю джерела живлення (дерев'яні гілки), яка становила 8700 кг/год, де найвище значення прогнозованого виходу газу в результаті використання запропонованої газогенераторної установки з нерухомим шаром вниз також спостерігалось в районі з високою щільністю населення - 17300 м³ / год, ці результати підтверджують використання деревних гілок як джерела живлення запропонованої газогенераторної установки з нерухомим шаром вниз на запропонованих традиційних пароелектростанціях, що сприятиме впровадженню запропонованого процесу газифікації з нерухомим шаром вниз [187].

Вміст вологи 20–30% для вхідних відходів вказує на те, що захоплена вода є найбільшим джерелом вологи на звалищі. Інфільтрація опадів на звалище після ЕТ була другим за величиною джерелом. Навіть на об'єктах, де більша частина утвореного фільтрату рециркулювалася, це не суттєво вплинуло на вміст вологи в цьому році. Використовуючи підхід водного балансу, виявляється, що рециркуляція фільтрату навряд чи збільшить вміст вологи вище 40% за масою, що є нормативним порогом у США, що встановить суворіші вимоги до контролю забруднення повітря. Однак погане управління зливовими водами може легко призвести до розвитку умов «біореактора» [158].

1.3. Радіаційна небезпека сміттєзвалищ

Неправильне поводження з небезпечними відходами може призвести до серйозних екологічних та медичних наслідків, що вимагає ефективних стратегій обробки та утилізації. У цьому розділі досліджуються різні методи, що використовуються для обробки небезпечних відходів, включаючи фізичні, хімічні, біологічні та термічні процеси. Крім того, в ньому розглядаються такі методи утилізації, як захоронення на полігонах, закачування у глибокі свердловини та спалювання. Також обговорюються нормативно-правові бази та сталий підхід, включаючи мінімізацію та переробку відходів. У дослідженні підкреслюється важливість впровадження екологічно безпечних та економічно ефективних стратегій управління небезпечними відходами для зменшення довгострокових ризиків [120].

Встановлено, що пакети для покупок містять вищі масові частки потенційно токсичних елементів (наприклад, Cr, Co, Ba, Zn, Mn, V, Cd, Mo), галогенів (Br та Cl) та природних радіонуклідів порівняно зі звичайними пластиковими пакетами. Для оцінки потенційних ризиків для здоров'я людини, пов'язаних з пакетами для покупок БП, радіологічні та елементні ризики були оцінені шляхом розрахунку відповідних індексів небезпеки протягом тривалого періоду впливу. Для неканцерогених ризиків було оцінено середнє добове споживання кожного елемента через різні шляхи впливу, а також коефіцієнт небезпеки, індекс небезпеки та загальний індекс небезпеки впливу. Для канцерогенних ризиків було розраховано додатковий ризик раку протягом життя. Можливі небезпеки, що виникають внаслідок радіологічного опромінення, були оцінені шляхом визначення надлишкового ризику раку протягом життя та інших показників. Загалом, результати показали, що мішки з переробленим біопаливом не становлять значної радіологічної чи елементарної загрози для здоров'я людини [164].

Для радіометричного дослідження фільтрату сміттєзвалища було зібрано 18 зразків, а середні виміряні результати для ^{238}U , ^{232}Th та ^{40}K становили

$6,57 \pm 2,89$ БкЛ⁻¹, $3,23 \pm 1,25$ БкЛ⁻¹ та $53,21 \pm 3,51$ БкЛ⁻¹ відповідно. Отримані середні результати перевищили допустимі межі 1,0 БкЛ⁻¹, 0,1 БкЛ⁻¹ та 10 БкЛ⁻¹ відповідно. Розраховані результати радіологічних параметрів дещо вищі за стандартні. Результати доводять, що досліджувані ґрунтові води з часом будуть шкідливими для здоров'я людини [140].

У дослідженні розглядається розподіл концентрацій первинних радіонуклідів вздовж Бенгальської затоки. Активна концентрація первинних радіонуклідів, таких як уран-238 (238U), торій-232 (232Th) та калій-40 (40K), була виявлена у діапазоні від ≤ 3 до 68 (11,4), $\leq 9,5$ до 142,7 (41,2) та від 85,2 до 603,4 (362) Бк/кг, і результати показують, що середня радіоактивна концентрація середніх радіонуклідів була меншою, ніж запропоновано Науковим комітетом Організації Об'єднаних Націй з дії атомної радіації (UNSCEAR). Потенційно токсичні елементи залізо (Fe), хром (Cr), нікель (Ni), свинець (Pb) та цинк (Zn) були вищими на більших глибинах. Поточне дослідження показує, що розподіл мулу в першу чергу контролює такі елементи. Індекс екологічного ризику окремих елементів спостерігається у порядку зменшення: мідь (Cu) > свинець (Pb) > нікель (Ni) > хром (Cr) > цинк (Zn). Значні концентрації свинцю, міді та цинку (Pb, Cu) свідчили про високий рівень забруднення на більшості станцій, можливо, спричиненого регіональними та наземними джерелами, такими як промислова діяльність, міське водовідведення, виробництво та сільське господарство [152].

Еквівалентну дозу фотонного випромінювання вимірювали дозиметром компанії SOEKS USA, LLC. На різних ділянках сміттєзвалища вміст хлоридів та сульфатів відрізняється. Найбільш забруднені ділянки знаходяться на відстані 10 м та 50 м від підніжжя. На відстані 100 м від сміттєзвалища концентрація хлоридів знижується до 0,001% (5 см) та 0,1% (10 см та 20 см). Високий вміст сульфатів спостерігається на відстані 10 м від підніжжя сміттєзвалища (1% у горизонтах 10 см та 20 см). Потужність еквівалентної дози на висоті 10 м з південного боку перевищує норму забруднення 0,3 мкЗв/год та дорівнює 0,32 мкЗв/год. [174].

Результати вимірювань потужності еквівалентної дози вздовж периметра сміттєзвалища показують середні значення нижчі за гранично допустиму дозу опромінення населення через природний радіаційний фон. Було зібрано кілька зразків ґрунту, ґрунтових вод та фільтрату, репрезентативних для надр досліджуваної території, а радіонукліди виміряно за допомогою гамма-спектрометрії [124].

Хімічний склад зразків також було визначено за допомогою рентгенофлуоресцентного спектрометра з дисперсією довжини хвилі. Максимальна та мінімальна річні ефективні дози опромінення на відкритому повітрі становили 103 та 36 мкЗв а⁻¹ на старому сміттєзвалищі та в селі Абу-Саяя відповідно. Річна ефективна доза на відкритому повітрі на нещодавньому сміттєзвалищі становила 91 мкЗв а⁻¹. Річні еквіваленти ефективної дози від наземного гамма-випромінювання на старому та нещодавньому сміттєзвалищі були вищими за типове світове значення 70 мкЗв а⁻¹. Таким чином, перед будь-яким будівництвом для громадської діяльності слід розглянути питання про певну рекультивацію ґрунтів як на старих, так і на нещодавніх сміттєзвалищах [122].

У Великій Британії було обстежено 70 муніципальних сміттєспалювальних заводів, 307 лікарняних сміттєспалювальних заводів та 460 звалищ токсичних відходів на наявність стічних вод, що спричиняють рак у дітей. Раніше муніципальні сміттєспалювальні заводи демонстрували значне перевищення випадків раку у дорослих у радіусі 7,5 та 3,0 км. Відносні ризики в межах 5,0 км від цих місць становили приблизно 2:1. Лікарняні сміттєспалювальні заводи дали аналогічні результати. Ці співвідношення значно перевищують дані навколо міських місць, де не використовується сміттєспалювальний завод [153].

Мешканці навколо сміттєзвалища зазнають еквівалентного радіаційного опромінення (ефективна потужність дози) у діапазоні від 0,2061 до 0,4414 мЗв /рік із середнім значенням 0,3344±0,1091 мЗв /рік, а також від 0,0580 до 0,0938 мЗв /рік із середнім значенням 0,0791±0,0269 мЗв /рік для ґрунту та води.

Результати, порівнянні з результатами, отриманими для навколишнього середовища в Нігерії та світі, є відносно високими через наявність медичних відходів, що утилізуються разом з іншими відходами в цих районах [127].

Вимірювання фонового гамма-випромінювання проводилися на двох діючих муніципальних сміттєзвалищах (Олусосун та Солуос III) протягом 3 місяців під час сухого сезону в Лагосі, Нігерія, за допомогою термолюмінесцентних дозиметрів (ТЛД) на основі фториду літію, які були розташовані у тривимірній конфігурації, щоб усунути кутову залежність дозиметричних чіпів ТЛД для вимірювання навколишнього середовища. Дозиметри витягувалися, аналізувалися та замінювалися в кожному місці щомісяця протягом зазначеного періоду. Середнє значення ADR в Олусосуні та Солуос III становило 24,53–71,88 нГр·год⁻¹ із середнім значенням $52,91 \pm 14,41$ нГр·год⁻¹ та 53,67–100,67 нГр·год⁻¹ із середнім значенням $74,67 \pm 11,28$ нГр·год⁻¹ відповідно. Розраховане середнє значення AED становило $0,065 \pm 0,018$ мЗв/рік в Солуосі III, тоді як в Олусосуні воно становило $0,092 \pm 0,014$ мЗв/рік. Було виявлено, що середні значення значень ADR та AED в Олусосуні були дещо вищими за середні світові значення, але зменшувалися зі змінною відстані від відповідних сміттєзвалищ [119].

Виявлено, що потужність дози на всіх 12 відвіданих сміттєзвалищах становила 0,113 мкЗв/год з річною ефективною дозою 0,198 мЗв/рік та надмірною кількістю раку протягом життя $0,692 \times 10^{-3}$, тоді як середні дози на органи становили 0,127 мЗв/рік, 0,115 мЗв/рік, 0,137 мЗв/рік, 0,162 мЗв/рік, 0,091 мЗв/рік та 0,135 мЗв/рік із середнім ризиком раку органів $0,443 \times 10^{-3}$, $0,402 \times 10^{-3}$, $0,478 \times 10^{-3}$, $0,568 \times 10^{-3}$, $0,319 \times 10^{-3}$ та $0,471 \times 10^{-3}$ для легень, яєчників, кісткового мозку, аналізів, нирок та всього тіла відповідно. Результати дослідження річної ефективною дози виявилися значно нижчими за порогове значення 1,0 мЗв/рік, встановлене NNRA, та середній світовий показник для населення у 2,4 мЗв/рік. Ймовірність ризику раку в майбутньому не відповідає середньому світовому показнику $0,29 \times 10^{-3}$. Як люди, які

працюють на сміттєзвалищах, так і ті, хто живе поблизу, мають порівняно значний ризик розвитку раку [179].

Серед чоловіків, які проживають у найближчій зоні впливу сміттєзвалища, спостерігався підвищений ризик раку шлунка ($RR = 1,3$, 95% довірчий інтервал [95% ДІ = 1,0–1,5]); печінка та внутрішньопечінкові жовчні протоки ($RR = 1,3$, 95% ДІ = 0,9–1,8); а також трахея, бронхи та легені ($RR = 1,1$, 95% ДІ = 1,0–1,2). Серед жінок рівень захворюваності на рак шлунка ($RR = 1,2$; 95% ДІ = 0,9–1,5) та рак шийки матки був підвищеним ($RR = 1,2$, 95% ДІ = 1,0–1,5), але захворюваність на рак молочної залози була меншою, ніж очікувалося ($RR = 0,9$, 95% ДІ = 0,9–1,0). Рак передміхурової залози також був підвищений в одній з проксимальних підзон впливу ($RR = 1,2$, 95% ДІ = 1,0–1,4). Для підтвердження або спростування цих спостережень необхідні подальші дослідження на цьому та інших сміттєзвалищах [147].

Потужності доз опромінення визначалися у 10 місцях на зростаючих відстанях 5 метрів за допомогою портативного радіаційного вимірювача (CRM 100), а вимірювання проводилися в повітрі протягом двох хвилин на відстані 1 метра від землі протягом 5 тижнів. Середній рівень опромінення становив $0,018 \pm 0,003$ мкЗв/год. Середня потужність поглиненої дози коливалася від 0,033 мЗв/рік до 0,040 мЗв/рік із середнім значенням $0,031 \pm 0,005$ мЗв/рік. Розрахована річна потужність дози опромінення на відкритому повітрі (AEDR) коливалася в межах від 0,023 мЗв/рік до 0,028 мЗв/рік. Відповідне розрахункове значення ELCR (потужність ефективної дози опромінення), отримане на місці проведення робіт, у середньому становило $0,08 \times 10^{-3}$ з діапазоном від $0,064 \times 10^{-3}$ до $0,098 \times 10^{-3}$. Було виявлено, що середні значення опромінення, отримані на об'єкті, були вищими за нормальні показники фонового стандарту. Розраховані потужності ефективної дози знаходилися в межах міжнародно допустимих норм. Виходячи з потужностей поглиненої дози, периметр 15 метрів від сміттєзвалища слугуватиме радіологічною «зоною безпеки», а ELCR для збирачів сміття, працівників сміттєзвалища та мешканців навколо сміттєзвалища є низьким та знаходиться в межах норм [125].

Результати дослідження виявили переважаючу динаміку питомої масової активності радіонуклідів поблизу місць захоронення відходів порівняно з показниками в контрольних зонах (переважно ліс). Ситуація на звалищі Дунаєвецькі відрізняється, оскільки більшість показників нижчі за фонові, особливо 40 К. На території, що прилягає до Хмельницького звалища, питома масова активність ^{137}Cs вища за фонове значення, тоді як значення ^{90}Sr та ^{40}K коливаються. Дослідження зразків рослин показало значне перевищення ^{137}Cs та ^{90}Sr , але значно нижчі значення ^{40}K порівняно з контрольною зоною. Значення радіаційного фону вищі за контрольне значення. Встановлено, що значного радіоактивного навантаження на екосистеми, що межують зі сміттєзвалищами побутових відходів, немає, але слід враховувати іонізуючу здатність та кумулятивний ефект впливу джерел іонізуючого випромінювання, здатність до вертикальної та горизонтальної міграції, їх довгостроковий вплив на здоров'я населення, існування живих істот, екосистеми та модифікації, які вони можуть спричинити [184].

Вимірjana потужність гамма-еквівалентної дози коливається від 0,815 мЗв/рік до 3,506 мЗв/рік для шести досліджуваних сміттєзвалищ. Шість із цих звалищ мають значення, що перевищують міжнародне стандартне значення, яке становить 1 мЗв/рік. Розрахована потужність бета-еквівалентної дози коливається від 0,019 мЗв/рік до 2,384 мЗв/рік для всіх звалищ [193].

Для отримання характеристики зовнішнього гамма-випромінювання на сміттєзвалищах міста Кейптаун було визначено потужність дози в повітрі на висоті 1 м над землею, яка становила 17,490, 18,609 та 38,667 нГр/рік для Беллвілля, Костал-Парку та Віссершоку відповідно. Вплив радіації на здоров'я з точки зору річної ефективної дози та надлишкового ризику раку протягом життя було визначено на рівні 0,031 мЗв/рік та $0,0961 \times 10^{-3}$, що нижче за ліміти, встановлені Науковим комітетом Організації Об'єднаних Націй з дії атомної радіації (UNSCEAR) та Асоціацією ядерної промисловості Південної Африки (NIASA) [150].

1.4. Вплив фільтрату сміттєзвалищ на гідрографічну мережу

Фільтрати зі звалищ також утворюються як вторинні продукти процесів розкладання твердих органічних речовин. Найбільш небезпечними продуктами такого фільтрату є чотири основні типи складових: розчинні органічні речовини, неорганічні компоненти, важкі метали та ксенобіотичні органічні сполуки. Фільтрати високої концентрації з цих компонентів на ранній кислої фазі в основному зумовлені сильним розкладанням. Під час метаногенної фази утворюється більш стабільний фільтрат з відносно нижчими концентраціями, низьким співвідношенням БСК/ХСК та низькою концентрацією важких металів. Навпаки, концентрація аміаку не зменшується, що є одним із довгострокових забруднювачів у фільтраті зі звалищ. Ці хімічні складові можуть спричинити серйозне забруднення навколишнього середовища [116].

У процесі досліджень [161] було проаналізовано дані з 228 зразків фільтрату зі 145 місць захоронення відходів з 18 країн тропічного регіону. Для аналізу було розглянуто 12 типів місць захоронення на основі кліматичних умов, віку та експлуатаційного стану місця. Враховуючи метод експлуатації місць захоронення, відкриті сміттєзвалища мають вищий потенціал забруднення. Позитивну кореляцію можна спостерігати між біологічним споживанням кисню, хімічним споживанням кисню, загальним вмістом розчинених твердих речовин та загальним вмістом азоту за К'ельдалем. рН негативно корелює з органічними забруднювачами, а також важкими металами.

Для оцінки ступеня та виду забруднення ґрунтових вод у дослідженні використовується ретельна аналітична методологія, яка поєднує гідрогеологічні, геохімічні та мікробіологічні дослідження. Для встановлення фізико-хімічних характеристик фільтрату, включаючи концентрацію важких металів, було обрано три звалища в Деонарі, Мулунді та Маладі. Зразки фільтрату зі звалищ були взяті з трьох звалищ побутових відходів та досліджені на наявність 22 слідових забруднювачів, які часто зустрічаються в поверхневих та муніципальних стічних водах. Було виявлено, що сміттєзвалище Деонар було

набагато забрудненішим, ніж сміттєзвалища Малад і Мулунд. Для оцінки токсичної небезпеки сміттєзвалищ було використано індекс забруднення фільтратом; значення 20,41, 23,42 та 23,52 були виявлені для сміттєзвалищ у Мулунді, Маладі та Деонарі відповідно [143].

У дослідженні досліджується комбінована фотокаталітична та адсорбційна система для максимізації видалення 1,4-діоксану з небезпечного фільтрату звалищ (HLL). Також було досліджено виробництво продуктів трансформації для отримання комплексної оцінки системи очищення. Оксид цинку, легований міддю/залізом (Cu-Fe-ZnO), був введений до біовугілля для утворення гібридних матеріалів та використаний для обробки HLL, забрудненого 1,4-діоксаном у концентрації $355,0 \pm 11,7$ мг/л. Cu-Fe-ZnO/біовугілля видалило $93,1 \pm 8,7\%$ 1,4-діоксану в дозі 0,6 г/л протягом 90 хвилин, порівняно з лише $42,7 \pm 3,3\%$ при дозі 1,2 г/л чистого біовугілля протягом 210 хвилин. Cu-Fe-ZnO/біовугілля розклало 1,4-діоксан на етиленгліколь, гліколеву кислоту та мурашину кислоту [180].

Після проведення масштабних експериментальних випробувань та аналізу даних було виявлено, що електрокоагуляція може бути використана як потенційна технологія очищення фільтрату з використанням оцинкованого заліза як кращого матеріалу електрода, і це призвело до зниження ХСК до 90% за оптимізованих умов. Також спостерігалось значне зниження інших параметрів з ефективністю видалення кадмію, цинку, фенольних сполук, свинцю, загального органічного вуглецю та барвника відповідно на 58,1%, 63,6%, 42,4%, 52,5%, 54,7% та 84%. Результати показали, що електрокоагуляція може бути використана як заміна сучасних енергоефективних технологій очищення, таких як багатоефективні випарники, які використовуються операторами звалищ для управління фільтратом висоководних відходів [144].

Було оцінено загалом 8 зразків фільтрату з неконтрольованого звалища (НКЗ), тобто відкритого сміттєзвалища, та 24 зразки з різних установок очищення фільтрату контрольованого звалища. Переважали розміри частинок 1–5 мм (41,9%) в КЗ та 0,025–0,5 мм (46,2%) в КЗ. У необроблених зразках

фільтрату з UCL з концентрацією $53,4 \pm 6,69$ п/л (середнє \pm стандартне відхилення) та в CL $34,7 \pm 4,73$ п/л було виявлено сім різних типів полімерів. Переважними формами в UCL були плівки, фрагменти та волокна, тоді як у CL домінували фрагменти та волокна. Поліетилен та поліпропілен були найчастішими типами полімерів, що спостерігалися на обох ділянках. У CL для довгострокових установок використовувалися збірний колодязь, аераційна лагуна та відстійник, в яких загалом було досягнуто видалення 83,3% мікрочастинок. Для UCL результати свідчать про нагальну потребу впровадження базових систем локалізації та очищення, особливо враховуючи їхні вищі показники ризику забруднення. Різні конструкції сміттєзвалищ, склад відходів та погодні умови в конкретних місцях обмежують узагальнення результатів на інші регіони [162].

Метою дослідження було виділення та ідентифікація місцевих бактеріальних штамів з фільтрату звалищ (ЛС), щоб оцінити його потенціал для деградації поліпропіленових мікропластиків (ППМП). Дослідження ідентифікувало два бактеріальні штами, *Pseudomonas aeruginosa* та новий *Staphylococcus haemolyticus*, за допомогою аналізу 16S р РНК, здатні розкладати ППМП. Після 30-денного періоду обробки було відзначено, що *Staphylococcus haemolyticus* зменшив суху масу ППМП на $25,46\% \pm 1,35\%$, тоді як штам *Pseudomonas aeruginosa* зменшив її на $7,01\% \pm 0,85\%$. Кілька тестів, включаючи втрату ваги, рН, оптичну щільність, загальний вихід біомаси та ВАТН-тест середовища, підтвердили ріст бактеріальних штамів. Біохімічні характеристики ізольованих штамів оцінювали за допомогою біохімічних тестів. У дослідженні також досліджували поверхневі, хімічні та структурні зміни в оброблених РРМР за допомогою скануючої електронної мікроскопії (SEM), енергодисперсійної рентгенівської спектроскопії (EDS), рентгенівського дифрактометра (XRD) та іонної хроматографії (IC). Дослідження з використанням інфрачервоної спектроскопії з перетворенням Фур'є (FTIR) також показало утворення спиртових, метильних, а також карбонільних груп внаслідок гідролізу та окислення обома бактеріальними штамами. Це

дослідження показує, що бактеріальні штами *Staphylococcus haemolyticus* та *Pseudomonas aeruginosa* є безпечними та ефективними для біоремедіації РРМР [138].

У дослідженні [181] для обробки стабілізованого/зрілого фільтрату зі звалищ з використанням піриту (FeS_2) як гетерогенного каталізатора було застосовано процес поглибленого окислення на основі сульфатних радикалів (SR-AOP). Каталізатор FeS_2 був охарактеризований за допомогою методів рентгенівської дифракції (XRD), інфрачервоної спектроскопії з перетворенням Фур'є, скануючої електронної мікроскопії (SEM) та електричного рентгенівського рентгенівського рентгенівського аналізу (EDX) для оцінки його структурних, функціональних груп, морфологічних особливостей та хімічного складу відповідно. Також було досліджено вплив різних робочих параметрів на SR-AOP, таких як початковий рН, дозування FeS_2 , концентрація $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ та температура, на видалення ХСК та ТОС. Концентрації FeS_2 (1000 мг/л) та $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ (1000 мг/л) при рН 8,8 були визнані оптимальними, а видалення ХСК та ТОС становило 78,5% та 74,2% відповідно. Після обробки SR-AOP співвідношення БСК 5,20 /ХСК фільтрату зі звалища покращилося з 0,023 до 0,41.

Результати інфрачервоної спектроскопії з перетворенням Фур'є та термогравіметричного аналізу показали, що відходи містили органічні речовини на додаток до вже ідентифікованих оксидів. Поверхня відгуку та графіки Парето показали, що зміни маси фотокаталізатора та потужності УФ-випромінювання мають більший вплив на фотокаталітичну ефективність, ніж рН розчину РВ. Найкращий результат було отримано зі 120 мг EAFD, ртутною лампою потужністю 51 Вт та рН 10, що призвело до 84% ефективності знебарвлення РВ. Результати реакції, проведеної з реальним зразком текстильних стічних вод, показали, що електрокаталізаторне очищення видалило 58% та 38% кольорового та хімічного споживання кисню відповідно [123].

У дослідженні [183], крім обробки фільтрату зі сміттєзвалища, повідомляється про аналіз розподілу розмірів частинок та елементну характеристику отриманого залізного осаду за допомогою FESEM та EDX. Було виявлено, що елементарний кисень присутній у найвищому відсотку, далі йдуть залізо, сірка, натрій, хлор, вуглець та калій. Однак відсоток заліза можна зменшити, обробивши зразок, оброблений реагентом Фентона.

Результати [129] показали, що концентрація загальних металів у фільтраті старого звалища та фільтраті нового звалища відрізнялася лише на 12% і становила в середньому 24,13 мг/л. У фільтраті нового звалища найвищу концентрацію серед металів мало залізо, яке становило 22,94 та 17,01 мг/л у двох зразках. У фільтраті старого звалища концентрація марганцю становила 15,71 мг/л, що було найвищим показником серед досліджуваних металів. Концентрація важких металів у ґрунті старого сміттєзвалища була на 24,6% нижчою, ніж концентрація металів у ґрунті нового сміттєзвалища. У всіх зразках найвища концентрація металів у ґрунті була пов'язана з марганцем, яка становила 33,65–34,14 мг/л. Кадмій мав найнижчу концентрацію в ґрунті порівняно з іншими металами. Концентрація загальних металів у досліджуваних рослинах становила 29–60 ppm. Індекс $PI_{nemerow}$ для досліджуваних станцій становив 0,1711, 0,1708 та 0,1463. Найвищий індекс PI у випадку свинцю спостерігався на другій станції, що дорівнює 0,54. Найвищий BF у випадку *Atriplex Undulata* був більше 6 і пов'язаний з кадмієм, тоді як найвищий BF у випадку *Atriplex Cinearea* був більше 3,5 і пов'язаний з кадмієм. Це дослідження показало, що ґрунт і рослини сміттєзвалища були забруднені важкими металами під впливом фільтрату, і здатність рослин поглинати та накопичувати метали може бути використана для боротьби із забрудненням ґрунту поблизу сміттєзвалища.

Для оцінки екологічного впливу фільтратів зі звалищ використовувалися такі індекси забруднення, як індекс потенційного екологічного ризику (PERI), індекс забруднення (PLI), ступінь забруднення (Cd), модифікований ступінь забруднення (mCd), коефіцієнт збагачення (EF), індекс геоаккумуляції (Igeo) та

індекс забруднення Немерова (NPI). Були отримані такі значення: PERI (29,09), PLI (1,96E-07), Cd (0,13), mCd (0,16), EF (0,97–1,79E-03), Igeo (0) та NPI (0,74). Індикатори забруднення свідчать про те, що зразки осаду були низько або помірно забруднені хімічними забруднювачами з несанітарних звалищ і можуть становити негативні ризики через біоаккумуляцію. Ризики для здоров'я людини також оцінювалися за допомогою стандартних моделей ризику. Для дорослих, дітей та немовлят значення додаткового рівня раку протягом життя (ILCR) знаходилися в межах допустимого діапазону 1,00E-06–1,00E-04. Ризики канцерогенності протягом життя, пов'язані з пероральним потраплянням важких металів, становили 9,09E-05, 1,21E-05 та 3,60 E-05 для дітей, дорослих та немовлят відповідно. Середні кумулятивні значення ризику для шкірного впливу становили 3,24E-07, 1,89E-06 та 1,17E-05 для дорослих, дітей та немовлят відповідно. Ці результати підкреслюють ризики впливу забруднюючих речовин зі звалищ на людину та біоту [141].

Додатковий рейтинг ризику онкології протягом життя (ICLR) для дорослих у житловому районі був вищим, ніж для дітей, проте значення ILCR derm, яке виявилось найвищим в організмі дітей для Cr, Ni, Cd та Pb, становило $8,34 \times 10^{-7}$, $7,87 \times 10^{-7}$, $7,09 \times 10^{-7}$ та $9,02 \times 10^{-7}$ відповідно, і може впливати на шкіру дітей. Спостерігався високий індекс забруднення фільтратом (LPI) 18,39, що свідчить про те, що відходи, що скидаються на сміттєзвалище, ще не досягли стабільності, і на LPI сильно вплинув загальний вміст хрому. LPI був вищим на кількох ділянках, а на кількох місцях він був низьким або помірним. Індекс забруднення ґрунтових вод важкими металами спостерігався найвищим на ділянці 10 та ділянці 12, а концентрація важких металів у воді була в такій послідовності: Mn > Zn > Cr > Ni > Cu > Pb. Індекс забруднення був найвищим для марганцю. Індекс забруднення ґрунтових вод класифікував 30% ділянок як «високо» забруднені, 13% як «середньо» забруднені, а 57% були віднесені до категорії «низько» забруднених. Пари коефіцієнтів кореляції для металів Zn, Cd, Cr, Pb та Ni у ґрунтах коливалися від 0,47 до 0,93. Натомість, у зразках води він коливався від 0,92 до 0,96, що означало їх значну позитивну кореляцію один з

одним на рівні достовірності 99%. Кластерний аналіз класифікував В, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, електролітний розчин та рН як такі, що мають антропогенне походження, а Mn та розчинений кисень – зі змішаних (антропогенних та літогенних) джерел [178].

Концентрацію важких металів у фільтраті та мікропластику було кількісно визначено за допомогою атомно-абсорбційної спектроскопії (AAS). Кількість мікропластику у фільтраті коливалася від 2100 ± 1301 до 4385 ± 1350 частинок/л, причому старіший фільтрат зі сміттєзвалища демонстрував вищі концентрації мікропластику. Домінуючими формами мікропластику є чорні фрагменти та плівки. Виявлені полімери включають поліетилен високої щільності (HDPE), поліпропілен (PP) та поліамідні полімери. Оскільки цинк є найпоширенішим важким металом, за ним йдуть Pb, Cr, Cu та Cd, концентрація важких металів у фільтраті різко знизилася після обробки фільтрату. Збагачення Zn, Cu та Cd було значним для ідентифікованих мікропластиків, але не для Pb та Cr. На приєднання важких металів до мікропластику впливало багато факторів, включаючи концентрацію важких металів. Вміст Zn показав найбільше накопичення на частинках мікропластику [160].

У нижній частині досліджуваної території вулканічної провінції Декан у Пуне, Індія, спостерігаються вищі концентрації різних важких металів (Fe, Mn, Zn, Cr, Cu, Ni, Co, Hg, As та Cd). Ці важкі метали переважно депонуються в осадових породах, де переважає мул, і деградують під впливом мінерал авгіту, олівіну та плагіоклазу. Сучасні дослідження розкривають складну взаємодію між важкими металами у фільтраті та їх фізичними та хімічними взаємодіями з осадовими матеріалами. Ці градаційні зрушення в мінералогії та геохімії слугують переконливим доказом трансформаційного впливу скидання фільтрату в межах характерного базальтового геологічного каркасу [131].

Фізико-хімічна обробка в основному видаляє тверді частинки, важкі метали, аміак та інші забруднювачі, тоді як біологічна обробка в основному видаляє органічні речовини, а поглиблений процес окислення використовується для зниження ХСК з фільтрату зі звалищ. Ефективність адсорбції для

видалення ХСК, аміаку та важких металів коливається в діапазоні 91–95%, 19–40% і 70–90% відповідно; ефективність коагуляції для видалення каламутності, кольору та ХСК коливається в діапазоні 93–99,9%, 50–94% та 54–69% відповідно. Ефективність процесу Фентона та процесу фотокаталізу для видалення ХСК коливається в діапазоні 48–91% та 56–84% відповідно, тоді як ефективність SBR та UASB для видалення ХСК коливається в діапазоні 55–98,8% та 35–90% відповідно [136].

У роботі [185] біовугілля було використано як адсорбенти для видалення іонів Cu, Cd та Zn у реальному стабілізованому фільтраті з контрольованого сміттєзвалища. Біовугілля з шкаралупи плодів дуба (OFSBC) та біовугілля з волокон фінікової пальми (DPFBC) було отримано шляхом піролізу шкаралупи плодів дуба та волокон фінікової пальми при 700°C та 400°C відповідно. OFSBC та DPFBC показали добре розвинені структури та високу питому поверхню (520,16 м²/г та 470,46 м²/г). Рівноважна адсорбція іонів важких металів на DPFBC та OFSBC досягалася після 4 годин та 2 годин перемішування. Ефективність видалення іонів Cu, Cd та Zn становила 97,01%, 94,40% та 80,59% для DPFBC та 90,10%, 88,33% та 76,16% при використанні OFSBC відповідно.

Результати досліджень показали значне забруднення зразків ґрунту та ґрунтових вод, зокрема з Бідгоан Роуд та Парді, з підвищеним рівнем металів, таких як Cr, Ni та Pb, у радіусі 2 км від сміттєзвалища Бхандеваді, Нагпур (Індія). Аналіз головних компонентів підтвердив, що ці місця є високо забрудненими, підкреслюючи вплив міграції фільтрату з неконтрольованого сміттєзвалища [137].

Фільтрат зі сміттєзвалища міста Герсіф (Марокко) вважається основним джерелом забруднення. Для дослідження було обрано шість станцій відбору проб у провінції Герсіф. Для фізико-хімічних аналізів було використано метод Родьє, який розрізняє вимірювання *in situ* та лабораторні аналізи. Результати виявили хімічне забруднення фільтратів з БСК5 860 мг О₂/л, ХСК: 86678,19 мг О₂/л, NO₂ : 5,086 мг/л, NO³⁻ : 61,07 мг/л та NH₄ : 30,953 мг/л. Однак, вода річки

Мулуя мала БСК5 : 150 мг O₂/л, ХСК : 168,51 мг O₂/л, NO²⁻ : 0,660 мг/л, NO³⁻ : 31,27 мг/л та NH₄ : 0,45 мг/л. Рівень ґрунтових вод у Тафраті становив P1 (БСК5 : 45 мг O₂/л, ХСК : 131,97 мг O₂/л, NO²⁻ : 0,126 мг/л, NO³⁻ : 25,6 мг/л, NH₄ : 0,52 мг/л), а ґрунт сміттєзвалища після фільтрації мав рівень S1 (Al: 1 мг/л, Cd: 1 мг/л, Co: 1 мг/л, Cr: 3,4 мг/л та Pb: 2,9 мг/л) та S₂ (Al: 383 мг/л, Cd: 1 мг/л, Co: 1 мг/л, Cr: 3,3 мг/л, Pb: 1 мг/л). Висновок вказує на те, що сміттєзвалище має негативний вплив на ґрунтові води, воду річки Мулуя та ґрунт [192].

Згідно з результатами, найвища концентрація важких металів у зразку зі сміттєзвалища Крубонг містить барій (Ba), далі йдуть цирконій (Zr) та ванадій (V). Дослідження було зосереджено на застосуванні геофізичного методу за допомогою вимірювання електричного опору в геодезичних роботах з використанням системи візуалізації Terrameter SAS4000 для створення підземного профілю сміттєзвалища Крубонг. На ділянці було успішно встановлено та нанесено три лінії розтягування для отримання підземного профілю ділянки. Згідно з результатами вимірювання питомого опору, на поверхні ділянки є деякі ділянки, які показують шлейф фільтрату. Таким чином, можна визначити рух фільтрату, що допоможе покращити управління сміттєзвалищем та його очищення [135].

1.5. Способи ревіталізації сміттєзвалищ до умов довкілля

Рекультивация полігонів побутових відходів стала вирішальним аспектом сталого управління відходами, яку вимає реалізувати законодавство. Дослідження [166] розглядає сучасний стан знань щодо рекультивации сміттєзвалищ, виявляючи ключові прогалини в літературі. У ньому розглядаються дослідження місць, характеристика сміттєзвалищ та методи рекультивации, зосереджуючись на видобутку корисних копалин на сміттєзвалищах та заходах з їх рекультивации.

У контексті видобутку корисних копалин на сміттєзвалищах дослідження розглядає потенційно придатні для використання фракції, проблеми з

переробкою та переробкою, а також економічні аспекти гірничих робіт. Щодо рекультивації, обговорюється важливість стабілізації схилів, управління фільтратом та газом, а також довгострокових стратегій моніторингу. З огляду на відсутність конкретних критеріїв для вибору відповідних методів рекультивації на основі вимог до ділянки, дослідження пропонує критерії для вибору сталих підходів.

За допомогою моніторингу та числового моделювання було показано, що рекультиваційні роботи підвищують якість ґрунтових вод та покращують умови для стійкості схилу сміттєзвалища з часом. Дослідження також показало, що як вертикальні бар'єри, так і системи дренажу фільтрату можуть покращити стан рослинних угруповань навколо сміттєзвалища. Відповідно, рекультиваційні роботи принципово не змінюють функцію сміттєзвалища, але обмежують його негативний вплив на навколишнє середовище, такий як зменшення поширення забруднюючих речовин у ґрунт та воду, захист схилів від ерозії, зменшення запиленості, сприяння формуванню нового рослинного покриву та покращення візуальної якості ландшафту [155].

Правильно нанесена 3D-карта маси сміттєзвалища є основою для забезпечення геотехнічної безпеки відновленого сміттєзвалища. На основі архівних даних та поточних вимірювань сміттєзвалища Радіово (Польща) у цьому дослідженні порівнюються переваги та обмеження таких методів вимірювання: лінійні та кутові вимірювання, супутникові вимірювання, TLS, а також сканування та фотограмметрія за допомогою БПЛА, враховуючи конкретні умови розташування та рослинності сміттєзвалища. Були запропоновані рішення для довгострокового моніторингу з урахуванням вартості та роздільної здатності за часом, необхідних для створення диференціальної моделі змін геометрії сміттєзвалища [168].

Дані, зібрані дронами, підтримують дослідження споруди та дозволяють ефективно розширити область дослідження. Точні дані та інформація, що виявляють навіть найменші відхилення та зміни, мають вирішальне значення в процесі прийняття рішень щодо планування розвитку споруди. У дослідженні

представлені можливості та приклади використання даних, зібраних БПЛА, для моніторингу прогресу рекультивації відновлених сміттєзвалищ [154].

Екологічна реабілітація сміттєзвалищ у Південно-Східному Квінсленді та вологих тропіках має високу цінність, що свідчить про важливість екологічної реабілітації в цих біогеографічних регіонах. Реабілітація сміттєзвалищ може створити високоцінні середовища існування для зникаючих видів та покращити зв'язок. Регуляторним органам та зацікавленим сторонам рекомендується розглядати після використання сміттєзвалищ як потенційний засіб досягнення екологічної стійкості та екологічного збереження [133].

Аналіз рослинності показав, що між двома місцями розташування сміттєзвалищ існували значні відмінності, причому на одному зі сміттєзвалищ домінували неофіти, інвазивні та експансивні види, що може бути пов'язано з кліматичними та геоморфологічними відмінностями між двома місцями, а також з варіаціями в управлінні сміттєзвалищами. Ці екологічно проблематичні види потенційно можуть поширюватися зі сміттєзвалища в сусідні екосистеми, витіснити місцеві рослини та деградувати прилеглі сільськогосподарські угіддя. Вивчення даних моніторингу рослинності свідчить про те, що, окрім інших видів моніторингу, сміттєзвалища також повинні підлягати регулярному біомоніторингу рослинності [190].

Дослідження [149] оцінює застосування вертикальної системи озеленення, яка діє як мікробний фільтр якості повітря для громадських будинків, розташованих поблизу сміттєзвалища в Кампунг Намбо в Південному Тангерангі, Індонезія. Для аналізу було відібрано шість видів рослин. Дослідження показало, що *Hedera helix* L. була найефективнішою рослиною для фільтрації мікробів з повітря. Найвищий показник досяг 717,3 КУО/м³ (10-й день). У дослідженні також було підкреслено, що наявність сонячної радіації, додаткове затінення та природна вентиляція в поєднанні з вертикальною системою озеленення допомагають покращити якість повітря. Вищі температури можуть зменшити кількість мікроорганізмів, тим самим

впливаючи на кількість бактерій та грибків. Кожне збільшення сонячної радіації на 1 Вт/м^2 може зменшити кількість бактерій на $1,98\text{--}2,16 \text{ КУО/м}^3$.

У цьому дослідженні порівнюється потенціал фітореMediaції чорнобривців лікарських, коли концентрація металів у ґрунті та металах окремо збагачена розчином солей Cd, Pb, Ni та Cr, з потенціалом очищення чорнобривців, коли концентрація металів у ґрунті та металах збагачена фільтратом зі звалища (сумішшю важких металів), зібраним зі звалища Газіпур, Нью-Делі, Індія. Результат показує, що швидкість накопичення металів дуже чутлива до концентрації металів та їх взаємодії. Коли концентрація металів у ґрунті збільшується солями металів, їх відповідне загальне поглинання чорнобривцями відбувається в такому порядку: $\text{Cd} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Ni}$ з $\text{BCF} > 1$, $\text{TF} > 2$ та $\text{ECf} > 1$ для Cd та Cr, що робить чорнобривці гіперакумулятором, а з $\text{BCF} < 1$, $\text{TF} > 2$ та $\text{ECf} < 1$ демонструє уникнення поглинання Pb та Ni. Коли вивчається картина накопичення важких металів для концентрації металів у ґрунті, збільшеної фільтратом зі сміттєзвалища, порядок накопичення наступний: $\text{Cd} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Ni}$ з $\text{BCF} > 1$, $\text{TF} > 2$ та $\text{ECf} > 1$, а чорнобривці є аккумулятором Cr. $\text{BCF} > 1$, $\text{TF} < 2$ та $\text{ECf} < 1$ стабілізують Cd та Pb, що додаються фільтратом, і після досягнення толерантного рівня 555 мкг/кг поглинання Ni не відбувається [130].

Концентрації металів у фільтраті відповідають міжнародним стандартам скидів, Cd, Cr та Pb у рибі перевищують міжнародно прийняті значення. Зразки шлунково-кишкового тракту та печінки демонструють значні відмінності між видами, особливо за Cd та Pb. EDI, THQ/HI та TR для обох видів знаходяться нижче TDI, нижче ліміту 1 та в межах допустимого діапазону US-EPA відповідно. Споживання риби видається безпечним щодо канцерогенного ризику, але перевищення лімітів металів може вплинути на накопичення важких металів у місцевому харчовому ланцюзі [167].

Метою дослідження було вивчення потенціалу біовугілля з риб'ячої луски як адсорбенту для видалення токсичних металів з фільтрату зі звалища. Ефективність адсорбції хрому біовугіллям з риб'ячої луски коливалася від

99,71% до 99,84%. Ефективність адсорбції кадмію біовугіллям з риб'ячої луски становила близько 99,80% до 99,98%. Відсоток ефективності нікелю у фільтраті зі звалища коливався від 99,30% до 99,55%. Максимальна адсорбційна здатність (Q_e) для хрому, кадмію та нікелю становила $9,52 \times 10^{-6}$, $-2,80 \times 10^{-6}$ та $1,82 \times 10^{-6}$ відповідно з коефіцієнтом детермінації (R^2) 0,7758, 0,1765 та 0,6831 відповідно. Біовугілля риб'ячої луски має ефективний потенціал завдяки високій площі поверхні та пористій природі [139].

У роботі [182] досліджено ефективність легкодоступних, недорогих необроблених адсорбентів, зокрема біовугілля, летючої золи та багасової золи, для видалення іонів важких металів (Cr, Cu, Fe та Zn) з фільтрату міських звалищ. Кінетика адсорбції біовугілля показала PFO для Cr, Cu та Zn, а також PSO для Fe. Спочатку для золи-винесення спостерігалось PFO для Fe та Zn, а потім PSO для Cr та Cu. Кінетика золи багаси показала PFO для Cr та PSO для Cu, Fe та Zn. Максимальна ефективність видалення адсорбції для Cr, Cu, Fe та Zn становила 82%, 54%, 72% та 62% для біовугілля, 77%, 50%, 62%, 64% для золи-винесення та 87%, 42%, 79%, 72% для золи багаси. Ці результати демонструють, що недорогі адсорбенти, отримані з відходів, можуть ефективно видаляти важкі метали зі складних розчинів, таких як фільтрат зі звалищ, з високою ефективністю.

Багатоступеневий анаеробний реактор з перегородками (MABR) був засіяний біовугіллям та працював з часом гідравлічного утримання 18 годин та швидкістю завантаження органічної речовини $5,56 \pm 1,64$ г/(л·д). Фаза №1 обробки HLL складалася із загальної концентрації важких металів 29,7 мг/л, яка суттєво збільшилася до 212,6 мг/л на фазі №2. Цей робочий стан показав ефективність видалення хімічного споживання кисню (ХСК) $6,3 \pm 5,3\%$ та вихід CH_4 111,8 мл/г видаленого ХСК. Ці значення покращилися більш ніж на 100% після додавання біовугілля у дозі 100 мг/г летких твердих речовин (ЛТР) до модуля MABR, що також було підтверджено покращенням деградації ПХБ на $\approx 94\%$ порівняно з фазою №2. Ця фаза супроводжувалася посиленням домінування *Euryarchaeota* (66,7%), *Halobacterota* (16,7%), *Methanobacteria*

(8,0%) та *Methanosarcinia* (2,0%), що додатково сприяло секреції позаклітинних полімерних речовин (EPS), біоперетворенню летких жирних кислот (ЛЖК) на CH_4 та розщепленню ароматичного кільця [186].

У цьому дослідженні вивчали різноманітність бактеріальної популяції в ґрунті, забрудненому фільтратом важких металів, з санітарного звалища Джалан Ліпіс у Паханзі, Малайзія. Зразки ґрунту були взяті з трьох різних місць. Аналіз рН показав, що ґрунт, забруднений фільтратом важких металів, має лужний рН. Аналіз ICPMS показав високу концентрацію нікелю (112,96 мг/кг), далі йде марганець (89,83 мг/кг), арсену (43,84 мг/кг) та свинцю (3,62 мг/кг). Згідно з метагеномним секвенуванням гена 16s рРНК, трьома найпоширенішими бактеріями у ґрунті, забрудненому фільтратом важких металів, на цьому об'єкті були *Pseudomonas C* (*Proteobacteria*), *Flavobacterium* (*Bacteroidota*) та *Proteiniclasticum* (*Firmicutes*). Аналіз альфа- та бета-бактеріального різноманіття показує, що кожне місце з різною концентрацією важких металів суттєво відрізняється за своїм бактеріальним різноманіттям, що надає цінну інформацію для застосування в біоремедіації важких металів виключно з фільтрату зі звалищ [191].

Природне заселення рекультивованих сміттєзвалищ дощовими черв'яками відбувалося швидко там, де був накопичений початковий верхній шар ґрунту, повторно нанесений та відновлений рослинний покрив. Індeksi QBS-е та QBS-с вказували на те, що найбільш порушені ділянки загалом мали найнижчу біологічну якість ґрунту. Багатство та чисельність мезофауни загалом були вищими на ділянках з низьким рівнем порушень [126].

Висновки до Розділу 1

1. Полігони побутових відходів є потужними джерелами техногенного навантаження. За основними факторами їх впливу на довкілля, можна виділити кілька категорій: 1) Забруднення водних ресурсів, через утворення фільтрату, створення загроз для підземних і поверхневих вод; 2) Викиди в атмосферне повітря в результаті токсичного випаровування, горіння, утворення біогазу; 3) Деградація ґрунтів та ландшафтів внаслідок часто докорінних змін рельєфу та порушення біоценозів, генерування значної кількості хімічних забрудників, 4) Значний біологічний та епідеміологічний вплив через поширення патогенів і збудників різних захворювань; 5) Соціально-економічний фактор, зумовлений втратою рекреаційної та економічної цінності земель.

2. Горіння полігонів побутових відходів являє собою надзвичайну екологічну та техногенну катастрофу. Наслідки горіння відходів для навколишнього середовища мають комплексний негативний характер. Під час неконтрольованого горіння полігонів утворюється високотоксичний дим, що містить канцерогени (діоксини, фурани), іони важких металів, отруйні задимлюючі гази. Результатом чого, є забруднення повітря, чадним газом, оксидами азоту і сірки, парниковими газами, створення загроз для особового складу ДСНС, працівників полігонів, довколишнього населення. Крім того відбувається отруєння ґрунтів, поверхневих та підземних вод, токсичним попелом, золою, яка містить важкі метали, забруднення водоносних горизонтів токсичними фільтратами. Значний вплив здійснюється також на флору і фауну регіону, наслідком чого є скорочення біорізноманіття.

3. Радіаційна небезпека полігонів побутових відходів полягає у незаконному захороненні промислових чи медичних радіоактивних матеріалів, потраплянні приладів з радіоізотопами (старі датчики диму, люмінесцентні лампи) та небезпечних фільтратів у ґрунт і підземні води, що згодом несе загрозу накопичення і міграції радіонуклідів у компонентах навколишнього природного середовища, харчових ланцюгах, оскільки рослини вбираючи

радіонукліди з товщі ґрунту, потрапляють в організми тварин, створюючи загрозу життю та здоров'ю населення.

4. Фільтрати полігонів побутових відходів створюють катастрофічні наслідки для гідрографічної мережі. Просочуючись через ґрунти, високотоксичні рідини, забруднюють підземні водоносні горизонти та поверхневі водойми (річки, струмки) іонами важких металів і небезпечними хімічними сполуками. Наслідком чого, є отруєння водних організмів, масове цвітіння води та порушення екологічного балансу водних екосистем, скорочення різноманіття гідробіонтів.

5. Рекультивація полігонів побутових відходів на основі діючих екологічних нормативів, передбачає проведення комплексного інженерного та біологічного процесів, результатом яких є перетворення небезпечних територій на безпечні. Даний процес складається з наступних взаємопов'язаних етапів: 1) Технічний етап, котрий включає формування укосів, ізоляцію тіла полігону шарами глини та ґрунту, облаштування системи збору фільтрату та дегазації; 2) Біологічний етап (фітомеліорацію), який включає розрахункове нанесення родючого шару ґрунту та висадження спеціальних фітомеліоративних рослин, котрі очищують ґрунт і закріплюють поверхню.

РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ, ОБ'ЄКТИ ТА ПРОБНІ ПЛОЩІ

2.1. Програма та етапи досліджень

Програма наукових досліджень розроблена з врахуванням базових наукових принципів та методології екологічних досліджень. Програма носила комплексний характер і передбачала використання значної кількості методів, зокрема: едафічних, гідрологічних, електрофізіологічних, фізико-хімічних методів, фізіологічних, фенологічних, фітоценотичних, математично-статистичного аналізу, котрі дозволили отримати об'єктивні та достовірні дані про стан досліджуваних полігонів побутових відходів. У процесі досліджень активно використовувалися як польовий методи збору первинної інформації, так і широкий спектр лабораторних методів.

Програма досліджень складалась з ряду етапів.

Попередній аналіз: проаналізовані фактичні дані та літературні джерела щодо проблематики управління побутовими відходами Закарпатської області, екологічних проблем, які мають місце у регіоні дослідження та спричинені впливом полігонів. Разом з тим аналізувались статистичні дані, звіти профільних установ, котрі представлені публічно у відкритих джерелах. Важливий аспект попереднього аналізу стосувався збору інформації у хронологічному розрізі по рокам дослідження, для глибшого розуміння динаміки процесів та масштабу проблеми, які й підтвердили надзвичайно важливу актуальність обраної тематики.

Визначення об'єктів дослідження: були обрані конкретні полігони побутових відходів котрі й стали об'єктами дослідження. При виборі об'єктів враховувалось їх географічне, локальне природно-кліматичне розташування,

просторові масштаби, вплив на навколишнє природне середовище, віддаль від населених пунктів, котрі були джерелами продукування відходів,

Польові та лабораторні дослідження: збір проб субстрату з об'єктів дослідження для проведення лабораторного аналізу субстрату, інфільтратів, аналізу наявного на період дослідження рослинного матеріалу, відбувався за географічним принципом з різних боків горизонту та у центрі полігону. Відібрані і підготовлені зразки, піддавалися лабораторному аналізу для визначення концентрації забруднюючих речовин, різноманіття полютантів, аналізу едафо-кліматичних умов розташування, вивчення рівня фізіологічної стійкості та рівнів життєвості рослинного покриву, вивченням біогенних параметрів дослідженням реакції тест-культур, як методу оцінки токсичності едафотопів об'єктів, таксономічного аналізу складу рослинного покриву, його морфологічних особливостей, дослідженням морфологічного складу побутових відходів, вивчення вмісту іонів важких металів у едафотопах і рослинному покриві.

У вище перелічених дослідженнях використано загальноприйнятні, сучасні аналітичні методи, які дозволили отримати наукоємні і достовірні результати.

Проведена оцінка рівнів екологічної небезпеки вибраних полігонів побутових відходів. Для цього були застосовані методики та показники, які дозволили вивчати відповідні аспекти впливу об'єктів дослідження на навколишнє природне середовище та населення регіону.

Розробка рекомендацій: на основі проведених системних комплексних досліджень розроблені конкретні рекомендації, спрямовані на удосконалення управління та моніторингу досліджуваних полігонів побутових відходів. Дані рекомендації стосувались питання утилізації та переробки відходів, удосконалення існуючої інфраструктури, моніторингового контролю за впливом полігонів, дотриманням чинного законодавства з управління відходами.

2.2. Методи використовувані у дослідженнях

У методології дослідження проблеми екологічної небезпеки полігонів побутових відходів регіону дослідження, а саме Закарпатської низовини, використовувалися загальноприйняті наукові методи та методики, котрі включали екологічні, біологічні, хімічні, фізичні методи, статистичні, порівняльні, маршрутні, спостереження, виокремлення та аналізу отриманих результатів досліджень.

Обрано три полігони побутових відходів, розташовані у географічних межах Закарпатської низовини: Ужгородський, Берегівський та Мукачівський.

Проведено збір і систематизацію інформації щодо території обраних полігонів, їхнього функціонування, приналежності суб'єкту господарювання, об'ємам наповнення.

Відбувся збір проб субстратів, інфільтратів з усіх сторін горизонту полігонів. Зібрані зразки були піддані лабораторному аналізу, для визначення хімічного складу та концентрації забруднюючих речовин. Отримані фактичні результати піддавались статистичній обробці та порівнянню із діючими стандартами та нормативами, для отримання висновків стосовно ступеня небезпеки досліджуваного параметру чи речовини у кількісно-якісному вимірах.

Для визначення хімічного складу та концентрації забруднюючих речовин, використано ряд методів, зокрема атомної абсорбційної спектрофотометрії, газової хроматографії, мас-спектрометрії, фотометрії.

Аналітична обробка результатів здійснювалася з використанням статистичних методів, порівняння з нормативними показниками та попередніх досліджень, для встановлення порівняльної динаміки, для моделювання просторового розподілу отриманих даних, використаний програмний комплекс "Surfer" (продукт компанії "Golden Software").

Для візуального ілюстративного представлення побудовані графіки, діаграми, взаємозалежності, картосхеми та таблиці. Це дозволило провести

комплексну оцінку по кожному досліджуваному полігону, щодо його екологічної безпеки.

Основну кількість лабораторних досліджень, здійснено у Науково-дослідній лабораторії екологічної безпеки, яка функціонує у Львівському державному університеті безпеки життєдіяльності. Свідоцтво про відповідність системи керування вимірюваннями № РА091/21 від 30.11.2021 р., чинне до 29.11.2026 р., видане ДП «Львівстандартметрологія». Положення про НДЛ розроблено на основі нормативного документа: «Порядок добровільного оцінювання системи керування вимірюваннями. Вимоги та порядок проведення. СОУ 43.01-04725912-001.2016» (наказ ДП «Львівстандартметрологія» від 21.03.2016 р. № 648). Приміщення та навколишнє середовище лабораторії відповідає необхідним санітарним нормам, правилам і вимогам охорони праці.

Випробувальне та допоміжне обладнання, засоби вимірювальної техніки та матеріали лабораторії екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності, відповідають вимогам нормативної документації, а також повірені та атестовані згідно з ДСТУ 3215-95, ДСТУ 2708:2006. Відбір досліджених зразків проводився особисто автором. дослідження проводились у період 2022-2026 років.

Температуру на поверхні полігонів побутових відходів, визначали за допомогою тепловізора «Fluke». Вологість субстратів визначено за допомогою переносного вологоміру «МГ-44».

Для визначення рівнів токсичності субстратів був проведений посів тест культур, який здійснювався у Науково-дослідній лабораторії екологічної безпеки.

Розподіл життєвих форм наявного рослинного матеріалу за Christen Raunkiaer, розподіл життєвих форм рослинного матеріалу за комплексної адаптації для оцінки середовища, використана методика Я. П. Дідуха,

Рівень атрактивності оцінювали за бально-ранговою оцінкою, та підходами В.П. Кучерявого.

Особливості формування і розвитку фітогенного поля, як основи формування фітомеліоративного покриву досліджуваних територій, вивчалась згідно методики О. М. Горелова.

Фізіологічний стан рослинного покриву, як показник життєвості, визначався засобами флуоресцентного експрес-аналізу згідно методики В. Б. Капустяника та В. І. Мокрого.

Показники електрофізіологічного стану, а саме – імпеданс і поляризаційна ємність прикамбіальної тканини, вивчались впродовж сезону вегетації за методикою Г. Т. Криницького. Жаростійкість трав'янистої рослинності визначалась за класичним методом, який базується на визначенні ступеня пошкодження хлорофілоносних тканин, газостійкість – згідно методики В. П. Бессонової, солестійкість за підходами фахівців Інституту фізіології рослин і генетики НАН України,

Водний дефіцит – згідно методології М.Д. Кушніренка, а водоутримуюча здатність “методом в'янення” за Anton Arland.

Вміст рухомих форм іонів важких металів у едафотопах та рослинних зразках визначалися за методом атомно-абсорбційної спектрографії. Зразки для аналізу відбирались за методикою дослідників С. Д. Рудишина та В. Г. Кур'яти

Вміст гумусу у зразках ґрунту визначався за базовим лабораторним оксидиметричним методом згідно ДСТУ 4289:2004, рН водне і сольове – потенціометричним методом, згідно ДСТУ ISO 10390-2001, гідролітичну кислотність за ДСТУ 7537:2014, вміст лужно-гідролізованого азоту за ДСТУ 7863:2015, форми фосфору та калію за ДСТУ 4405-2005, ущільнення ґрунту – за ДСТУ Б В.2.1-21:2009.

Статистичну обробку даних проводили згідно із загальноприйнятими методиками. Кореляційний та регресійний аналіз здійснили з використанням програми Microsoft Excel 2010.

2.3. Природно-кліматична та екологічна характеристика регіону дослідження

2.3.1 Адміністративно-територіальна структура

Закарпатська область розташована у південно-західній частині України та є найзахіднішим регіоном країни. Область має вигідне прикордонне положення, оскільки межує одразу з чотирма державами Європейського Союзу. На північному заході проходить кордон із Республікою Польщею протяжністю близько 33,4 км, на заході – зі Словаччиною (98,5 км), на південному заході – з Угорщиною (130 км), а на півдні – з Румунією (205,4 км).

У межах України область межує із Львівською областю на півночі та Івано-Франківською областю на північному сході. Площа області становить 12,8 тис.км² (2,1% території України). Географічне положення регіону наведено на рисунку 2.1



Рисунок 2.1 – Картосхема географічного розташування Закарпатської області

У результаті адміністративно-територіальної реформи, проведеної у 2020 році, в Закарпатська область було запроваджено новий адміністративний поділ. Згідно з оновленою структурою, територію області поділено на шість районів та сформовано 64 об'єднані територіальні громади. До складу новостворених адміністративних районів увійшли: Ужгородський район, Мукачівський район, Хустський район, Тячівський район, Берегівський район та Рахівський район. Такий підхід до адміністративного устрою спрямований на підвищення ефективності місцевого самоврядування та оптимізацію управління територіями (табл. 2.1).

Таблиця 2.1 – Адміністративні одиниці Закарпатської області

Адміністративно-територіальні одиниці	Площа, тис. км ²	Населення, тис. сіб	Щільність, осіб на км ²
Берегівський район	1,5	209,2	141
Ужгородський район	2,4	255,8	108,4
Мукачівський район	2,1	254,6	124
Рахівський район	1,8	82,8	43
Тячівський район	1,9	185,3	99,2
Хустський район	3,2	269,1	97,8
Всього	12,777	1242,6	97,34

Фізико-географічні особливості регіону визначаються його розташуванням у межах Українські Карпати - складової частини гірської системи Східні Карпати. Східнокарпатський флористичний округ охоплює території західної частини України та характеризується значним різноманіттям природних умов, рельєфу й рослинного покриву. Українські Карпати простягаються від верхів'їв річки Сян до витоків Сучави приблизно на 280 км, а їх ширина перевищує 110 км. Загальна площа гірської системи становить понад 24 тис. км². Для рельєфу характерне чергування гірських хребтів із

міжгірськими улоговинами та глибокими річковими долинами. Більшість хребтів мають простягання з північного заходу на південний схід.

Досліджувана територія знаходиться в межах областей Вулканічні Карпати та Закарпатська низовина. Вона охоплює басейни низки річок, серед яких Тиса, Тересва, Терєбля, Ріка, Боржава та Уж. Саме річкові долини значною мірою формують природну структуру регіону та впливають на розселення населення і розвиток господарства.

Важливе значення для просторового розвитку території мають міжнародні транспортні комунікації. Через область проходить міжнародний транспортний коридор №5, який включає автомобільне та залізничне сполучення з відгалуженнями у напрямку Ужгород і Чоп. Початок проходження коридору територією області пов'язаний із районом населеного пункту Косонь. Додаткову роль у транспортній системі відіграють національні та регіональні автомобільні шляхи, які забезпечують сполучення між містами Мукачево, Берегове, Хуст, Тячів, Рахів та сусідніми регіонами.

Унікальні географічне розташування області у центрі Європи та вагомий природно-ресурсний та історико-культурний потенціал, сприяють розвитку рекреаційно-туристичної галузі. Особливе місце у структурі території займають гірсько-рекреаційні комплекси, що активно формуються у межах Тячівського та Рахівського районів. Поєднання гірських ландшафтів, лісових масивів і мінеральних ресурсів створює сприятливі умови для розвитку рекреації.

У межах області також розташована Закарпатська низовина, яка є частиною Середньодунайська низовина. Абсолютні висоти цієї території переважно становлять близько 120 м над рівнем моря, що є значно нижчим показником порівняно з прилеглими районами Прикарпаття.

2.3.2. Природно-кліматичні умови розташування

2.3.2.1. Кліматичні умови регіону

Кліматичні умови території дослідження характеризуються значною різноманітністю та складністю, що зумовлено насамперед особливостями рельєфу й географічного положення регіону. Вирішальний вплив на формування клімату мають Українські Карпати, які займають південно-західну частину країни та створюють специфічні гірські кліматичні умови з чітко вираженою вертикальною поясністю.

Із підняттям на більшу висоту спостерігається закономірне зниження температури повітря, підвищення вологості та збільшення кількості атмосферних опадів. Гірські масиви виконують роль природного бар'єра, який стримує проникнення холодних арктичних повітряних мас зі сходу та північного сходу. Саме тому клімат Закарпатська область є м'якшим і теплішим порівняно з прилеглими територіями Прикарпаття, особливо в зимовий період.

У кліматичному відношенні область належить до зони континентально-європейського клімату. Водночас територія чітко поділяється на дві основні частини: Закарпатська низовина з помірно теплими та вологими умовами і гірську частину Українські Карпати, для якої характерна вертикальна диференціація клімату.

З урахуванням метеорологічних особливостей у межах області виділяють кілька кліматичних районів.

До першого належать низовинні та передгірські території з дуже теплим і достатньо вологим кліматом. Для них характерні невеликі абсолютні висоти до 200 м, що простежується на прикладі метеостанцій Ужгород, Берегове та Чоп.

Другий кліматичний район охоплює вузьку смугу передгір'я з теплим і надмірно вологим кліматом. Такі умови властиві територіям на висотах 250–400 м, зокрема районам розташування метеостанцій у Великий Березний та Тячів.

Третій район охоплює гірську частину області, де виділяються окремі вертикальні підрайони - помірно теплий, прохолодний і холодний. У межах висот понад 950 м формуються найбільш суворі кліматичні умови, характерні для району Синевірська Поляна.

Тривалість світлового дня в області змінюється залежно від пори року та в середньому становить близько 8,5 годин узимку і до 15,5 годин у літній період. Радіаційний баланс суттєво залежить від особливостей рельєфу: зі збільшенням висоти над рівнем моря його показники поступово зменшуються. Найбільші значення сонячної радіації спостерігаються в липні.

Клімат області формується переважно під впливом західного переносу повітряних мас з Атлантики. Значно рідше на територію регіону надходять континентальні повітряні маси зі сходу. переважає морське повітря помірних широт, яке забезпечує рівень зволоження та м'який температурний режим.

Температурний режим території визначається поєднанням радіаційних чинників, циркуляцією повітряних мас і властивостями підстильної поверхні. Важливу роль відіграють лісові масиви, сніговий покрив та особливості рельєфу. У холодний період року погода характеризується нестійкістю через активну зміну повітряних мас. Для зимового сезону типовими є тумани та часті відлиги, під час яких температура повітря може підвищуватися до $+5^{\circ}\text{C}$.

У літній період циклонічна активність послаблюється, а температурний режим стає більш стабільним. На зміну температур значною мірою впливають форма рельєфу, експозиція схилів і висота місцевості. Середній вертикальний температурний градієнт у межах області становить приблизно $0,5^{\circ}\text{C}$ на кожні 100 м висоти у січні та близько $0,7^{\circ}\text{C}$ у липні. У середньому за рік цей показник коливається на рівні $0,6^{\circ}\text{C}$.

Середньорічна температура повітря в області змінюється залежно від висотної поясності та географічного положення території. Найнижчі показники спостерігаються у районі Рахів і становлять близько $+7,3^{\circ}\text{C}$, тоді як у районі Берегове середньорічна температура сягає майже $+10^{\circ}\text{C}$. Найхолоднішим місяцем є січень, а найвищі температури фіксуються у липні (табл. 2.2)

Таблиця 2.2 – Середньомісячна і середньорічна температура повітря,
Закарпатської області, °С

№ п/п	Метео- станція	Місяць												Рік
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1.	Берегово	-3	0	5	11	16	19	20	20	16	10	5	0	9,9
2.	Хуст	-5	-1	4	10	15	18	19	19	15	9	4	-1	8,7
3.	Рахів	-4	-2	2	8	13	16	17	16	13	8	3	-2	7,3
4.	Перечин	-3	-2	2	6	12	17	19	18	15	9	4	-2	7,2

Найнижчі температурні показники в межах регіону спостерігаються у січні, який є найхолоднішим місяцем року. Середньомісячна багаторічна температура січня у горах становить $-7,8^{\circ}\text{C}$, а у межах низовини (м. Ужгород) близько $-3,1^{\circ}\text{C}$.

Формування екстремально низьких температур пов'язане переважно з надходженням холодних арктичних повітряних мас із північних широт та їх подальшим утриманням у зоні впливу стаціонарних антициклонів. За таких синоптичних умов температура повітря в окремі дні може знижуватися до критично низьких значень. У північній частині Закарпатська область мінімальні температури інколи досягають -38°C , тоді як у південних районах області вони коливаються в межах $-25\dots-26^{\circ}\text{C}$. Подібні температурні коливання свідчать про суттєвий вплив атмосферної циркуляції та рельєфних особливостей на формування клімату регіону. Інформація щодо абсолютних мінімумів температури повітря за даними метеорологічних станцій наведена у таблиці 2.3

Таблиця 2.3 – Абсолютний мінімум температури повітря, на території
Закарпатської області, °С

№ п/п	Метео- станція	Місяць												Рік
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1.	Берегово	-33	-28	-20	-7	-1	1	7	5	-3	-9	-23	-27	-32,5
2.	Хуст	-31	-29	-24	-12	-1	2	6	5	-3	-7	-20	-29	-31,0

3.	Рахів	-29	-24	-22	-11	-3	0	5	3	-5	-15	-20	-25	-29,1
4.	Перечин	-28	-25	-22	-12	-4	1	5	6	-6	-14	-20	-24	-28,5

Найтеплішим місяцем року на території Закарпатська область є липень. У цей період спостерігаються найвищі середньодобові та максимальні температури повітря. Середні показники температури літнього періоду, становлять 11-15°C у високогір'ї і 20-21°C в межах низовини.

У окремі дні, особливо під час тривалого впливу теплих повітряних мас, температура може підвищуватися до +30...+40°C. Такі високі температурні показники значною мірою зумовлені природними особливостями регіону. Гірські масиви Українські Карпати частково перешкоджають проникненню холодних повітряних потоків із північного та північно-східного напрямків, унаслідок чого в низовинній частині області формується тепліший мікроклімат. Відомості щодо абсолютних максимумів температури повітря за даними трьох метеорологічних станцій області наведені у таблиці 2.4

Таблиця 2.4 – Абсолютний максимум температури повітря, на території Закарпатської області, °C

№ п/п	Метео- станція	Місяць												Рік
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1.	Берегово	13	18	26	30	32	34	37	38	36	27	22	16	38,3
2.	Хуст	12	17	28	31	32	36	36	38	32	28	21	18	38,0
3.	Рахів	11	17	24	29	30	32	34	36	35	27	21	17	36,3
4.	Перечин	12	16	23	28	31	33	34	35	33	28	20	16	36,1

Початок весняного періоду в межах Закарпатська область визначається стійким переходом середньодобової температури повітря через 0°C. Зазвичай такі умови формуються у третій декаді лютого. Перехід температури через

позначку $+5^{\circ}\text{C}$, що свідчить про активізацію вегетаційних процесів, переважно спостерігається у другій або третій декаді березня.

Осінній перехід середньодобової температури через $+5^{\circ}\text{C}$ відбувається переважно у першій декаді листопада. Початок зимового періоду пов'язаний зі стійким зниженням температури нижче 0°C , що на території області зазвичай спостерігається наприкінці листопада або на початку грудня.

Вітровий режим регіону формується під впливом сезонної циркуляції атмосфери та особливостей рельєфу. У холодний період року в західній частині України переважають західні вітри, однак їх повторюваність поступово зменшується у напрямку на схід. Протягом частини року для території характерні повітряні потоки південного та південно-східного напрямків. У літні місяці, дещо частіше спостерігаються вітри північно-західного напрямку.

Середня швидкість вітру в регіоні є відносно невеликою та коливається в межах 1,2–2,5 м/с. Максимальна швидкість, яка зареєстрована в районі міст Хуст і Міжгір'я та на полонинах досягає понад 30 м/с. Річний хід швидкості виражений слабо, а приблизно третина календарних днів характеризується штильовими умовами. Для низовинної частини області сезонна зміна напрямків вітру є досить помітною: узимку переважають південно-східні потоки, навесні - південно-східні та північно-східні, влітку - північно-західні й північно-східні, восени знову домінують південно-східні вітри.

Одним із ключових чинників формування гідрологічного режиму території є атмосферні опади. Їх розподіл у межах регіону є нерівномірним і значною мірою залежить від рельєфу. Загалом кількість опадів зменшується у напрямку із заходу та північного заходу на схід і південний схід. У межах області річна сума опадів зазвичай становить від 700 до 1200 мм.

Максимальна кількість опадів припадає на червень, коли середньомісячні показники можуть досягати близько 100 мм. Найменша кількість опадів характерна для березня - у цей період їх обсяг переважно не перевищує 57 мм. У низовинних районах річна кількість опадів становить приблизно 600–800 мм,

у передгірських районах - 900–1100 мм, тоді як у високогірних частинах та гірських долинах цей показник може сягати 1500 мм на рік.

За своїм географічним положенням і кліматичними особливостями Закарпатська область належить до територій із добре розвиненою зливовою діяльністю. Протягом року тут неодноразово фіксуються інтенсивні опади, коли за короткий проміжок часу випадає понад 100 мм атмосферної вологи. Формування таких опадів пов'язане з циклонічною діяльністю (табл. 2.5)

Таблиця 2.5 – Середньомісячна і середньорічна сума опадів на території Закарпатської області, мм

№	Метео-станція	Місяць												Рік
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1.	Берегово	49	40	44	45	69	86	79	72	46	43	52	62	687
2.	Хуст	91	74	75	67	103	120	103	104	71	73	96	118	1095
3.	Рахів	81	73	75	84	118	141	132	114	66	76	99	113	1197
4.	Перечин	82	75	70	80	112	125	130	115	70	79	90	115	1150

Вологість повітря на території Закарпатська область формується під впливом температурного режиму, циркуляції повітряних мас та особливостей рельєфу. Значну роль у її просторовому розподілі відіграють Українські Карпати, які впливають на процеси переміщення та накопичення вологи в атмосфері. Унаслідок поєднання цих чинників показники вологості повітря помітно змінюються як у напрямку з півночі на південь, так і із заходу на схід. Для гірських районів характерні вищі показники вологості, що пов'язано зі значною кількістю опадів, нижчими температурами повітря та особливостями атмосферної циркуляції. У низовинних частинах області відносна вологість дещо нижча, особливо в теплий період року. Середньомісячні та середньорічні показники відносної вологості повітря регіону, наведені у таблиці 2.6.

Таблиця 2.6 – Середньомісячна та середньорічна відносна вологість повітря на території Закарпатської області, %

№	Метео-станція	Місяць												Рік
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1.	Берегово	83	81	72	65	66	68	68	70	72	75	81	84	74
2.	Хуст	86	84	71	62	63	66	65	70	76	82	88	90	75
3.	Рахів	81	77	69	64	67	72	74	79	85	84	85	86	77
4.	Перечин	82	79	70	67	68	75	77	80	86	84	87	88	79

Вміст водяної пари в атмосферному повітрі на території Закарпатська область змінюється залежно від пори року, температурного режиму та особливостей рельєфу. У зимовий період через низькі температури абсолютна вологість повітря є найнижчою і становить у середньому 4,0–5,5 г/м³. Найвищі показники фіксуються влітку, зокрема у липні, коли вміст водяної пари в повітрі підвищується до 13,0–16,0 г/м³.

Максимальні значення відносної вологості характерні для зимового сезону й становлять приблизно 80–87%. Найнижчі показники зазвичай спостерігаються навесні - у межах 63–77%. Протягом року зміни відносної вологості відбуваються поступово, без виражених піків або мінімумів. Упродовж доби хмарність має динаміку: у нічний час вона зменшується, а у передранкові години - зростає.

У вересні та жовтні абсолютна вологість повітря поступово знижується приблизно на 2–3 г/м³ щомісяця. Середньорічні показники абсолютної вологості в регіоні становлять близько 6,5–8,5 г/м³. Водночас середня річна відносна вологість розподіляється по території більш рівномірно, ніж сезонні показники.

Після завершення дощового періоду в регіоні можуть формуватися бездощові та посушливі умови. На початкових етапах вони зазвичай не мають виражених негативних проявів, однак за тривалої відсутності опадів, орієнтовно після десяти днів, формується стійкий режим підвищених

температур і зниженої вологості повітря. З цього моменту бездощовий період вважається посушливим.

Для зменшення негативного впливу посух застосовують комплекс агрокліматичних і меліоративних заходів. До них належать удосконалення структури ґрунту, використання захисних лісосмуг, спеціальні способи обробітку ґрунтів, впровадження зрошувального землеробства та створення захисних посівів. Ефективність таких заходів потребує відповідного агрокліматичного обґрунтування з урахуванням фізичних характеристик посушливих періодів.

Важливим компонентом кліматичної системи регіону є сніговий покрив, який відіграє значну роль у живленні річкової мережі. Основні річки області та їхні притоки мають змішане живлення - снігове й дощове. У гірських районах сніговий покрив зазвичай встановлюється вже у першій декаді листопада, тоді як на низовинних і передгірських територіях - переважно у грудні.

Тривалість залягання снігу суттєво залежить від висоти місцевості та погодних умов конкретного року. У гірських долинах сніговий покрив зберігається в середньому 90–100 днів, а у високогірних районах може лежати до п'яти місяців. У теплі зими через часті відлиги сніговий покрив протягом сезону може кілька разів танути й формуватися повторно.

Руйнування стійкого снігового покриву зазвичай починається в середині лютого, а його остаточне сходження відбувається наприкінці березня або на початку квітня. Висота снігу розподіляється територією нерівномірно через складний рельєф місцевості. Найбільші показники висоти снігового покриву можуть досягати 30–40 см, хоча середні значення впродовж зими є нижчими.

На початку формування сніговий покрив має незначну висоту - приблизно 1–3 см. Надалі, у грудні та січні, відбувається поступове наростання товщини снігу. Найінтенсивніше збільшення висоти спостерігається у січні. Перед весняним таненням запаси води у снігу перевищують 40 мм.

Для гірських районів області характерною є підвищена лавинна небезпека. Лавини найчастіше виникають після інтенсивних снігопадів, хуртовин або під

час зимових відлиг, коли формується мокрий сніг. Найбільш небезпечними у цьому відношенні є Черногірський масив, Свидовець, Боржавський хребет, Краснянський масив та Марамороський масив.

Щільність снігового покриву також змінюється залежно від погодних умов. На початку зимового періоду вона зазвичай становить 0,15–0,17 г/см³, а перед весняним таненням підвищується до 0,22–0,28 г/см³. У холодні зими переважає сухий і пухкий сніг із меншою щільністю, а у теплі зимові сезони мокрий сніг та часті відлиги сприяють ущільненню снігового покриву до 0,30–0,40 г/см³ і більше.

2.3.2.2. Геоморфологічні та геологічні характеристики

У геоморфологічній структурі Закарпатська область чітко простежуються дві основні частини - рівнинна та гірська. Рівнинну частину формує Закарпатська низовина з абсолютними висотами переважно 100–120 м над рівнем моря. Гірська частина представлена Українські Карпати, які є складовою великої Карпатської гірської системи альпійської складчастості. Формування Карпат відбувалося у кайнозойську еру внаслідок складних тектонічних процесів, пов'язаних із насуванням Африканської літосферної плити на Євразійську. У результаті цього утворилася частина масштабного Альпійсько-Гімалайський складчастий пояс. Сучасний рельєф регіону сформувався під одночасним впливом внутрішніх ендегенних процесів та зовнішніх екзогенних чинників, зокрема вивітрювання, ерозії та діяльності водних потоків.

Закарпатська область є унікальною екологічною системою заходу України з різноманітним рельєфом та кліматичними умовами, що зумовлені вертикальною поясністю та різноманітністю ландшафтів. Її територія з півночі захищена Карпатським хребтом, з північного заходу – Татрами, з півдня – західними Румунськими горами і Мараморошським масивом. З іншими областями країни Закарпаття з'єднують Яблонецький, Вишківський, Ужоцький, Верецький, Воловецький перевали висотою від 931 до 1614 м. н.р.м.

Гірські хребти області мають переважно північно-західне простягання. У напрямку з північного сходу на південний захід послідовно простягаються відроги масиву Горгани з висотами 1400–1800 м, Вододільно-Верховинський хребет висотою 1000–1700 м, а також Полонинсько-Чорногірський хребет, де абсолютні висоти сягають 1400–2000 м. До складу цього гірського району входить масив Чорногора, у межах якого - Говерла висотою 2061 м.

Крім Говерли, у межах Чорногірського масиву є й інші найвищі вершини: Бребенескул (2038 м), Піп Іван Чорногірський (2028 м), Петрос (2020 м), Гутин Томнатик (2016 м), Ребра (2001 м). Елементами гірської системи є Свидовець, Рахівські гори, Вигорлат-Гутинський хребет, вулканічного походження. Геологічна будова території представлена Карпатською покривно-складчастою системою та Закарпатська западина. У межах западини поширені неогенові відклади, представлені соленосними товщами, глинами, пісками, а також вулканічними породами - андезитами, базальтами та туфами. Таке поєднання геологічних структур і порід визначає різноманітність рельєфу, природних умов та сучасних геоморфологічних процесів регіону.

У межах області Українські Карпати формують три основні групи хребтів, які простягаються з північного заходу на південний схід.

Північна межа Закарпатська область проходить у межах Вододільний хребет, до складу якого входять Бескиди та Горгани із середніми висотами 1450–1500 м. Південніше майже паралельно простягається Полонинський хребет - один із найпотужніших та найвищих хребтів Українських Карпат.

Східним орографічним і тектонічним продовженням Полонинських гір є масив Свидовець, середні висоти якого становлять 1600–1650 м. Саме в межах цього гірського району розташована Говерла - найвища вершина України висотою 2061 м.

У східній частині області, на південь від долини Біла Тиса, простягається Рахівський хребет. Для нього характерний сильно розчленований рельєф із вузькими ущелинами, крутими схилами, скелястими вершинами та гострими гребенями. Інтенсивні ерозійні процеси сформували систему гряд і долин.

Геологічна будова гірської території представлена крейдовими, палеогеновими та неогеновими відкладами. Поширені мергелі, вапняки, пісковики, алевроліти й аргіліти, що формують флішову товщу. Вулканічні структури складені базальтами, туфами, глинами, піском, гравієм та галькою.

Природні ландшафти області формувалися під впливом значної кількості атмосферних опадів та інтенсивного поверхневого стоку. Річкова мережа активно бере участь у формуванні сучасного рельєфу: ріки поглиблюють долини, розмивають породи, утворюють заплави й тераси, де формуються ґрунти та рослинні угруповання. У межах річкових долин виникають природні територіальні й аквальні комплекси, пов'язані із заплавами, терасами, руслами річок, ставками та водосховищами. Залежно від висотного положення долинно-терасові комплекси умовно поділяють на три яруси: заплавно-нижньотерасовий, середньотерасовий і високотерасовий. У гірських районах вони займають невеликі площі, а у низовині є домінуючими елементами ландшафту (рис. 2.2).

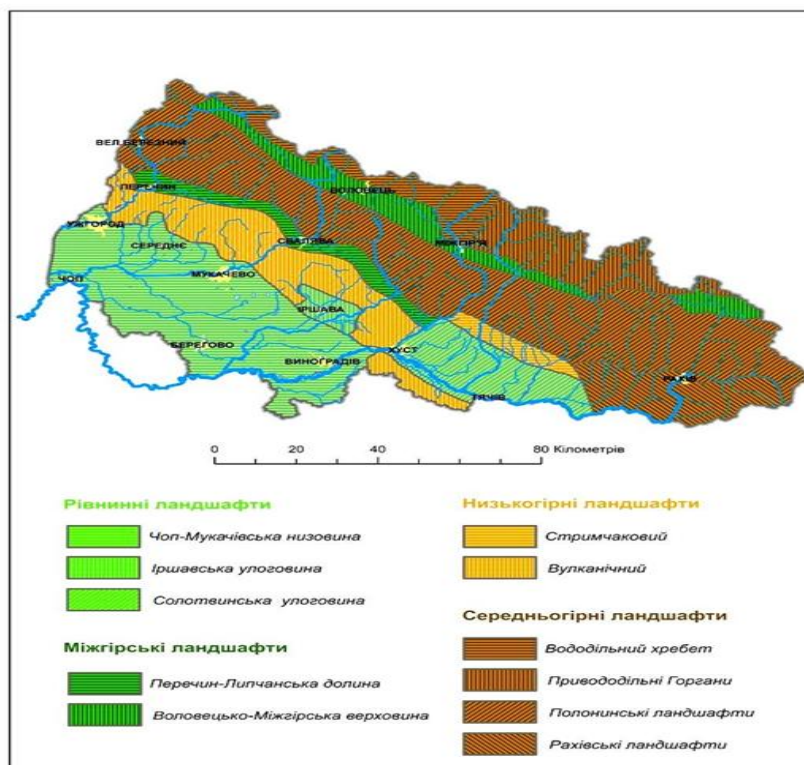


Рисунок 2.2 – Схема природних ландшафтів Закарпатської області

Показовим прикладом природного районування є Рахівський природний район, який долина Тиса поділяє на два основні ландшафти. Перший

Білотисенський характеризується переважанням крутосхилого лісистого середньогір'я, частково трансформованого поблизу населених пунктів Рахів, Ділове та Костилівка. Другий - Росішківський - представлений низькогір'ям із плосковершинними вододілами та має важливе рекреаційне значення завдяки розвитку туристичних і екологічних маршрутів.

Рахівський природний район охоплює частину Мармароський масив. Для цієї території характерні круті лісисті схили, численні скельні виступи, урвища та гребені. Однією з найвищих вершин є Піп Іван Мармароський висотою 1938 м. У структурі висотної поясності роль відіграють полонинські ландшафти.

Річкова мережа Закарпаття сформувалася в межах Карпатської складчастої області, Передкарпатського прогину та Закарпатська западина. Найдавнішими породами, які беруть участь у формуванні рельєфу, є докембрійські утворення Українського кристалічного щита. Вони представлені метаморфічними й магматичними породами - гнейсами, кварцитами, гранітами, сланцями та габро, що характеризуються стійкістю до процесів денудації.

У межах Вигорлат-Гутинський хребет поширені вулканогенно-осадові та теригенні комплекси, які формують як хребет, так і пагорби Чоп-Мукачівської западини. Південно-західна частина Полонинського хребта представлена вулканогенними низько- та середньогір'ями, розчленованими долинами річок Уж, Латориця, Боржава, Тиса. Для району характерні осипища, кам'яні розсипи, зсуви, карсти, вулканічні та давньольодовикові форми рельєфу.

Закарпатська низовина займає близько 35% площі водозбору та представлена переважно рівнинними формами рельєфу з окремими гривами, підвищеннями, улоговинами й заболоченими ділянками. Для неї характерні ерозійно-аккумулятивні підвищення, заплави та низькі річкові тераси (рис. 2.3).



Рисунок 2.3 – Схематична карта рельєфу басейнів річок Закарпатської області

Загалом гірський рельєф регіону включає складчасто-покровні середньогір'я, плосковершинні та гостровершинні хребти, скельові низькогір'я, ерозійні верховинські форми та вулканічні низькогірські комплекси.

Різноманітна ландшафтна та геолого-геоморфологічна структура регіону, зумовлює наявність значного різноманіття корисних копалин. За статистичними даними, розвідано 220 родовищ, у яких є 30 матеріалів, що мають промислове значення, зокрема кольорові, рідкісні і дорогоцінні метали (срібло, золото, ртуть, германій, цинк, свинець та ін.), неметали (барит, цеоліт, бентоніт, доломіт, алуніт), сіль, вугілля, газ, будівельні матеріали, мінеральні та термальні води.

Присутні також формування кристалічних сланців, мармурів, кварцитів, розміщених на значних глибинах. Наприклад, на території Мармороського кристалічного масиву, вони виходять на поверхню.

2.3.2.3. Ґрунти та рослинність

Ґрунтовий покрив характеризується різноманітністю, що зумовлено складними природними умовами регіону, висотною поясністю, особливостями рельєфу, клімату, гідрологічної мережі. Формування ґрунтів відбувалося під впливом геологічних порід, рослинності, зволоження, внаслідок чого на території сформувався спектр ґрунтових типів. У межах річкових басейнів дернові супіщані, суглинкові ґрунти, які формуються в умовах достатнього зволоження та акумуляції алювіальних відкладів. Значні площі зайняті буроземно-підзолистими, дерново-буроземними, характерними для передгірських територій.

У гірських районах переважають бурі гірсько-лісові щебенюваті ґрунти, які сформувалися під лісовою рослинністю на схилах різної крутості. Для високогірних ділянок характерні гірські лучно-буроземні ґрунти, що утворилися в умовах підвищеного зволоження та низьких температур. У долинах річок і знижених формах рельєфу також поширені лучно-буроземні ґрунти. Територіальне поширення типів ґрунтів у межах області (рис. 2.4).



Рисунок 2.4 – Схематична карта ґрунтів басейнів річок області

Найбільше поширення на території Закарпатська область мають бурі гірсько-лісові ґрунти. Вони сформувалися під лісовою рослинністю на добре дренованих схилах різної крутості, переважно на щербенистих породах різного походження та механічного складу. Формування цих ґрунтів відбувалося в умовах значного зволоження та активного промивного режиму. Зі зміною кліматичних умов і ступеня промивання змінюються також їх фізико-хімічні властивості.

Для бурих гірсько-лісових ґрунтів характерна підвищена кислотність, низький вміст рухомих форм фосфору та невелика кількість обмінних основ. Водночас вони містять значну кількість органічної речовини, а також достатньо рухомих сполук азоту й калію. Саме ці особливості є типовими для більшості бурих лісових ґрунтів регіону.

Дерново-буроземні та лучно-буроземні ґрунти поширені переважно на високих заплавах річок у межах гірських і передгірських територій. Вони сформувалися на алювіальних відкладах та характеризуються підвищеним вмістом гумусу, який у середньому становить близько 4,9%. Важливою особливістю цих ґрунтів є значний вміст рухомого фосфору та висока природна родючість. Завдяки цьому заплавні й надзаплавні тераси річок становлять цінний фонд орних земель.

На полонинах значного поширення набули дерново-буроземні ґрунти з добре вираженим темним гумусовим горизонтом потужністю 15–20 см. У багатьох місцях вони мають ознаки поверхневого оглеєння та містять велику кількість уламкового матеріалу. Такі ґрунти характеризуються глибоким темно-бурим гумусовим горизонтом, який може простягатися на 36 см і більше. За своїми ознаками вони наближаються до чорноземоподібних ґрунтів та містять приблизно 5–6% гумусу. Формуються переважно у нижніх частинах схилів і на плоских вододільних поверхнях незалежно від типу материнських порід. Саме ці ґрунти вважаються одними з найкращих для сільськогосподарського використання.

Гірські лучно-буроземні ґрунти займають відносно невеликі площі, зокрема у північній частині басейну річки Уж. Їх формування відбувалося під лучною та чагарниковою рослинністю в умовах надмірного зволоження. Вони мають неглибокий профіль, а вміст гумусу коливається від 7 до 10%, сягаючи 15%. Для цих ґрунтів характерна висока кислотність і значний вміст рухомого алюмінію. Попри достатню забезпеченість азотом, вони бідні на фосфор і калій.

Буроземно-підзолисті ґрунти поширені переважно у південній частині регіону. Вони сформувалися на давніх алювіальних і делювіальних відкладах унаслідок поєднання двох процесів ґрунтоутворення - буроземного та псевдопідзолистого. Надмірне зволоження та поверхневе оглеєння сприяли вимиванню окремих сполук і формуванню чітко диференційованого профілю.

Верхній гумусно-елювіальний горизонт цих ґрунтів залягає на глибині 15–20 см і часто має ознаки оглеєння. Через особливості будови профілю такі ґрунти характеризуються несприятливим водно-повітряним режимом. Вони швидко насичуються вологою, а надлишок атмосферних опадів формує поверхневий стік, який сприяє інтенсивному змиву верхніх горизонтів. Саме тому буроземно-підзолисті ґрунти є найбільш уразливими до водної ерозії. Крім того, вони відзначаються невисоким вмістом гумусу.

Дернові супіщані та суглинкові ґрунти займають незначні площі у південній частині області. Для їх формування необхідні умови доброго дренажу, достатня кількість атмосферних опадів і кисла реакція ґрунтового розчину. Значний вплив на процес ґрунтоутворення має поширення хвойних лісів, зокрема соснових насаджень, які сприяють підкисленню ґрунтової вологи.

Через низьку поглинальну здатність супіщаних і суглинкових порід ці ґрунти містять незначну кількість гумусу та характеризуються низькою природною родючістю. Вони належать до найбідніших типів ґрунтів та поширені переважно на низьких межиріччях, частина яких використовується як орні землі.

Ґрунтовий покрив суттєво впливає на формування гідрологічного режиму території. Механічний склад ґрунтів визначає їхню водопроникність і

фільтраційні властивості, що безпосередньо впливає на формування поверхневого та підземного стоку. Особливості ґрунтового покриву також визначають інтенсивність перенесення наносів і розвиток ерозійних процесів. Через слабку водопроникність підстильних порід ґрунти регіону характеризуються високою водонасиченістю, що водночас знижує стійкість лісових насаджень до вітровалів.

2.3.2.4. Гідрографічна мережа регіону

У межах території України басейн Тиса майже повністю охоплює територію Закарпатська область. Його площа становить близько 12,76 тис. км². Українська частина басейну представлена переважно верхів'ями річкової системи та охоплює південно-західні схили Українські Карпати, а також територію Закарпатська низовина.

До основних приток Тиси, яка є притокою Дунаю, в межах України належать Біла Тиса, яка є лівою притокою, а також правобережні річки Чорна Тиса, Косівська, Шопурка, Апшиця, Тересва, Тересля, Ріка та Боржава. До басейну Тиси також належать Латориця та Уж із притоками, які беруть початок на схилах Карпат, однак впадають у Тису вже за межами України (рис. 2.5).

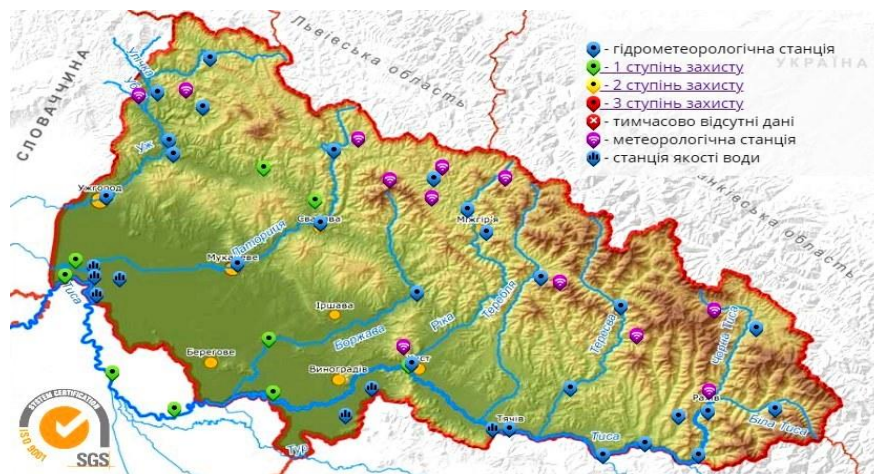


Рисунок 2.5 – Гідрографічна мережа Закарпатської області

Річки басейну Тиси характеризуються змішаним типом живлення, у якому поєднуються дощові, снігові та підземні води. Значна частина річкового стоку формується навесні, коли на цей період припадає близько 40% річного об'єму води. Для гірських ділянок характерні похили русел, швидка течія, наявність порогів і V-подібна форма долин.

У межах Закарпатська низовина річкові долини поступово розширюються та набувають трапецієподібної форми. Русла стають розгалуженими, формуються численні острови, заплави й алювіальні відклади. Такі особливості визначають специфіку гідрологічного режиму регіону та впливають на розвиток ерозійних і акумулятивних процесів.

Озер у Закарпатті відносно небагато. Велика їх частина це гірські озера, найбільшим з яких є Синевирське озеро площею біля 7 га, середньою глибиною 15-16 м. Воно розташоване на висоті 989 м. н.р.м. і є туристичним об'єктом.

2.3.2.5. Рослинність регіону дослідження

Флора Українські Карпати, які входять до складу Східнокарпатського флористичного округу, відзначається значним видовим різноманіттям і налічує понад 2000 видів рослин. У межах цього флористичного регіону виділяють окремі райони, серед яких Прикарпаття, Східні Бескиди, Горгани, Свидовець, Чорногора, Вулканічні Карпати та Закарпатське передгір'я.

Територія Закарпатська область належить до Центральноєвропейської широколистяно-лісової геоботанічної провінції. Для регіону характерне переважання букових лісів, рідше зустрічаються дубові насадження, а у високогір'ї поширені хвойні ліси, субальпійська та альпійська рослинність. Загалом флора області включає понад дві тисячі видів рослин, серед яких значну частку становлять ендемічні й реліктові види.

У складі високогірної флори налічується понад 800 видів рослин, що становить майже половину всієї флори Українських Карпат. Для регіону типовими є такі види, як ялина звичайна (*Picea abies* (L.) H.Karst.), сосна

гірська (*Pinus mugo* Turra.) та бук звичайний (*Fagus sylvatica* L.). Цінність становлять ендеміки, панкарпатські, південно-східнокарпатські та східнокарпатські види.

Найважливішим компонентом природної рослинності регіону є лісові екосистеми, які відіграють ключову роль у регулюванні гідрологічного режиму річок, захисті ґрунтів від ерозії та підтриманні екологічної рівноваги. Закарпаття має найвищий рівень лісистості серед усіх регіонів України – близько 51,5% території вкрито лісами, тоді як середній показник по державі становив на час повномасштабного вторгнення 2022 року – 15,9%.

У структурі лісових насаджень переважають ялина звичайна (*Picea abies* (L.) N.Karst.) та бук звичайний (*Fagus sylvatica* L.), які займають відповідно 41% і 35% лісопокритої площі. Значно менші площі займають дуб звичайний (*Quercus robur* L.), граб звичайний (*Carpinus betulus* L.), а також береза повисла (*Betula pendula* Roth.), клен гостролистий (*Acer platanoides* L.), ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.) і вільха чорна (*Alnus glutinosa* (L.) Gaerth.). Видовий склад лісів змінюється залежно від висотної поясності.

На території Закарпатська низовина поширені грабово-дубові та дубові ліси. Лучна рослинність низовини переважно має вторинне походження, оскільки сформувалася на місці вирубаних лісів і перелогів. Первинні природні луки збереглися лише фрагментарно, головним чином у заплавах річок. У долинах Латориця та Боржава поширені заболочені лучні комплекси.

Рослинний світ області має надзвичайно високу природоохоронну цінність. Під охороною перебуває близько 145 видів рослин, а за класифікацією IUCN охорони потребують 16 таксонів. Загалом індивідуального захисту потребують майже 500 видів і підвидів судинних рослин, що становить чверть флори.

До рідкісних червонокнижних видів, належать тирлич жовтий (*Gentiana lutea* L.), шафран карпатський (*Crocus heuffelianus* Herb.), тис ягідний (*Taxus baccata* L.), айстра альпійська (*Aster alpinus* L.), білоцвіт весняний (*Leucojum vernum* L.), сосна кедрова європейська (*Pinus cembra* L.).

Для флори регіону характерна значна кількість ендеміків і реліктів. Серед ендеміків трапляються білотка альпійська (*Leontopodium alpinum* (Ten.) A.Huet ex Hand.-Mazz.), дзвоники карпатські (*Campanula carpathica* Jacq.), жовтозілля карпатське (*Senecio carpathicus* Herb.) та інші. Східнокарпатські ендеміки представлені бузком карпатським (*Syringa josikaea* J.Jacq. ex Rchb.), чебрецем альпійським (*Thymus alpestris* (Čelak.) Tausch ex A.Kern.) і волошкою мармароською (*Centaurea marmarosiensis* (Jav.) Czerep.).

У флорі регіону збереглися численні третинні та льодовикові релікти, зокрема, беладонна звичайна (*Atropa belladonna* L.), скополія карніолійська (*Scopolia carniolica* Jacq.), ялівець козацький (*Juniperus sabina* L.), ліннея північна (*Linnaea borealis* L.), ломикамінь аїзоподібний (*Saxifraga aizoides* L.).

Лучна рослинність регіону представлена багатими різнотравно-злаковими угрупованнями. Серед домінуючих злакових видів поширені костриця червона (*Festuca rubra* L.), тонконіг лучний (*Poa pratensis* L.), пахуча трава звичайна (*Anthoxanthum odoratum* L.) та біловус стиснутий (*Nardus stricta* L.). У складі різнотрав'я королиця звичайна (*Leucanthemum vulgare* Lam.), подорожник ланцетолистий (*Plantago lanceolata* L.), гірчак зміїний (*Persicaria bistorta* L.).

Кожен тип лісових екосистем має особливості структури й видового складу. Букові ліси займають найбільші площі та поширені переважно на висотах 500–900 м н.р.м. Характерні буроземні ґрунти та добре розвинений трав'яний ярус, осока волосиста (*Carex pilosa* Scop.), підмаренник запашний (*Galium odoratum* (L.) Scop.) і квасениця звичайна (*Oxalis acetosella* L.).

Дубові ліси займають біля 9% площі лісів регіону й поширені переважно на висотах 150–550 м. Вони формуються на дерново-опідзолених ґрунтах та трапляються на вододілах, в заплавах ділянках річкових долин (рис. 2.6).



Рисунок 2.6 – Схематична карта рослинності Закарпатської області

Ярус підліска у таких лісових угрупованнях формують переважно ліщина звичайна (*Corylus avellana* L.) та крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.), рідше трапляється свидина криваво-червона (*Cornus sanguinea* L.). У трав'яному покриві домінують осока волосиста (*Carex pilosa* Scop.), осока трясунковидна (*Carex brizoides* L.), яглиця звичайна (*Aegopodium podagraria* L.), зеленчук жовтий (*Lamium galeobdolon* (L.)) і фіалка лісова (*Viola reichenbachiana* Jordan ex Boreau). Поєднання видів характерне для широколистяних лісів регіону.

На території регіону поширені ялинові ліси, основу яких становить ялина звичайна (*Picea abies* (L.) H.Karst.). До складу деревостану домішуються ялиця біла (*Abies alba* Mill.), бук звичайний (*Fagus sylvatica* L.). Найчастіше такі ліси трапляються у північних районах на висотах від 600 до 1000 м над рівнем моря.

Ялинові угруповання формуються на схилах різної експозиції та приурочені до кислих, вилугуваних і частково опідзолених буроземів. Подібні умови забезпечують формування гірських лісових екосистем із характерним мікрокліматом і високим рівнем зволоження.

2.4. Опис пробних ділянок

2.4.1. Характеристики Ужгородського полігону побутових відходів

Полігон побутових відходів розташований на землях Баранинської сільської ради Ужгородського району біля с. Барвінок. Географічні координати полігону є наступними: 48.583455 (широта), 22.354813 (довгота) (рис. 2.7).



Рисунок 2.7 – Схематична карта розташування Ужгородського полігону

Передача 9,0 га ріллі у тимчасове довгострокове користування на період 25 років управлінню житлово-комунального господарства міста Ужгорода під будівництво полігону, здійснена згідно з постановою Верховної Ради України №1574-III від 23.03.2000 року. Полігон був побудованим згідно розробленого проекту, погодженого Закарпатською обласною СЕС за № 8 від 28.04.95 р.

На виділених землях збудовано три заглиблені площадки для складування побутових відходів (котловани), які рішеннями Ужгородської міської ради, були передані комунальному підприємству “КАТП-072801” для здійснення основної виробничої діяльності, а саме: прийняття відходів комунальних змішаних від суб’єктів господарської діяльності і фізичних осіб та їх подальшого захоронення. Експлуатацію полігону розпочато у листопаді 1998

року. На сьогоднішній день, у зв'язку із значним заповненням полігону, яке становить, станом на 2026 рік 99%, триває розширення території.

На полігоні виконуються основні види робіт: прийом, складування та ізоляція побутових відходів. Сортивання на полігоні не здійснюється.

Складування побутових відходів на даному полігоні, здійснюється картковим методом. Транспортування побутових відходів на полігон виконується спеціальним автотранспортом, складування на робочі карти здійснюється бульдозером методом насунання. Ущільнений шар побутових відходів заввишки 2 м, ізолюють шаром ґрунту висотою 0,25 метри. Крім основної споруди – ділянки складування побутових відходів елементами полігону є під'їзна дорога, господарська зона, основні споруди і мережі.

Місце видалення відходів знаходиться на відстані 3,2 км від м. Ужгорода. Віддаленість від водойм, водозабірних споруд витримується за встановленими санітарними нормами і правилами. Санітарно-захисна зона становить 500 м.

Для збирання фільтрату та запобігання його інфільтрації у підземні води та витіканню за межі встановлена бетонована ємність об'ємом 300 м³, яка по мірі заповнення вивозиться спеціальним автотранспортом на каналізаційні очисні споруди, згідно договору із комунальним підприємством “Водоканал м. Ужгород” від 25.04.2012 р. Для запобігання самозагорання на території полігону встановлено 27 труб для виведення з глибини біогазу, який утворюється при гнитті твердих і органічних побутових відходів (рис. 2.8).



Рисунок 2.8 – Панорама Ужгородського полігону та зібраних побутових відходів на його території

Проектний обсяг видалення відходів становив 1260 тис. тонн побутових відходів, роботи з розширення полігону дозволили збільшити його до 1460 тис. тонн. На 1 січня 2019 року обсяг видалених відходів складав 1276,2 тис. тонн (4,77 млн. м³). Щорічний обсяг видалення відходів в останні роки становить понад 65 тис. тонн (близько 280 тис. м³).

Робота полігону перебуває під постійним контролем державної екологічної інспекції, яка перевіряє ступінь забруднення ґрунтів, повітря та ґрунтових вод.

Підприємством розроблено екологічний паспорт місця видалення відходів, погоджений та затверджений в установленому чинним законодавством порядку і зареєстрований 19.02.2008 року (реєстраційний номер 5-а), інформація, що міститься в паспорті МВВ, щорічно оновлюється та узгоджується з департаментом екології та природних ресурсів Закарпатської облдержадміністрації.

З 2012 року побутовими відходами у місті займається приватна компанія ТОВ «АВЕ Ужгород».

Даний полігон розташований на території, яка знаходиться на стику природних відкритих територій та ділянок сільськогосподарського призначення. Дане місцезосташування, справляє вплив на гідрологічний режим, аеродинамічні характеристики регіону та на ландшафтний потенціал. Вирубання лісового покриву суттєво змінює напрямок руху повітряних мас та впливає на регіональний мікроклімат. Поруч з полігоном є старе кладовище.

На даному об'єкті шляхом польових досліджень виявлено 35 видів деревно-чагарникових та трав'янистих рослин, котрі належать до 17 родин та 14 порядків.

Трав'янистий покрив представлений наступними видами: *Ledum palustre* L., *Plantago lanceolata* L., *Triticum aestivum* L., *Equisetum sylvaticum* L., *Juncus effusus* L., *Artemisia absinthium* L., *Tripleurospermum maritimum* (L.) W.D.J., *Apera spicaventi* (L.) P. Beauv., *Echium vulgare* L., *Melica nutans* L., *Chelidonium majus* L., *Tussilago farfara* L., *Taraxacum officinale* L., *Typha latifolia* L., *Trifolium pratense* L.,

Juncus conglomeratus L., *Chenopodium glaucum* L.

Деревно-чагарниковий склад: *Robinia pseudoacacia* L., *Rosa canina* L., *Populus tremula* L., *Quercus robur* L., *Malus sylvestris* Mill., *Salix caprea* L., *Betula pendula* L., *Prunus spinosa* L., *Salix alba* L., *Pinus sylvestris* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *Populus nigra* L., *Acer negundo* L.

Розподіл видового представництва на досліджуваних ділянках полігону є наступним: ділянка №1 (західний бік) – 15 видів, ділянка №2 (північний бік) – 14 видів, ділянка №3 (східний бік) – 16 видів, ділянка №4 (південний бік) – 18 видів, ділянка №5 (центральна частина) – 13 видів.

2.4.2. Характеристики Мукачівського полігону побутових відходів

Полігон знаходиться у безпосередній близькості до міста Мукачево. Територіально знаходиться в межах Мукачівської громади, зокрема с. Верхній Коропець (рис. 2.9).



Рисунок 2.9 – Схематична карта розташування Мукачівського полігону

Полігон знаходиться на балансі комунального підприємства “Чисте місто” та обслуговується операторами з вивезення відходів ТОВ “АВЕ Мукачево”, яке надає послуги з управління відходами як для населення, так і для комерційних структур. Дане підприємство займається збором, сортуванням та транспортуванням відходів, забезпечуючи селективний збір відходів.

Полігон побутових відходів експлуатується з вересня 2008 року. Площа полігону становить 12,5707 га.

Призначення: для розміщення полігону побутових відходів. На ньому автомобільні ваги, які дозволяють вести облік завезених відходів. Земельна ділянка належить Верхньокоропецькій сільській раді.

Полігон приймає до 140 тонн відходів на добу. У місяць звозять 3,5-4 тис. тонн відходів. Протягом року приймає близько 48 тисяч тонн побутових відходів. Станом на 2026 рік він заповнений на 80% своїх експлуатаційних можливостей. Дозволені обсяги розраховані на потреби Мукачівської громади (рис. 2.10).



Рисунок 2.10 – Панорама Мукачівського полігону та зібраних побутових відходів на його території

За даними державного акту користування земельною ділянкою, ґрунтові води під полігоном є на глибині 3,4 - 15 м. Вони напірного типу. Живлення за рахунок фільтрації атмосферних опадів у верхових частинах схилів.

У відповідності із топографічними та інженерно-геологічними вишукуваннями і з врахуванням охоронних зон існуючої водойми, потоку та лісового масиву, зонування Мукачівського полігону побутових відходів є наступним: технологічна і господарська зони (0,54 га), зона заїзду на полігон з бетонної дороги (2,22 га), через господарську зону (0,12 га), послідовності освоєння полігону з врахуванням рельєфу, відводу поверхневих вод і фільтрату.

Площа складування відходів – 9,4 га, озеленення госпзони – 1300 м², озеленення – 4150 м², огорожа – 1530 п.м., щільність забудови – 79,3%.

По периметру даного полігона є огорожа. Благоустрій об'єкту, за даними генерального плану, передбачає влаштування проїзду та під'їздів до усіх споруд, озеленення господарської зони і території складування відходів. У північно-західній частині облаштована площадка для складування і компостування опилок площею 0,63 га, в тому числі дорожнього покриття 0,35 га. Є три свердловини для системного моніторингу якості ґрунтових вод.

На об'єкті шляхом польових досліджень виявлено 23 видів деревно-чагарникових та трав'янистих рослин, які належать до 13 родин та 12 порядків.

Трав'янистий покрив представлений наступними видами: *Plantago major* L., *Plantago lanceolata* L., *Artemisia absinthium* L., *Artemisia vulgaris* L., *Taraxacum officinale* L., *Tussilago farfara* L., *Arctium lappa* L., *Equisetum sylvaticum* L., *Juncus effusus* L., *Apera spica-venti* (L.) P. Beauv., *Melica nutans* L., *Chelidonium majus* L., *Trifolium pratense* L., *Chenopodium urbicum* L., *Cirsium vulgare* (Savi) Ten., *Eutrigia repens* L., *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth.

Деревно-чагарниковий склад: *Populus tremula* L., *Quercus robur* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Betula pendula* L., *Pinus sylvestris* L., *Acer negundo* L.

Розподіл видового представництва на досліджуваних ділянках полігону є наступним: ділянка №1 (західний бік) – 16 видів, ділянка №2 (північний бік) – 15 видів, ділянка №3 (східний бік) – 14 видів, ділянка №4 (південний бік) – 20 видів, ділянка №5 (центральна частина) – 13 видів.

2.4.3. Характеристики Берегівського полігону побутових відходів

Полігон побутових відходів м. Берегове по вул. Стефаніка, розташований на південно-східній окраїні (рис. 2.11).

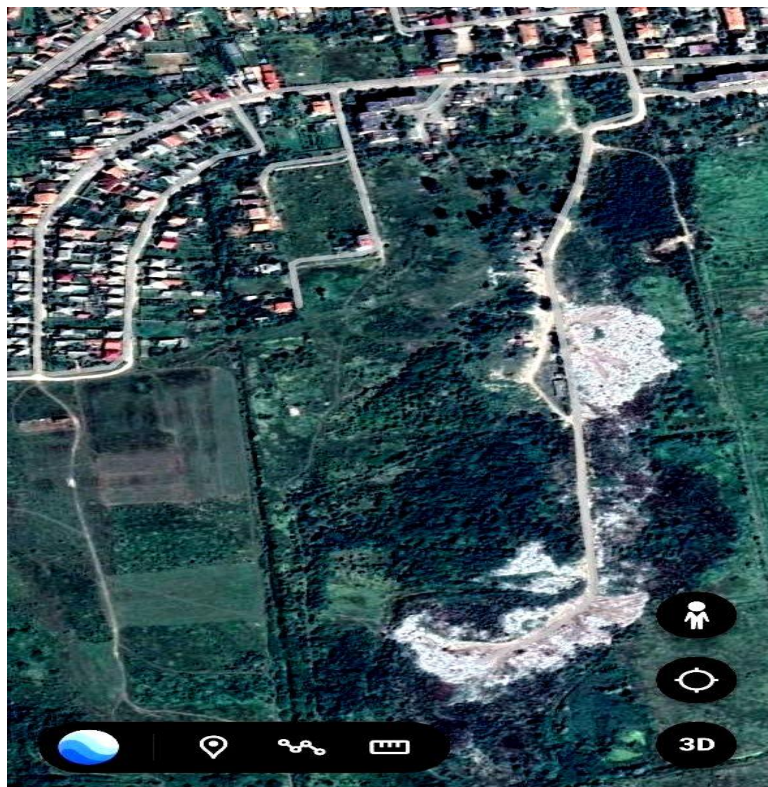


Рисунок 2.11 – Карта розташування Берегівського полігону

Управлінням та утриманням об'єктів благоустрою і відходів у місті опікується виконавчий комітет міської ради та профільні комунальні підприємства. Послуги з вивезення та захоронення побутових відходів здійснюються централізовано через офіційних операторів, з якими укладено договори на управління побутовими відходами. У місті це компанія ТОВ “Берег Вертикал”, яка збирає і транспортує їх на міський полігон згідно із затвердженими тарифами. Самостійно завозити будь-які відходи безпосередньо на тіло полігону категорично заборонено.

Даний полігон побутових відходів, який почав свою експлуатацію з 1960 року є діючим. Діючий паспорт об'єкта, складено 09.1999 р.

Розрахунковий термін експлуатації згідно із рішенням виконкому №128 від 29.02.2008 року продовжено (рис. 2.12).



Рисунок 2.12 – Вид на Березівський полігон побутових відходів

Площа цього полігону становить 4,4328 га. Обсяг видалення побутових відходів перевищує 261555 тонн (1413809 м³). У середньому за експлуатаційний рік обсяг видалення побутових відходів становить понад 16891 тонн (91300 м³). Обсяги у період повномасштабного вторгнення, починаючи із лютого 2022 року зросли у зв'язку із збільшенням числа населення за рахунок внутрішньо переміщених осіб.

Проектний обсяг виділення побутових відходів полігону становить 280 тис тонн (1513513 м³).

У процесі моніторингу екологічного стану раніше зафіксувались незначні газові виділення CH₄, N₂O та пил.

Шляхом польових досліджень виявлено 28 видів деревно-чагарникових та трав'янистих рослин, котрі належать до 15 родин та 12 порядків.

Трав'янистий покрив представлений такими видами: *Plantago major* L., *Plantago lanceolata* L., *Artemisia absinthium* L., *Artemisia vulgaris* L., *Taraxacum officinale* L., *Tussilago farfara* L., *Arctium lappa* L., *Equisetum sylvaticum* L., *Juncus effusus* L., *Apera spica-venti* (L.) P. Beauv., *Melica nutans* L., *Chelidonium majus* L., *Trifolium pratense* L., *Chenopodium urbicum* L., *Cirsium vulgare* (Savi) Ten.,

Eutrigia repens L., *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth., *Bidens tripartita* L., *Chenopodium glaucum* L., *Potentilla anserina* L., *Urtica dioica* L.

Деревно-чагарникові: *Crataegus monogyna* Jacq., *Populus nigra* L., *Populus tremula* L., *Quercus robur* L., *Betula pendula* L., *Pinus sylvestris* L., *Acer negundo* L.

Розподіл видового представництва на досліджуваних ділянках полігону є наступним: ділянка №1 (західний бік) – 19 видів, ділянка №2 (північний бік) – 16 видів, ділянка №3 (східний бік) – 21 вид, ділянка №4 (південний бік) – 25 видів, ділянка №5 (центральна частина) – 17 видів.

2.5. Стан системи управління відходами у регіоні дослідження

За даними Головного управління статистики у Закарпатській області, протягом 2024 року утворилося 175,9 тис. тонн відходів (з них небезпечних – 0,67 тис. тонн), у тому числі від економічної діяльності – 28,8 тис. тонн та від домогосподарств – 147,1 тис. тонн. У порівнянні з 2023 роком, найбільше зростання обсягів утворення відходів, виявлено у Ужгородському, Мукачівському та Берегівському районах.

У 2024 році деревообробні та лісопильні підприємства утворили 7,6 тис. тонн деревних відходів, з яких спалено 6,0 тис. тонн (5,67 тис. тонн – для виробництва енергії, 0,34 тис. тонн термічного оброблення). Найбільше їх утворюється в Ужгородському, Мукачівському та Рахівському районах.

Із загальної кількості утворених та накопичених за попередні роки відходів оброблено 198,2 тис. тонн, передано для відновлення – 4,76 тис. тонн та 196,67 тис. тонн для видалення. На кінець року на сховищах організованого складування та на території підприємств обліковано 1,6 тис. тонн відходів.

За основними групами відходів у 2024 році найбільшу питому вагу в загальному обсязі утворених відходів (175,9 тис. тонн) становили побутові та подібні відходи – 160,76 тис. тонн (91,4%).

З промислових відходів найбільшу частку утворення становили: деревні відходи – 7,65 тис. тонн (4,3%), скляні відходи – 0,16 тис. тонн (0,009%),

паперові та картонні відходи – 1,9 тис. тонн (1,1%), пластикові відходи – 1,0 тис. тонн (0,56%), текстильні відходи – 0,3 тис. тонн (0,17%).

Згідно з статистичними даними органів місцевого самоврядування, станом на поточний період на території Закарпатської області функціонує 24 місця захоронення побутових відходів. Серед них найбільшими є наступні: Свалявське, Берегівське, Хустське, Міжгірське та Мукачівське, рівень заповнення яких, перевищує 80%. В той час Ужгородське і Виноградівське експлуатуються з перевищенням проектних потужностей.

Варто підкреслити, що згідно з даними Головного управління статистики у Закарпатській області, у 2025 році найбільші обсяги промислових відходів накопичували підприємства, розташовані у Рахівському, Тячівському районах та місті Ужгороді, загальний обсяг яких становив понад 500 тонн (табл. 2.7).

Таблиця 2.7 – Інфраструктура місць видалення відходів за критерієм екологічної безпеки

№ з/п	Адмін район	Місць видалення відходів категорії Г (надзвичайно небезпечні)		Місць видалення відходів категорії В (небезпечні)		Місць видалення Відходів категорії Б (помірно небезпечні)		Місць видалення відходів категорії А (мало небезпечні)	
		діючих, од.	закри-тих, од.	діючих, од.	закри-тих, од.	діючих, од.	закри-тих, од.	діючих, од.	закри-тих, од.
1.	Берегівський район	1	0	1	0	0	0	0	0
2.	Мукачівський район	0	0	3	3	0	0	1	0
3.	Рахівський район	0	0	4	9	0	0	0	0
4.	Тячівський район	0	0	7	2	0	0	0	0
5.	Ужгородський район	1	0	9	15	0	0	0	0
6.	Хустський район	0	0	3	2	1	0	0	0
Усього:		2	0	27	31	1	0	1	0

Розподіл паспортизації місць видалення відходів (табл. 2.8).

Таблиця 2.8 – Стан обліку та паспортизації місць видалення відходів

№ з/п	Адмінрайон	Кількість непаспортизованих місць видалення відходів, од.	Кількість паспортизованих місць видалення відходів, од.	Паспортизовано місць видалення відходів, за звітний період, од.
1.	Берегівський район	0	2	0
2.	Мукачівський район	0	7	0
3.	Рахівський район	0	13	0
4.	Тячівський район	0	9	0
5.	Ужгородський район	0	25	0
6.	Хустський район	0	6	0
Усього:		0	62	0

Утворення відходів у розрахунку на 1 особу у 2024 році становило 0,14 тонни (розрахунок виконано за статистичними даними щодо чисельності населення області станом на 1 січня 2022 року склала 1244, 5 тис. осіб), а на 1 км² – 13,7 тонни.

На одного жителя Закарпатської області припадає в середньому близько 116 кг побутових відходів на рік, що є одним із найнижчих показників в Україні.

У 2024 році серед промислових підприємств Закарпатської області найбільші обсяги відходів були зосереджені у деревообробній, меблевій, електронній та машинобудівній галузях.

Зведені дані стосовно чисельності сміттєзвалищ та організованих полігонів побутових відходів, представлена нижче (табл. 2.9).

Таблиця 2.9 – Інформація про кількість сміттєзвалищ та полігонів побутових відходів

№ з/п	Адмінрайон	Кількість	Площі під твердими побутовими відходами, га	Примітка
Сміттєзвалища				
1.	Берегівський район	2	9,5	-
2.	Мукачівський район	6	3,5	-
3.	Рахівський район	12	3,6	-
4.	Ужгородський район	22	16	-
5.	Тячівський район	9	21	-
6.	Хустський район	6	25	-
	Всього сміттєзвалищ:	57	78,6	-
Полігони побутових відходів				
1.	м. Мукачево	1	9,4	-
2.	м. Ужгород	1	9,0	-
	Всього полігонів:	2	18,4	-
	Всього:	59	97	-
Заводи по переробці побутових відходів				
-	-	-	-	-

Розподіл відходогенеруючих галузей по окремих районах, є наступним:

1) **Ужгородський район:** найбільшими утворювачами відходів є підприємства деревообробної та електронної промисловості, а також виробники спортивних товарів і косметики.

2) **Мукачівський район:** найбільшими утворювачами відходів є підприємства виробництва електроприладів, меблів та продукції з деревини (фанера, плити).

3) *Берегівський район*: найбільшими утворювачами відходів є підприємства електронного устаткування та текстильної продукції.

4) *Хустський район*: найбільшими утворювачами відходів є підприємства взуттєвої, текстильної та деревообробної галузей.

5) *Рахівський та Тячівський райони*: найбільшими утворювачами відходів є підприємства меблевого та лісопильного виробництв.

Загальний обсяг відходів, утворених лише 26 найбільшими підприємствами у становив приблизно 15175 тонн.

У 2026 році згідно даних офіційних звітів, обсяг усіх утворених відходів за джерелами в регіоні становив близько 176 тис. тонн/рік. З них від економічної діяльності – близько 30 тис. тонн, решта припадає на комунальні та інші сектори [].

Централізований збір і вивезення побутових відходів з населених пунктів області, здійснюють 36 суб'єктів господарювання різних форм власності. Зокрема це наступні підприємства: ТОВ “АВЕ Ужгород”, ТОВ “АВЕ Мукачево”, ТОВ “АВЕ Виноградovo” та ТОВ “Берег Вертикал”, які обслуговують близько 200 населених пунктів області. В цілому централізованим збором побутових відходів охоплено 413 населених пунктів, що становить частку 68,26% від загальної кількості населених пунктів.

Діючий Закон України “Про управління відходами”, значну увагу приділяє питанню сортування відходів. У цьому відношенні за роздільним збором побутових відходів, зокрема скла, пластику, макулатури та металобрухту, лідирують Ужгородська, Виноградівська, Королівська, Кольчинська, Свалявська, Бедевлянська, Вільховецька, Ставненська, Синевирська територіальні громади та м. Хуст. Дана система охоплює 160 населених пунктів області.

У даному аспекті, варто згадати, що у Вилоцькій, Королівській, Пийтерфолвівській та Горінчівській громадах налагоджено процеси збирання від населення відсортованих ресурсоцінних компонентів побутових відходів, вивіз яких реалізують місцеві суб'єкти господарювання ФОП Соломка Б.Т.,

ФОП Марчишинець С.В. та ФОП Маді Д.Д. Ресурсоцінні відходи передаються спеціалізованим підприємствам (усього 30 суб'єктів господарювання в області) для подальшої утилізації за межами області.

За даними Головного управління статистики в області, у 2025 році діяли 15 установок для спалювання відходів з метою отримання енергії, 1 установка для їх теплової переробки та 1 установка для утилізації й переробки.

Утилізація деревинних відходів здійснювалась шляхом брикетування та використання в котлах як додаткового енергетичного ресурсу. Виробничі потужності для цього створено на найбільших деревообробних підприємствах: ТОВ “ВГСМ” (Рахівський район), ТОВ “Тріо-Транс”, УВП “Синевір” УТОГ (м. Ужгород), ПП “СІО”, ТДВ “Перечинський лісохімічний комбінат”, ТОВ “Індустрія деревообробки” (Ужгородський район), ТОВ “Інтер-Каштан” (м. Мукачево), ТОВ “Контакт-5”, ТОВ “ТГФ Закарпатська фабрика виробів з деревини” (Мукачівський район), ТОВ “Перспектива” (м. Мукачево).

У області також працюють невеликі цехи з переробки ресурсоцінних матеріалів потужністю від 1 до 3 тонн на місяць. Крім того, низка підприємств оснащена обладнанням для відновлення/підготовки до відновлення відходів (дробарками, пресами), зокрема: ТОВ “АВЕ Мукачево”, ТОВ “АВЕ Виноградovo”, ТОВ “АВЕ Ужгород”, ТДВ “Виноградівський завод пластмасових сантехнічних виробів”, ФОП Соломка Б.Т., ФОП Матій Й.Й., Станція заготівлі вторсировини “Проектна, 3”, КП “Вторма”, ТОВ “Грінгер”, ТОВ “Світ без сміття”, ФОП Павлюк В.Ю., КП “Виробниче управління комунального господарства” Свалявської міської ради, ТОВ “Екобат Шураві”.

Зважаючи на збільшення обсягів утворення побутових відходів, що пов'язано із збільшенням чисельності мешканців у регіоні, особливо під час повномасштабного вторгнення в Україну, обмеженість потужностей діючих місць захоронення відходів, область потребує впровадження сучасних рішень у сфері управління відходами. Пріоритетним у цьому відношенні є інвестиції для будівництва сучасних смітєпереробних заводів, здатних зменшити

навантаження на довкілля, забезпечити комплексну переробку побутових відходів та скоротити обсяги захоронення.

У даному контексті варто відзначити декілька важливих ініціатив: у с. Яноші Берегівського району, завершується підготовка до введення в експлуатацію заводу з сортування та механічної переробки побутових відходів потужністю 20–30 тис. тонн на рік, що дозволить переробляти 100% відходів, які утворюються в районі.

У Середнянській селищній громаді Ужгородського району планується будівництво об'єкта з переробки побутових відходів, що дасть можливість комплексно вирішити проблему побутових відходів у громаді.

У с. Сусково на території Полянської громади, заплановано спорудження сучасного сміттєпереробного комплексу для збору побутових відходів із 16 гірських територіальних громад області, сортування та підготовки вторинної сировини до подальшого використання підприємствами, переробки органічної частини у біогаз із виробництвом електроенергії та тепла, отримання органічних добрив, а також перетворення полімерних відходів у паливо, для реалізації іншим споживачам. Потужність комплексу становитиме 60 тис. тонн відходів на рік із виробництвом 1,5 МВт електроенергії щогодини.

На виконання Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року, затвердженої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 8 листопада 2017 року № 820-р, та Національного плану управління відходами до 2033 року, затвердженого розпорядженням Кабінету Міністрів України від 27 грудня 2024 року № 1353-р, було розроблено Регіональний план управління відходами у Закарпатській області до 2034 року, який затверджено розпорядженням голови обласної державної адміністрації – начальника обласної військової адміністрації від 23 червня 2025 року № 424.

Даний план передбачає: 1) створення системи регіональних кластерів із сортувальними станціями, перевантажувальними пунктами, сучасними полігонами та об'єктами переробки; 2) залучення інвестицій, міжнародної технічної допомоги та розвиток ринку вторинної сировини; 3) ліквідацію

стихійних сміттєзвалищ, рекультивацію земель, моніторинг та зменшення впливу відходів на довкілля й здоров'я населення.

Крім того затверджено науково-технічні звіти щодо розрахунку індивідуальних норм надання послуг з управління побутовими відходами для окремих територіальних громад.

У рамках його реалізації у 2025 році реєстр суб'єктів, що займаються обробленням відходів, розширився до 40 підприємств із загальною потужністю майже 500 тис. тонн на рік.

Планується спорудження нових сучасних сміттєпереробних комплексів та полігонів, зокрема, у Тячівському, Ужгородському, Мукачівському районах для утилізації обсягів побутових відходів [].

2.6. Морфологічний склад побутових відходів досліджуваних полігонів побутових відходів

Для успішного вирішення проблеми низької ефективності управління побутовими відходами в Закарпатській області, необхідно здійснити ряд наступних взаємопов'язаних заходів: створення достатньої кількості сучасних сміттєсортувальних виробничих ліній, полігонів та спеціалізованих підприємств для збору побутових відходів різних категорій, зменшення утворення відходів, налагодження системи повторного використання відсортованих відходів як вторинної сировини та переробки відходів із залученням сучасних методів, наприклад механіко-біологічної обробки, біологічної переробки шляхом компостування та анаеробне зброджування, термічної переробки шляхом спалювання, піролізу, газифікації.

Важливе місце повинне відводитися підвищенню рівня екологічної свідомості населення і поширенню інформації про важливість сортування побутових відходів на рівні домашніх господарств, закладів освіти, підприємств, установ, а також інформування населення, стосовно принципів правильного сортування побутових відходів.

Вивчення морфологічного складу полігонів є важливим завданням для правильної подальшої рекультивації після завершення строку їхнього експлуатації, як це вимагає законодавство. Крім того важливість вивчення морфологічного складу побутових відходів важливе у контексті оптимізації управління відходами полігонів, запобігання екологічним загрозам, налагодженню економіки замкненого циклу, оцінки ефективності екологічних програм.

Видима потужність побутових відходів досліджуваних полігонів побутових відходів, коливається у межах від 2 до 5-6 м. Офіційний та детальний відсотковий розподіл міститься у Регіональному плані управління відходами у Закарпатській області.

У 2025 році було проведено дослідження морфологічного складу побутових відходів досліджуваних полігонів Закарпатської низовини, за допомогою «Методичних рекомендацій з визначення морфологічного складу твердих побутових відходів», затверджених наказом Міністерства з питань житлово-комунального господарства України від 16.02.10 р. за № 39.

1) Морфологічний склад побутових відходів на полігоні у с. Барвінок, що обслуговує м. Ужгород та територіальну громаду, через відсутність глибокого сортування на самому полігоні, склад є сумішшю органіки та вторинної сировини, яка змінюється залежно від сезону.

Варто зауважити, що частина корисної вторинної сировини (скло, пластик, папір) відбирається завдяки міським ініціативам, таким як майданчики для сортування (наприклад, «Екологічний острівець») та станціям заготівлі на вул. Проектній, 3), а решта звозиться безпосередньо на полігон для подальшого складування.

Проведений підрахунок морфологічного складу побутових відходів, проведений на території Ужгородського полігону побутових відходів, представлено на рисунку 2.13

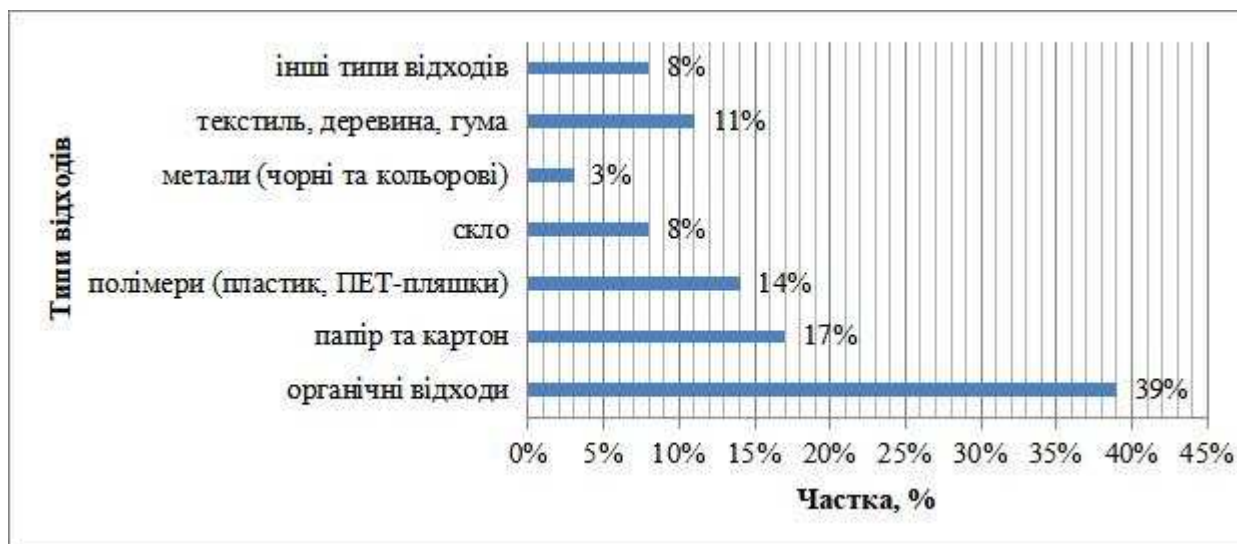


Рисунок 2.13 – Морфологічний склад побутових відходів на території Ужгородського полігону побутових відходів (літо 2025 р.)

Як видно співвідношення типів відходів є наступним: органічні відходи – 39% (максимум у літній, осінній періоди), папір і картон – 17%, полімери (пластик, ПЕТ-пляшки, плівка) – 14%, скло (пляшки, банки) – 8%, метали (чорні, кольорові) – 3%, текстиль, дерево, гума – 11%, інші типи відходів – 8%.

2) Морфологічний склад відходів Мукачівського полігону (с. Верхній Коропець), відповідає середньостатистичним показникам області. Обсяг захоронення 140 тонн на добу (біля 3,5–4 тис. тонн на місяць) (рис. 2.14)

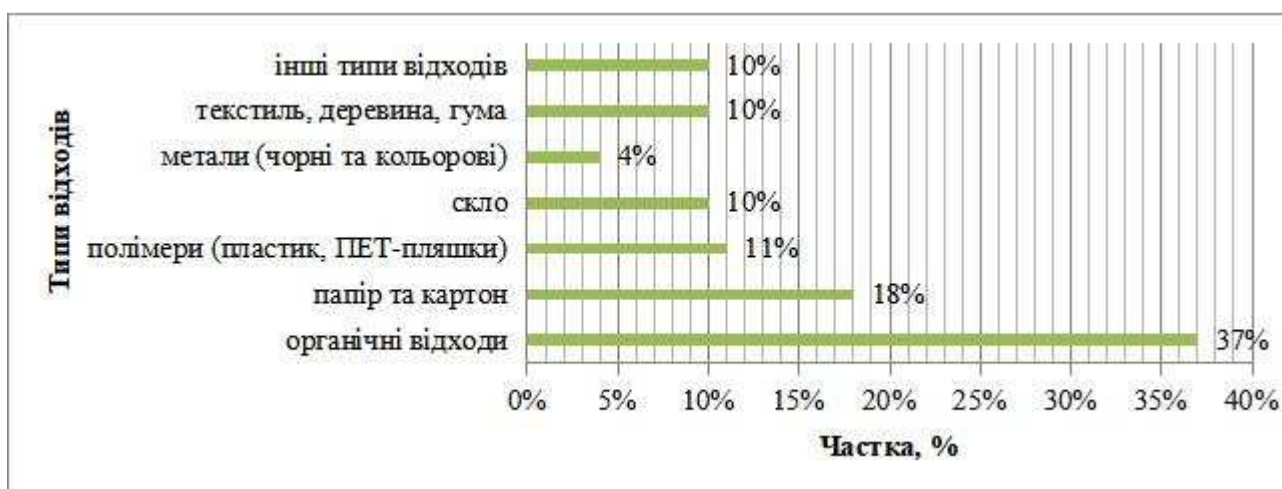


Рисунок 2.14 – Морфологічний склад побутових відходів на території Мукачівського полігону побутових відходів (літо 2025 р.)

На даному полігоні у структурі побутових відходів переважають органічні відходи – 37%, папір і картон – 18%, полімери (пластик, ПЕТ-пляшки, плівка) – 11%, скло (пляшки, банки) – 10%, метали (чорні, кольорові) – 4%, текстиль, дерево, гума – 10%, інші типи відходів – 10%.

3) Морфологічний склад Берегівського полігону типовий для Закарпатського регіону. Важливою специфікою гірських та передгірських районів, є високий відсоток упаковки та відсутність сортування. Проведений підрахунок морфологічного складу побутових відходів, проведений на території Берегівського полігону побутових відходів, представлено на рисунку 2.15



Рисунок 2.15 – Морфологічний склад побутових відходів на території Берегівського полігону побутових відходів (літо 2025 р.)

Усереднена структура побутових відходів виглядає наступним чином: органічні відходи – 40%, папір і картон – 14%, полімери (пластик, ПЕТ-пляшки, плівка) – 9%, скло (пляшки, банки) – 8%, текстиль – 5%, метали (чорні, кольорові) – 7%, дерево, гума – 11%, інші типи відходів – 6%.

Висновки до Розділу 2

1. Питання моніторингу впливу полігонів побутових відходів є вкрай важливим інструментом забезпечення належного рівня екологічної безпеки регіону, збереження компонентів довкілля та зменшення негативного впливу на населення. Тому важливим є комплексний підхід, який включає вивчення атмосферного середовища едафічних та гідрологічних умов, використання фітоценотичних, фенологічних, фізико-хімічних методів дослідження.

2. Програма досліджень побудована з урахуванням мети і завдань дисертації забезпечує комплексну оцінку екологічного стану вибраних полігонів побутових відходів Закарпатської низовини. Програма передбачає наступні етапи: попередній аналітичний аналіз, визначення об'єктів дослідження, польові дослідження, лабораторні аналізи, аналіз отриманих результатів та розробку ряду практичних рекомендацій, спрямованих на удосконалення управління та оптимізацію моніторингу досліджуваних полігонів побутових відходів.

3. У дослідженнях використано ряд методик, методів котрі включали екологічні, біологічні, хімічні, фізичні методи, статистичні, порівняльні, маршрутні, спостереження, виокремлення та аналізу отриманих результатів досліджень. Зокрема атомної абсорбційної спектрофотометрії, математичного моделювання, розподіл життєвих форм рослинного матеріалу за Christen Raunkiaer, розподіл життєвих форм рослинного матеріалу за комплексної адаптації для оцінки середовища, використана методика Я.П. Дідуха, атрактивність за бально-ранговою оцінкою, та підходами В.П. Кучерявого, коефіцієнт фітомеліоративної ефективності за В.П. Кучерявим, розвиток фітогенного поля за О. М. Горєловим, рівень флуоресценції хлорофілів за В. Б. Капустяником та В. І. Мокрим, жаростійкість за класичним методом, який базується на визначенні ступеня пошкодження хлорофілоносних тканин, газостійкість за В. П. Бессоною, солестійкість рослинного покриву за підходами фахівців Інституту фізіології рослин і генетики НАН України,

водний дефіцит рослин за методологією М.Д. Кушніренка, водоутримуючу здатність “методом в’янення” за Anton Arland, вміст гумусу за базовим лабораторним оксидиметричним методом згідно ДСТУ 4289:2004, гідролітичну кислотність за ДСТУ 7537:2014, лужно-гідролізованого азоту за ДСТУ 7863:2015, ущільнення ґрунту за ДСТУ Б В.2.1-21:2009.

4. Як показав попередній аналіз, усі досліджувані полігони побутових відходів функціонують із порушенням еколого-санітарних норм, які спричиняють забруднення компонентів довкілля, утворення фільтратів, загорання. Крім того усі досліджені об’єкти суттєво перевантажені побутовими відходами, котрі і генерують значний обсяг загроз.

5. Програма та методика досліджень дозволяють встановити основні фактори, котрі спричиняють рівень екологічної небезпеки полігонів побутових відходів та розробити науково обґрунтовані рекомендації щодо організації моніторингу, проведення рекультивації та зниження екологічних ризиків для довкілля та населення регіону дослідження.

РОЗДІЛ 3. МОНІТОРИНГ ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОЛІГОНІВ ПОБУТОВИХ ПОЛІГОНІВ В УМОВАХ ЗАКАРПАТСЬКОЇ НИЗОВИНИ

3.1. Фізико-хімічні властивості едафотопів досліджуваних полігонів побутових відходів

Полігони побутових відходів формують специфічне техногенне середовище, у межах якого ґрунтовий покрив зазнає постійного впливу продуктів розкладу відходів. У таких умовах відбувається накопичення широкого спектра забруднювачів, серед яких важкі метали займають особливе місце завдяки здатності до тривалого збереження, біоаккумуляції та токсичній дії на компоненти екосистем. Їх присутність у ґрунті створює ризики не лише для рослинності, але й для трофічних ланцюгів і здоров'я населення.

Дослідження індустріально трансформованих територій Західної України показують, що поверхневі горизонти ґрунтів є основною зоною акумуляції важких металів, де їх концентрації можуть перевищувати допустимі значення та формувати небезпечні екологічні умови [8]. У випадку полігонів побутових відходів ці процеси посилюються утворенням фільтрату, який забезпечує перенесення розчинених форм металів у ґрунтового середовищі та сприяє їх подальшій міграції [15, 16, 18].

Формування просторового розподілу важких металів у ґрунтах має виражений градієнтний характер. Концентрації окремих елементів зменшуються зі збільшенням відстані від полігону, що підтверджується результатами регресійного аналізу для плюмбуму та купруму. При цьому зона впливу може суттєво відрізнятись залежно від властивостей елемента: для плюмбуму вона може перевищувати 500 м, тоді як для купруму обмежується десятками метрів [1, 2, 3]. Це свідчить про складний характер міграції важких металів та необхідність їх диференційованого аналізу [6].

Водночас просторовий розподіл забруднювачів визначається не лише віддаленістю від джерела, але й внутрішньою структурою полігону. Нерівномірність розміщення відходів, особливості мікрорельєфу та напрямки руху фільтрату формують локальні зони накопичення та перерозподілу металів у межах відносно невеликих територій. Це призводить до виникнення осередків підвищеного забруднення, які не відображаються при використанні усереднених показників.

Суттєвий вплив на формування просторових градієнтів чинить сезонна мінливість умов середовища. Підвищення кількості опадів сприяє інтенсифікації процесів вилуговування та перенесення металів із масиву відходів у ґрунтовий покрив, тоді як температурні зміни впливають на їх біодоступність і форми перебування [4, 9, 10]. У результаті просторовий розподіл важких металів змінюється протягом року, відображаючи динамічний характер їх міграції.

Додатковим фактором є геохімічні властивості ґрунтів. За умов тривалого техногенного навантаження відбувається зниження їх буферної ємності, що супроводжується підвищенням рухливості важких металів і їх переходом у ґрунтовий розчин [7, 17]. Це посилює як горизонтальну, так і вертикальну міграцію забруднювачів та ускладнює оцінку їх реального екологічного впливу.

Сучасні оглядові дослідження підтверджують, що забруднення ґрунтів важкими металами у зоні впливу полігонів є глобальною проблемою, яка залежить від комплексу факторів, включаючи відстань до джерела, глибину ґрунту, кліматичні умови та особливості території [5, 11]. Незважаючи на це, поєднаний аналіз просторової та сезонної неоднорідності розподілу важких металів, особливо в межах самих полігонів, залишається недостатньо дослідженим.

Ужгородський полігон побутових відходів є типовим прикладом об'єкта з вираженою неоднорідністю умов формування забруднення, що створює передумови для виникнення складної системи просторових градієнтів важких

металів. Дослідження цих процесів дозволяє уточнити закономірності їх міграції та підвищити ефективність екологічного моніторингу.

Дослідження проведено на території Ужгородського полігону побутових відходів, який є джерелом локального техногенного впливу на ґрунтовий покрив. Для оцінки просторового розподілу важких металів було обрано ділянки, розташовані у різних частинах полігону, зокрема центральній, північній, південній, західній та східній, що дозволяє врахувати просторову неоднорідність умов формування забруднення (рис. 3.1).

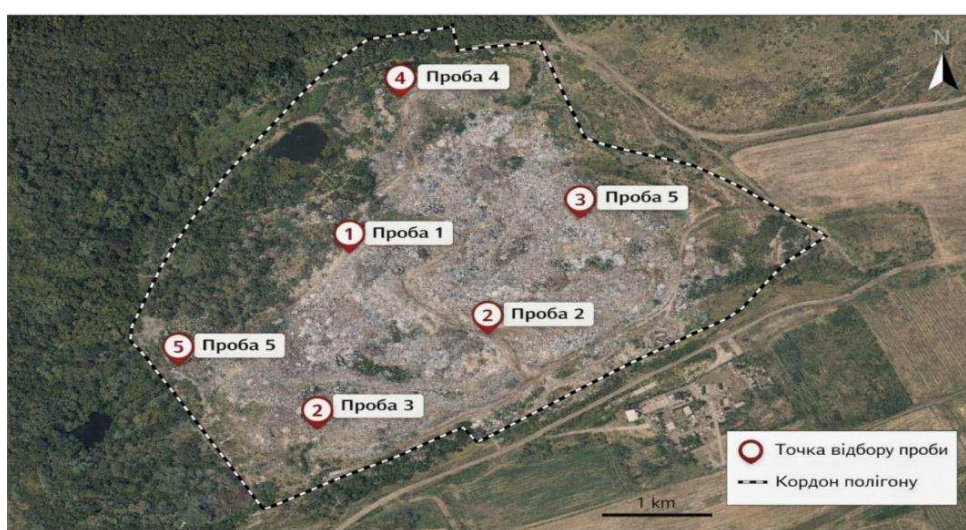


Рисунок 3.1 – Просторове розміщення точок відбору ґрунтових проб у межах Ужгородського полігону побутових відходів (горизонт 0-20 см)

Відбір ґрунтових зразків здійснювали з поверхневого шару глибиною 0–20 см, який є найбільш чутливим до техногенного навантаження та відображає сучасний стан забруднення. Усі точки відбору знаходилися в межах одного полігону, що забезпечувало співставлення кліматичних умов та дозволяло інтерпретувати виявлені відмінності як результат локальних процесів.

Дослідження проводили у різні сезони року, а саме в осінній, весняний та літній періоди, що дало змогу оцінити вплив сезонної мінливості гідрометеорологічних факторів на формування просторових градієнтів важких металів. Відбір зразків у кожному сезоні здійснювали за однаковою методикою, що забезпечило коректність порівняння отриманих результатів.

Вміст важких металів у ґрунтах визначали методом атомно-абсорбційної спектрометрії відповідно до вимог ДСТУ ISO 11047:2005. Аналіз проводили для свинцю (Pb), арсену (As), міді (Cu), кадмію (Cd) та ртуті (Hg). Результати визначення наведені у мг/кг сухої маси ґрунту. Вибір досліджуваних елементів обумовлений їх поширеністю у складі побутових відходів та високою екологічною значущістю [12, 13].

Оцінку рівня забруднення здійснювали шляхом порівняння отриманих значень із гранично допустимими концентраціями, встановленими згідно з Наказ МОЗ України № 1596 від 14.07.2020 «Про затвердження гігієнічних регламентів допустимого вмісту хімічних речовин у ґрунті» [14]. Нормативні значення ГДК для досліджених елементів становлять: Pb – 32,0 мг/кг, Cd – 0,5 мг/кг, Hg – 2,1 мг/кг, As – 2,0 мг/кг, Cu – 33,0 мг/кг.

Для обробки та інтерпретації результатів застосовували порівняльний аналіз, що дозволив оцінити відмінності між окремими ділянками полігону та сезонними періодами. Просторові градієнти визначали шляхом зіставлення концентрацій важких металів у різних частинах полігону, а сезонну динаміку - шляхом аналізу їх змін у часі.

Отримані дані розглядали з позиції оцінки екологічного ризику, що дозволило визначити ділянки з підвищеним рівнем техногенного навантаження та потенційною небезпекою для довкілля.

Свинець характеризується найбільш вираженим просторовим розподілом. Максимальні концентрації стабільно фіксуються в центральній частині полігону в усі досліджувані періоди. При цьому спостерігається чітка сезонна тенденція до зростання його вмісту від осені до літа. Така динаміка свідчить про поступове накопичення елемента у зоні, де відбувається інтенсивна акумуляція фільтрату та обмежене вимивання. У південній та західній частинах значення є дещо нижчими, однак зберігають підвищений рівень, що вказує на поширення забруднення за межі центральної ділянки. Найменші концентрації зафіксовані у північній та східній частинах, що може бути пов'язано з кращими умовами дренажу або інтенсивністю накопичення відходів (рис. 3.2).

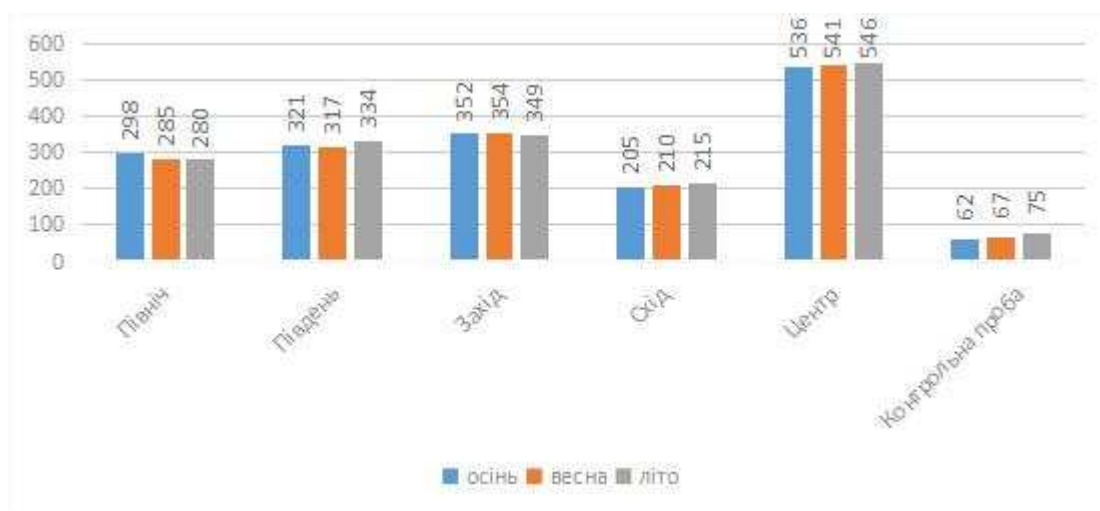


Рисунок 3.2 – Просторово-сезонний розподіл концентрації Pb (мг/кг) у ґрунтах Ужгородського полігону побутових відходів

Арсен демонструє більш рівномірний розподіл у межах полігону (рис. 3.3). Його концентрації коливаються у вузькому діапазоні та не мають різко виражених сезонних піків. Водночас простежується тенденція до дещо підвищених значень у центральній та західній частинах полігону. Така поведінка може бути зумовлена низькою рухомістю арсену у ґрунтовому середовищі та його здатністю до фіксації у мінеральній матриці. Відсутність різких змін у часі вказує на стабільний характер його накопичення.

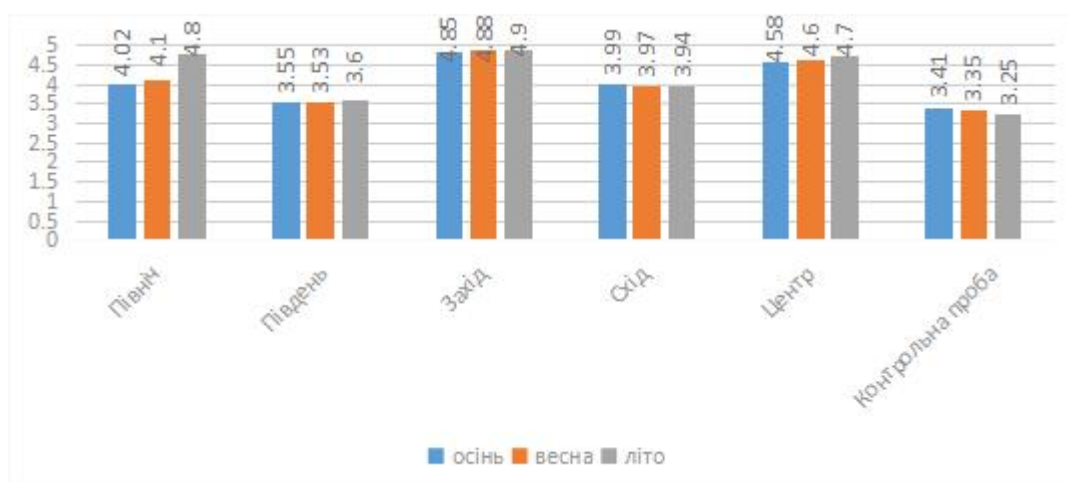


Рисунок 3.3 – Просторово-сезонний розподіл концентрації As (мг/кг) у ґрунтах Ужгородського полігону побутових відходів

Розподіл купруму суттєво відрізняється від інших досліджених елементів (рис. 3.4). Найвищі концентрації зафіксовані у південній частині полігону, що може бути пов'язано з локальними особливостями накопичення відходів або специфікою їх складу. У більшості точок спостерігається тенденція до зниження вмісту купруму у весняно-літній період порівняно з осіннім. Це може свідчити про її перехід у менш рухомі форми або зв'язування з органічною речовиною, яка активно трансформується в теплий період. Таким чином, для купруму характерна просторова, але й хімічно обумовлена варіабельність.

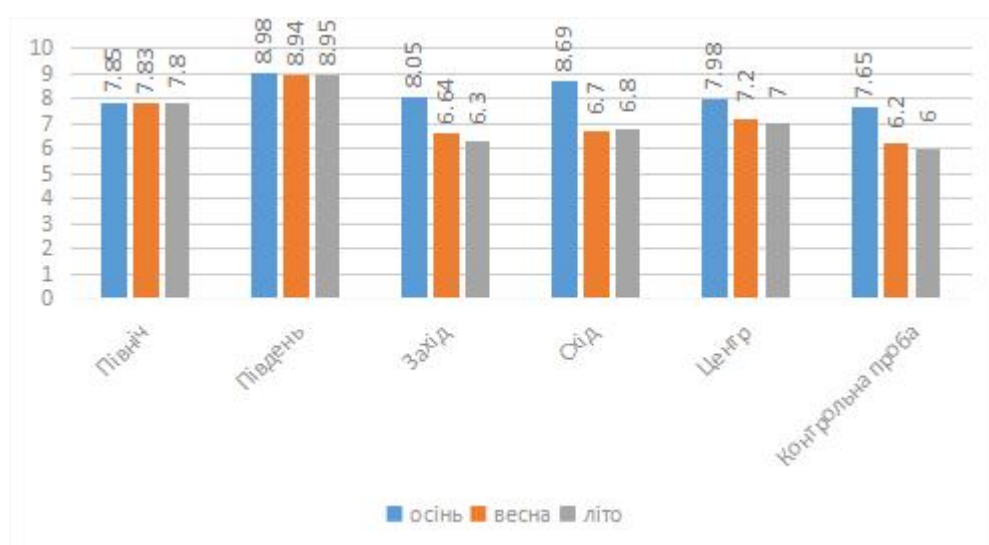


Рисунок 3.4 – Просторово-сезонний розподіл концентрації Cu (мг/кг) у ґрунтах Ужгородського полігону побутових відходів

Кадмій є найбільш чутливим до сезонних змін елементом (рис. 3.5). Як показали аналізи у центральній частині полігону його концентрація різко зростає у літній період, досягаючи максимальних значень серед усіх досліджених металів. Така поведінка свідчить про активізацію процесів міграції під впливом температури та змін водного режиму. У інших частинах полігону, концентрації залишаються відносно стабільними, що підкреслює локалізований характер накопичення. Висока варіабельність кадмію вказує на його значну рухомість та екологічну небезпеку.

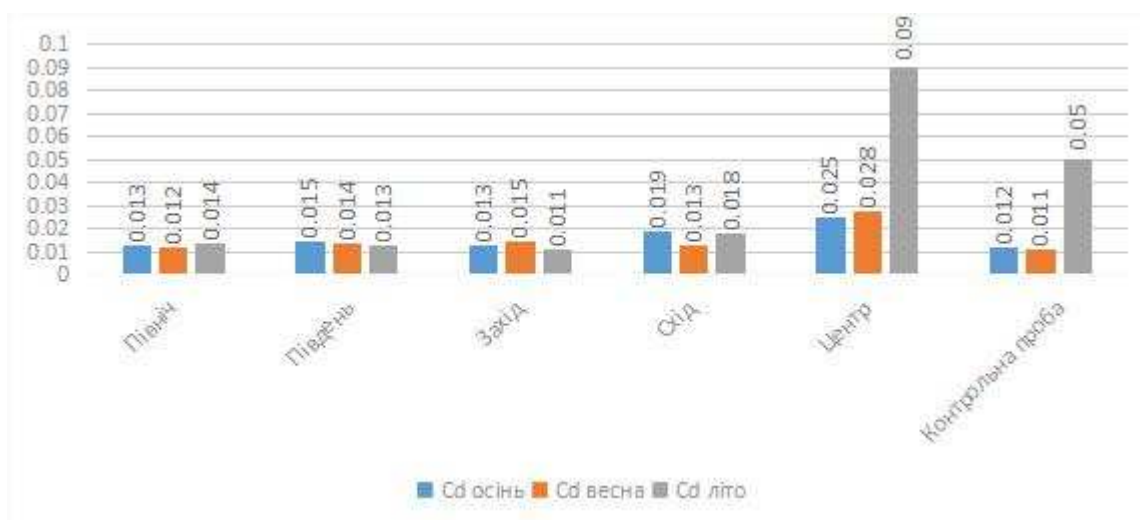


Рисунок 3.5 – Просторово-сезонний розподіл концентрації Cd (мг/кг) у ґрунтах Ужгородського полігону побутових відходів

Ртуть, на відміну від інших елементів, характеризується практично однорідним розподілом (рис. 3.6). Її концентрації залишаються стабільними у всіх точках та у всі сезони, без виражених максимумів або мінімумів. Це може свідчити про низьку інтенсивність надходження або про її переважання у малорухомих формах, що не беруть участі в активній міграції. У результаті ртуть не формує просторових градієнтів у межах досліджуваної території.

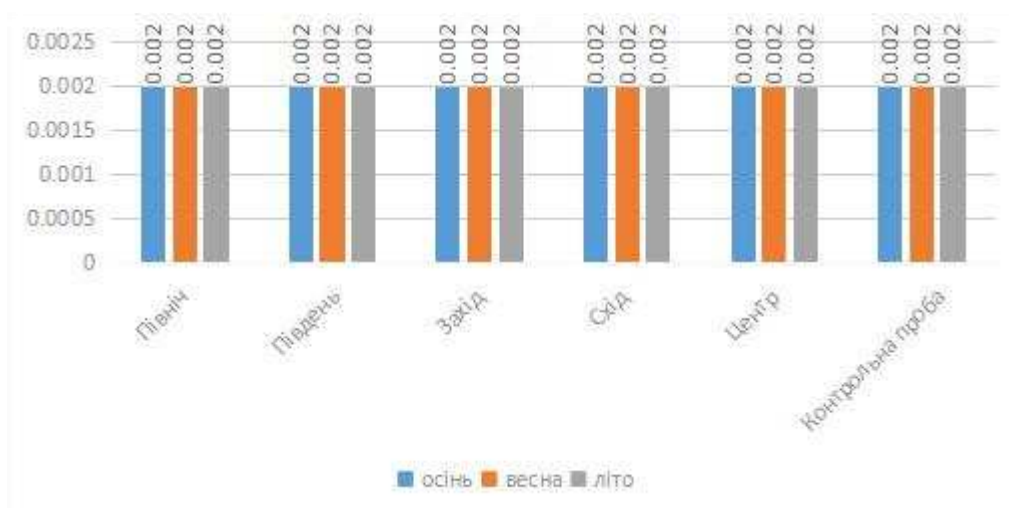


Рисунок 3.6 – Просторово-сезонний розподіл концентрації Hg (мг/кг) у ґрунтах Ужгородського полігону побутових відходів

Отримані результати свідчать, що розподіл важких металів у ґрунтах Ужгородського полігону побутових відходів, має чітко виражений просторовий характер із формуванням локальних зон підвищених концентрацій. Найбільші значення більшості елементів зафіксовані у центральній частині полігону. Зокрема, концентрація свинцю досягає 536–546 мг/кг у літній період, що суттєво перевищує показники інших ділянок і свідчить про інтенсивне накопичення у цій зоні. Такий рівень вказує на формування стабільного осередку акумуляції забруднювачів.

Периферійні ділянки характеризуються нижчими концентраціями свинцю, однак їх значення залишаються високими та коливаються у межах 280-352 мг/кг, що свідчить про поширення забруднення за межі центральної частини полігону. Найменші значення зафіксовані у контрольній пробі – 62-75 мг/кг, проте навіть вони відображають підвищений рівень техногенного впливу.

Розподіл арсену є більш рівномірним. Його концентрації коливаються у вузькому діапазоні від 3,25 до 4,90 мг/кг. Максимальні значення 4,85-4,90 мг/кг зафіксовані у західній частині полігону, тоді як у південній частині вони знижуються до 3,5-3,6 мг/кг. Незважаючи на меншу варіабельність, спостерігається стабільне перевищення контрольних значень, що свідчить про постійний характер забруднення.

Купрум демонструє іншу закономірність розподілу. Найвищі концентрації зафіксовані у південній частині полігону та становлять 8,98-9,14 мг/кг. У той же час у західній частині спостерігається зниження до 6,3-6,85 мг/кг. Для більшості ділянок характерне зменшення концентрацій у весняно-літній період порівняно з осіннім, що вказує на зміну форм перебування елемента або його перерозподіл у ґрунтового середовищі.

Кадмій характеризується найбільш вираженою сезонною динамікою. У центральній частині полігону його концентрація зростає з 0,025-0,028 мг/кг у весняний період, до 0,09 мг/кг у літній. Це є максимальним значенням серед усіх досліджених ділянок і вказує на активізацію процесів міграції. В інших частинах полігону концентрації кадмію залишаються значно нижчими та

коливаються у межах 0,011-0,019 мг/кг, що підкреслює локальний характер його накопичення.

Ртуть демонструє практично повну стабільність. У всіх досліджених точках та у всі сезони її концентрація становить близько 0,002 мг/кг, без суттєвих відхилень. Це свідчить про відсутність виражених процесів накопичення або міграції даного елемента в межах полігону.

Загалом результати вказують на формування чіткої структури забруднення, у якій центральна частина полігону виконує функцію основної зони акумуляції, тоді як периферійні ділянки характеризуються менш інтенсивним, але стійким забрудненням. Сезонні зміни, особливо у літній період, посилюють контраст між окремими ділянками, що свідчить про активізацію процесів перерозподілу важких металів у ґрунтовому середовищі.

Важливим аспектом було проведення оцінки екологічного ризику проводилась шляхом порівняння отриманих концентрацій важких металів у ґрунтах із гранично допустимими концентраціями, встановленими відповідно до чинних нормативів України (Наказ МОЗ України № 1596 від 14.07.2020 р.). Такий підхід дозволяє визначити ступінь техногенного навантаження на ґрунтовий покрив та виявити ділянки з потенційно небезпечним рівнем забруднення [14].

Аналіз отриманих даних показав, що для плюмбуму у центральній частині полігону спостерігається суттєве перевищення нормативного значення – 32 мг/кг, особливо у літній період. Високі концентрації цього елемента також фіксуються у південній та західній частинах, що свідчить про формування стійкої зони підвищеного ризику. Такий рівень забруднення може негативно впливати на біоту ґрунту та створювати передумови для включення свинцю у трофічні ланцюги.

Для кадмію, який характеризується високою токсичністю навіть у незначних концентраціях, у центральній частині полігону зафіксовано перевищення гранично допустимих концентрацій – 0,5 мг/кг, що особливо проявляється у літній період. З огляду на високу рухомість цього елемента,

його накопичення створює підвищений екологічний ризик, пов'язаний із можливим міграційним перенесенням у суміжні компоненти довкілля.

Концентрації купруму у більшості випадків не перевищують нормативного значення у 33 мг/кг, однак у окремих ділянках, зокрема у південній частині полігону, спостерігається наближення до граничних рівнів. Це вказує на потенційну небезпеку локального накопичення, особливо за умов зміни фізико-хімічних властивостей ґрунту.

Арсен характеризується концентраціями, що у ряді випадків перевищують встановлене нормативне значення 2,0 мг/кг, що свідчить про наявність додаткових джерел надходження або про особливості геохімічного середовища. З урахуванням токсичних властивостей цього елемента навіть незначні перевищення можуть мати екологічне значення.

Ртуть не демонструє перевищення гранично допустимих концентрацій – 2,1 мг/кг у жодній із досліджених ділянок, що дозволяє оцінити рівень її впливу як відносно низький у межах даного полігону.

Загалом найбільш небезпечними з точки зору екологічного ризику є центральні ділянки полігону, де спостерігається одночасне накопичення кількох важких металів та перевищення нормативних значень. Поєднання високих концентрацій, сезонної динаміки та підвищеної рухомості елементів створює умови для формування зон підвищеного екологічного навантаження.

Отримані результати свідчать про необхідність систематичного моніторингу ґрунтів полігону та прилеглих територій, впровадження заходів, на зменшення міграції важких металів і локалізацію зон їх накопичення.

У результаті проведених досліджень встановлено, що ґрунти Ужгородського полігону твердих побутових відходів характеризуються вираженою просторовою та сезонною неоднорідністю розподілу важких металів. Виявлено формування чітких градієнтів забруднення, при яких максимальні концентрації більшості елементів приурочені до центральної частини полігону. Для свинцю концентрації досягають діапазону 536-546 мг/кг, що свідчить про інтенсивне накопичення у зоні акумуляції фільтрату.

Показано, що периферійні ділянки полігону характеризуються нижчими, але стабільно підвищеними концентраціями (для плюмбуму у межах 280-352 мг/кг), що підтверджує поширення забруднення за межі центральної зони та формування стійкого просторового градієнта.

Встановлено суттєвий вплив сезонних умов на перерозподіл важких металів. У теплий період відбувається активізація процесів міграції, що найбільш виражено для кадмію, концентрації якого у центральній частині зростають до 0,09 мг/кг. Це вказує на високу рухомість і чутливість до змін температури та водного режиму.

Показано, що поведінка металів має диференційований характер. Плюмбум і кадмій формують зони локального накопичення, арсен демонструє стабільно підвищений рівень – 3,25-4,90 мг/кг без різких сезонних змін, тоді як ртуть характеризується практично незмінною концентрацією – 0,002 мг/кг, що свідчить про її низьку рухомість. Мідь проявляє змінну поведінку з тенденцією до зниження у теплий період. Оцінка екологічного ризику показала, що у межах полігону формуються зони підвищеного техногенного навантаження з перевищенням гранично допустимих концентрацій для плюмбуму, кадмію та арсену. Найбільш небезпечною є центральна частина полігону, де поєднуються високі концентрації та активні процеси міграції (табл. 3.1; табл. 3.2).

Таблиця 3.1 – Динаміка показників ґрунту на полігоні побутових відходів

Місяць	pH_KCl	pH_H ₂ O	P	NH ₄	NO ₃	NH ₄ &NO ₃	Cd	Cu	As	Pb
IX	7.36	8.45	40.80	34.80	5.98	41.17	0.02	5.50	6.96	674.17
III	7.37	8.50	40.92	34.80	6.03	41.00	0.02	5.50	7.03	675.83
VII	7.43	8.46	41.05	35.13	6.43	41.03	0.02	5.54	6.77	680.33
All Grps	7.39	8.47	40.92	34.91	6.15	41.07	0.02	5.51	6.92	676.78

Таблиця 3.2 – Результати дисперсійного аналізу концентрацій хімічних речовин та важких металів за динамікою у часі

	SS Effect	df Effect	MS Effect	SS Error	df Error	MS Error	F	P
pH_KCl	0.0169	2	0.00844	4	15	0.28	0.030226	0.970285
pH_H ₂ O	0.0085	2	0.00424	8	15	0.56	0.007634	0.992398
P	0.1878	2	0.09389	3886	15	259.06	0.000362	0.999638
NH ₄	0.4444	2	0.22222	834	15	55.59	0.003998	0.996011
NO ₃	0.7300	2	0.36500	1	15	0.08	4.433198	0.030710
NH ₄ &NO ₃	0.0933	2	0.04667	724	15	48.28	0.000967	0.999034
Cd	0.0000	2	0.00001	0	15	0.00	0.170940	0.844491
Cu	0.0090	2	0.00452	2	15	0.16	0.027666	0.972762
As	0.2209	2	0.11044	4	15	0.27	0.410930	0.670275
Pb	122.1111	2	61.05556	1375021	15	91668.07	0.000666	0.999334

Умовні позначення: SS Effect і SS Error – міжгрупова і внутрішньогрупова суми квадратів відхилень; MS Effect і MS Error – міжгрупова (факторна) і внутрішньогрупова (залишкова) дисперсії; df – ступені свободи; F – критерій Фішера; p – рівень значущості.

У часовій динаміці достовірно міняється концентрація нітратів (табл. 3.3; табл. 3.4).

Таблиця 3.3 – Просторові особливості показників ґрунту залежно від експозиції схилів

Exp	pH_KCl	pH_H ₂ O	P	NH ₄	NO ₃	NH ₄ &NO ₃	Cd	Cu	As	Pb
N	7.48	8.80	33.60	38.27	6.17	44.23	0.03	5.51	6.84	845.67
S	7.71	8.48	37.83	34.57	6.27	40.33	0.02	5.27	7.16	745.67
W	7.91	8.21	40.87	33.47	6.20	38.87	0.03	5.57	6.59	655.00

E	7.56	8.91	45.03	35.33	6.13	41.27	0.02	5.40	7.43	654.00
C	7.22	9.24	68.53	45.37	6.47	51.47	0.02	6.24	7.27	1030.3
K	6.45	7.18	19.67	22.47	5.67	30.23	0.01	5.08	6.23	130.00
All	7.39	8.47	40.92	34.91	6.15	41.07	0.02	5.51	6.92	676.78

Таблиця 3.4 – Результати дисперсійного аналізу концентрацій хімічних речовин та важких металів за експозицією схилів

	SS Effect	df Effect	MS Effect	SS Error	df Error	MS Error	F	p
pH_KCl	4	5	0.8	0.2543	12	0.02119	37.278	0.000001
pH_H ₂ O	8	5	1.6	0.4605	12	0.03837	41.053	0.000000
P	3883	5	776.5	3.3933	12	0.28278	2746.112	0.000000
NH ₄	833	5	166.7	0.7600	12	0.06333	2632.035	0.000000
NO ₃	1	5	0.2	0.9133	12	0.07611	2.764	0.069222
NH ₄ &NO ₃	723	5	144.6	1.4200	12	0.11833	1221.803	0.000000
Cd	0	5	0.0	0.0001	12	0.00000	24.744	0.000006
Cu	2	5	0.5	0.1061	12	0.00884	53.214	0.000000
As	3	5	0.6	1.1608	12	0.09673	6.392	0.004072
Pb	1374689	5	274937.8	454.0000	12	37.83333	7267.079	0.000000

Експозиція схилів достовірно впливає на розподіл практично всіх хімічних показників, за винятком нітратів. Аналіз залежності між концентраціями хімічних елементів у ґрунті вказує на наявність тісного зв'язку поміж ними (табл. 3.5).

Таблиця 3.5 – Кореляційна матриця

	pH_KCl	pH_H ₂ O	P	NH ₄	NO ₃	NH ₄ &NO ₃	Cd	Cu	As	Pb
pH_KCl	1.00	-0.78	-0.60	-0.82	-0.08	-0.82	0.18	-0.56	-0.47	-0.77
pH_H ₂ O	-0.78	1.00	0.63	0.77	0.15	0.78	-0.04	0.61	0.64	0.66
P	-0.60	0.63	1.00	0.81	0.40	0.80	-0.33	0.88	0.45	0.68
NH ₄	-0.82	0.77	0.81	1.00	0.40	1.00	-0.25	0.88	0.33	0.96
NO ₃	-0.08	0.15	0.40	0.40	1.00	0.37	-0.24	0.48	0.11	0.40
NH ₄ &NO ₃	-0.82	0.78	0.80	1.00	0.37	1.00	-0.26	0.86	0.35	0.95

Cd	0.18	-0.04	-0.33	-0.25	-0.24	-0.26	1.00	-0.06	-0.43	-0.34
Cu	-0.56	0.61	0.88	0.88	0.48	0.86	-0.06	1.00	0.12	0.80
As	-0.47	0.64	0.45	0.33	0.11	0.35	-0.43	0.12	1.00	0.21
Pb	-0.77	0.66	0.68	0.96	0.40	0.95	-0.34	0.80	0.21	1.00

Ідея наших подальших досліджень полягала у математичному моделюванні структури розташування досліджуваних ділянок у багатовимірному просторі, ознаками якого є вміст хімічних елементів у ґрунті.

Оскільки концентрації хімічних елементів у ґрунтах досліджуваних ділянок корельовані між собою, можна зробити висновок, що дані спостережень можна пояснити невеликою кількістю нових змінних, які безпосередньо не вимірюються, але можуть бути отримані через лінійну комбінацію вихідних даних. Це дає змогу зменшити вимірність простору спостережень. Графічно процедура розрахунків зводиться до переміщення початку координат у центр даних і повороту осей координат таким чином, щоб абсциса проходила у напрямі максимальної дисперсії множини даних (рис. 3.7).

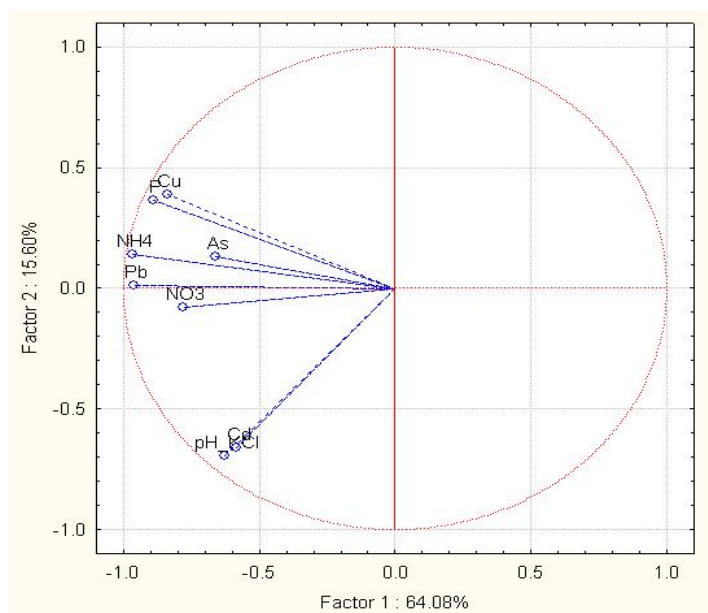


Рисунок 3.7 – Система взаємозв'язків хімічних показників ґрунту

Перша головна компонента відображає рівень забруднення ґрунту. Ділянки контролю характеризуються максимальними значеннями першої

головної компоненти. Мінімальні значення першої головної компоненти властиві ділянкам у центрі полігону відходів.

Друга головна компонента відображає зменшення рН сольове, вмісту кадмію. Мінімальними значеннями 2-ої функції характеризуються ділянки західної експозиції, де названі показники мають вищі значення (рис. 3.8).

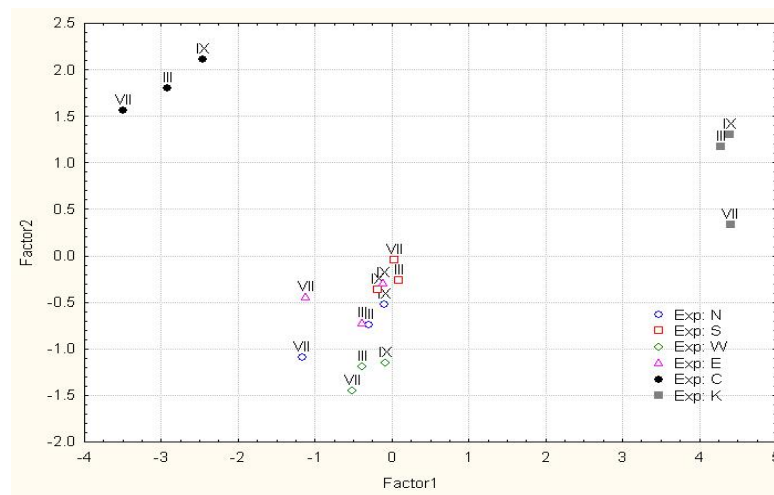


Рисунок 3.8 – Розташування ділянок в системі координат головних компонент Римськими цифрами позначені порядкові номери місяців. Символами позначені експозиція схилів: N – північ і т.д., K – контроль, C – центр.

Встановлено, що Ужгородський полігон побутових відходів функціонує як динамічна геохімічна система, у якій відбувається не лише накопичення, але й активний перерозподіл важких металів. Отримані результати підтверджують необхідність урахування просторової та сезонної мінливості при оцінці стану ґрунтів і свідчать про доцільність посилення моніторингу та впровадження заходів локалізації забруднення.

3.2. Вивчення рівня токсичності едафотопів полігонів побутових відходів за результатами тест-рослин

Важливе місце у питанні біоіндикації стану довкілля є використання рослинного матеріалу в якості тест-культур. Особливо це стосується

техногенних едафотопів, які в наслідок тривалого антропогенного впливу зазнали значних структурно-механічних трансформацій.

Вивчення токсичності ґрунтів на полігонах побутових відходів за допомогою тест-рослин, є важливим для оцінки екологічної безпеки порушених територій. Цей швидкий та інформативний метод фітотестування, дозволяє виявити реальний рівень забруднення ґрунтів важкими металами та токсичними фільтратами, які мігрують та накопичуються у субстратах, стаючи фактором небезпеки у ланцюгу “ґрунт-рослина”. Окрім того оцінка еколого-токсикологічних властивостей субстратів, дозволяє оцінити поточний перебіг та спрогнозувати інтенсивність подальших фітомеліоративних процесів [1].

Оскільки рослинний матеріал є первинною ланкою трофічних ланцюгів, то він є чутливими біоіндикатором. Його використання має ряд наступних переваг: 1) Раннє попередження, бо рослини реагують на токсини швидше, ніж відбудуться візуальні зміни або накопичення шкідливих речовин у ґрунтових водах; 2) Екстраполяція ризиків, тому що результати тесту допомагають оцінити загальний токсичний ризик; 3) Простота та доступність, тому що методи ростового тесту не потребують складного лабораторного обладнання, що робить їх ідеальними для регулярного моніторингу полігонів побутових відходів.

У якості фітоіндикаторів рівня токсичності едафотопів полігонів побутових відходів, використовуються види родини Капустяні (*Brassicaceae*): хрениця сійна (*Lepidium sativum* L.) і гірчиця біла (*Sinapis alba* L.) [2].

Види, які належать до даної родини виділяються доброю адаптацією до природно-кліматичних умов регіону досліджень та покриття ними едафотопів є ефективним заходом протидії водній та вітровій ерозії ґрунту. Ще однією важливою перевагою є те, що в наслідок вирощування рослин родини *Brassicaceae*, у субстратах накопичуються поживні речовини, наприклад азот у різних з'єднаннях, що збагачує ґрунт поживними речовинами, сприяє покращенню механічної структури ґрунту, легшому засвоєнню вологи [2].

З метою вивчення рівня токсичності едафотопів на досліджуваних полігонах побутових відходів, а саме Ужгородському, Берегівському та Мукачівському, з різних боків та центральної частини полігонів, відібрано з товщі до 10 см зразки субстратів.

Лабораторні дослідження проводились у науково-дослідній лабораторії екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності.

Розвиток та енергія проростання насіння визначили у відповідності із наступними державними стандартами: ДСТУ 4138-2002 і ДСТУ-2240-93 [1, 3].

У лабораторії у чашки Петрі, висівались по 10 насінин *Lepidium sativum* L. та *Sinapis alba* L., вище засипався субстрат з зазначених дослідних точок досліджуваних полігонів. Субстрат зволожувався та злегка розрихлювався для активізації процесу повітрообміну.

Важливим аспектом досліду, було дотримання кліматичних параметрів, тому підтримувалась температура у діапазоні +17...+20°C., рівень інсоляції 4-5 тис. лк. Впродовж періоду проведення досліду, чашки Петрі із насінинами, а пізніше із пророслими сіянцями, регулярно піддавали дрібнокрапельному поливу.

Диференційований рівень токсичності субстрату встановлювався за числом пророслих сіянців, енергією ростових процесів (висота пророслого сіянця та довжина сформованої кореневої системи).

Протягом цього періоду велося систематичне спостереження за вказаними вище ростовими параметрами.

При підвищеній концентрації забруднюючих речовин у субстратах, сповільнюється проростання насіння та знижується інтенсивність фізіологічного розвитку пророслих сіянців.

За біометричними показниками субстрати поділяються на класифікаційні групи: *забруднення відсутнє* – проростання насіння 90-100%, *слабке забруднення* – проростання на рівні 60-90%, *середнє забруднення* – 20-60% і *сильне забруднення* – проростання менше 20%.

Аналіз показав, що пробивання насіння *Lepidium sativum* L., мало місце у період 2-4 день дослідю, а *Sinapis alba* L. дещо повільніше на 4-5 день. Маркерною була 10 доба, коли сіянци були вилучені із субстратів та встановлювались їхні біометричні параметри. Порівняльна енергія проростання *Lepidium sativum* L. та *Sinapis alba* L. нижче (рис.3.9, рис. 3.10, рис. 3.11).

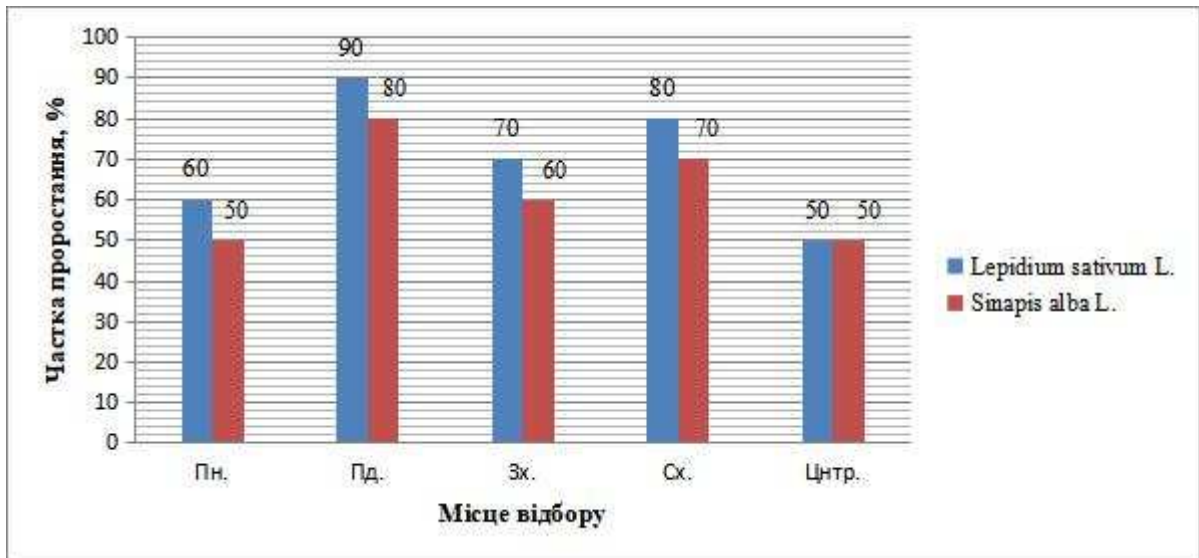


Рисунок 3.9 – Результати проростання насіння *Lepidium sativum* L. і *Sinapis alba* L. на едафотобах Ужгородського полігону побутових відходів

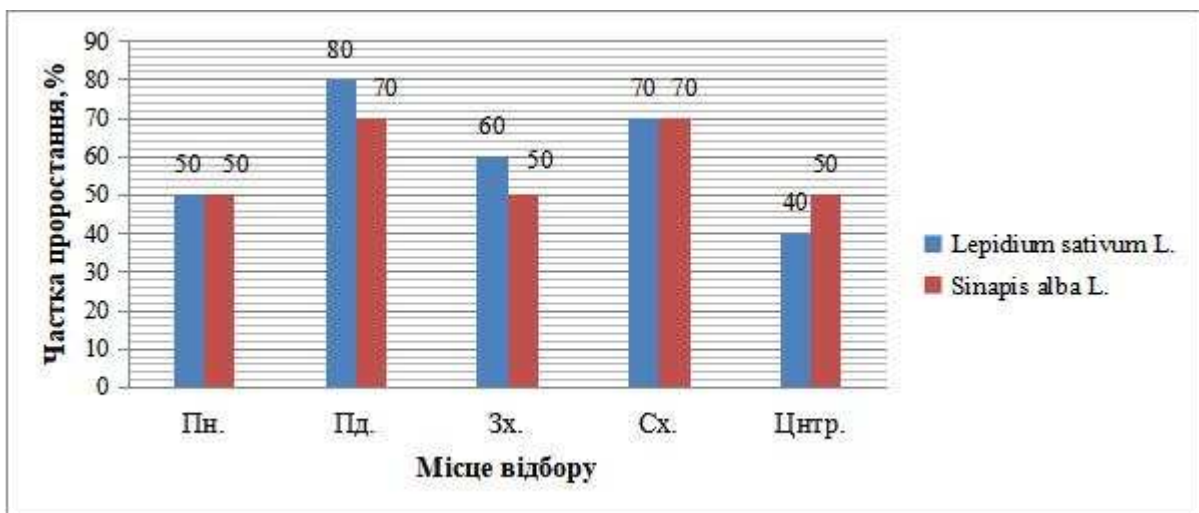


Рисунок 3.10 – Результати проростання насіння *Lepidium sativum* L. і *Sinapis alba* L. на едафотобах Березівського полігону побутових відходів

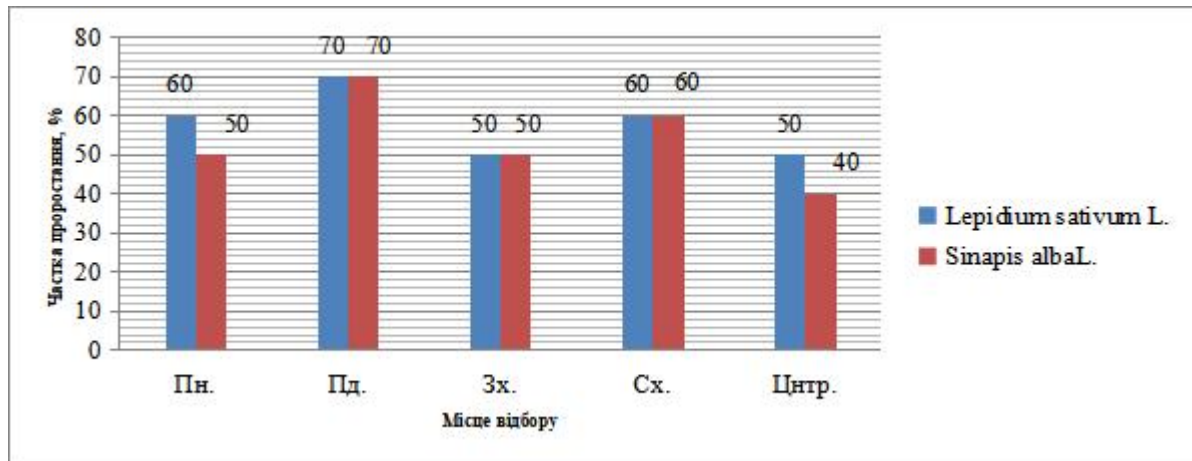


Рисунок 3.11 – Результати проростання насіння *Lepidium sativum* L. і *Sinapis alba* L. на едафотобах Мукачівського полігону побутових відходів

Як видно з даних рисунків обидві культури виявили доволі високу енергію проростання, яка коливалась у діапазоні від 50% до 90%.

На субстратах з Ужгородського полігону найвищий рівень проростання зафіксовано у зразку з південного боку (*Lepidium sativum* L. – 90%, *Sinapis alba* L. – 80%), а найнижчий у зразку із центральної частини (*Lepidium sativum* L. – 50%, *Sinapis alba* L. – 50%). Високі показники зафіксовані у зразку з східного (*Lepidium sativum* L. – 80%, *Sinapis alba* L. – 70%) і західного боку (*Lepidium sativum* L. – 70%, *Sinapis alba* L. – 60%), ну і дещо нижче з північного боку (*Lepidium sativum* L. – 60%, *Sinapis alba* L. – 50%).

На субстратах з Березівського полігону теж найвищий рівень проростання зафіксовано у зразку з південного боку (*Lepidium sativum* L. – 80%, *Sinapis alba* L. – 70%), а найнижчий у зразку із центральної частини (*Lepidium sativum* L. – 40%, *Sinapis alba* L. – 50%). Високі показники проростання зафіксовані у зразку з східного боку (*Lepidium sativum* L. – 70%, *Sinapis alba* L. – 70%). Нижчі показники встановлені у зразку із західного боку (*Lepidium sativum* L. – 60%, *Sinapis alba* L. – 50%) та півночі (*Lepidium sativum* L. – 50%, *Sinapis alba* L. – 50%).

Нижчі показники проростання встановлено на субстратах з Мукачівського полігону побутових відходів: південний бік (*Lepidium sativum* L. – 70%, *Sinapis alba* L. – 70%), східний (*Lepidium sativum* L. – 60%,

Sinapis alba L. – 60%), північний (*Lepidium sativum* L. – 60%, *Sinapis alba* L. – 50%), західний (*Lepidium sativum* L. – 50%, *Sinapis alba* L. – 50%) і центральна частина (*Lepidium sativum* L. – 50%, *Sinapis alba* L. – 40%).

Важливим діагностичним параметром, який має тісний зв'язок із фітомеліоративною ефективністю на порушених територіях є замір довжини сіяньців. Отримані результати подані на рисунках 3.12, 3.13 і 3.14

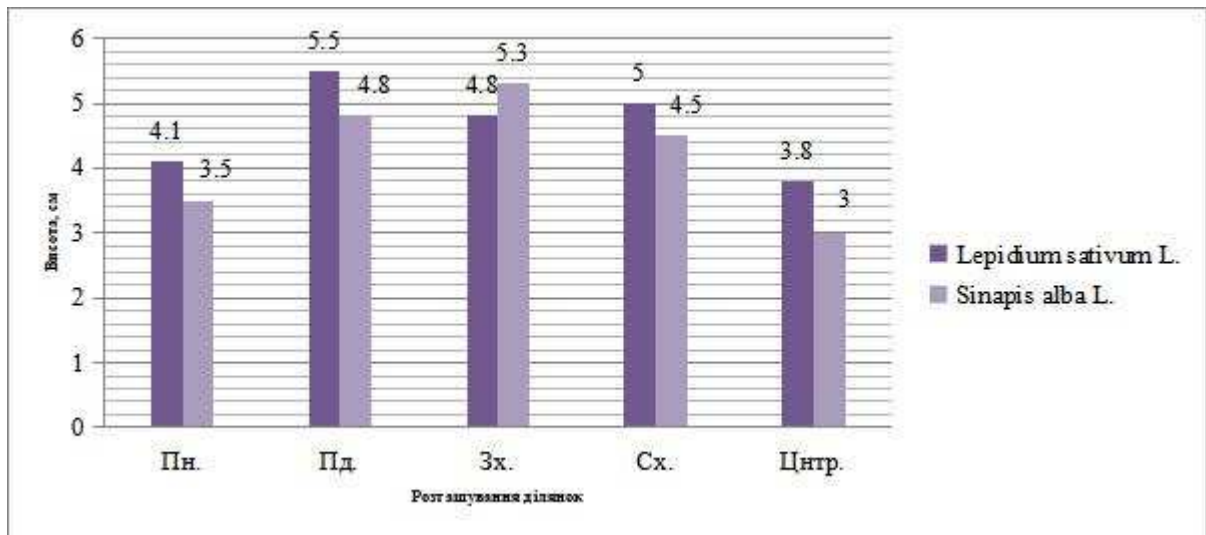


Рисунок 3.12 – Порівняльні результати висот пророслих сіяньців *Lepidium sativum* L. і *Sinapis alba* L. Ужгородського полігон

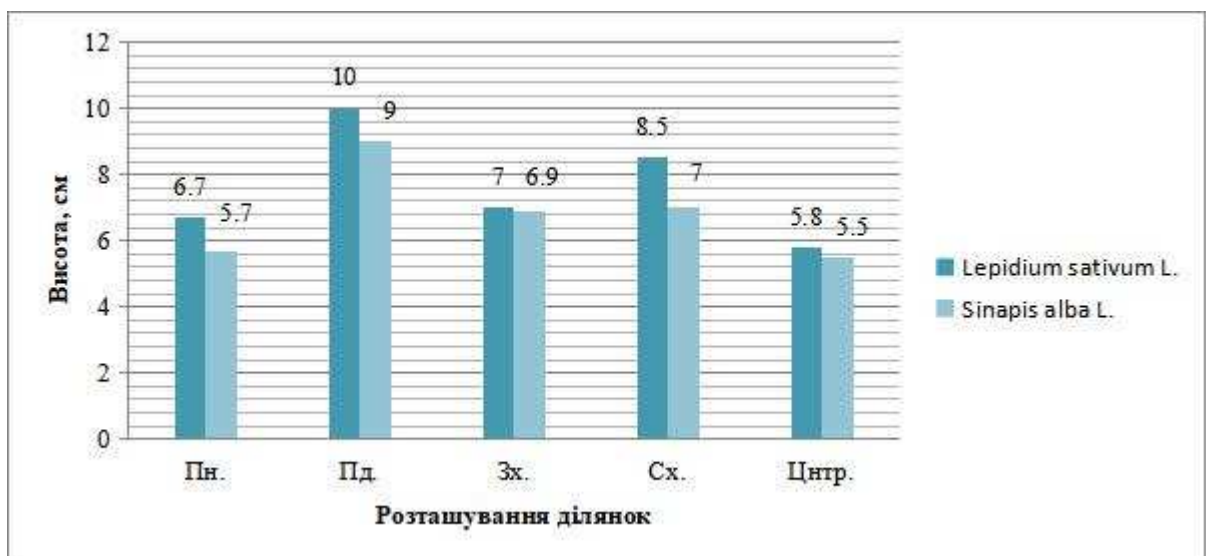


Рисунок 3.13 – Порівняльні результати висот пророслих сіяньців *Lepidium sativum* L. і *Sinapis alba* L. Березівського полігону



Рисунок 3.14 – Порівняльні результати висот пророслих сіяньців *Lepidium sativum* L. і *Sinapis alba* L. Мукачівського полігону

Ростовий діапазон довжин стебел сіяньців по досліджуваних культурах:
Ужгородський полігон побутових відходів:

південний бік (*Lepidium sativum* L. – 5,5 см, *Sinapis alba* L. – 4,8 см), захід (*Lepidium sativum* L. – 4,8 см, *Sinapis alba* L. – 5,3 см), схід (*Lepidium sativum* L. – 5,0 см, *Sinapis alba* L. – 4,5 см), північ (*Lepidium sativum* L. – 4,1 см, *Sinapis alba* L. – 3,5 см) та центр – (*Lepidium sativum* L. – 3,8 см, *Sinapis alba* L. – 3,0 см).

Берегівський полігон побутових відходів:

південний бік (*Lepidium sativum* L. – 10 см, *Sinapis alba* L. – 9 см), схід (*Lepidium sativum* L. – 8,5 см, *Sinapis alba* L. – 7 см), захід (*Lepidium sativum* L. – 7 см, *Sinapis alba* L. – 6,9 см), північ (*Lepidium sativum* L. – 6,7 см, *Sinapis alba* L. – 5,7 см) і центр (*Lepidium sativum* L. – 5,8 см, *Sinapis alba* L. – 5,5 см).

Мукачівський полігон побутових відходів:

південний бік (*Lepidium sativum* L. – 9,2 см, *Sinapis alba* L. – 8,5 см), схід (*Lepidium sativum* L. – 7,5 см, *Sinapis alba* L. – 7,4 см), захід (*Lepidium sativum* L. – 6,8 см, *Sinapis alba* L. – 7 см), північ (*Lepidium sativum* L. – 6,4 см, *Sinapis alba* L. – 6 см), центр полігону (*Lepidium sativum* L. – 6 см, *Sinapis alba* L. – 5,8 см).

Важливим аспектом майбутнього фітомеліоративного заростання порушених територій, є формування кореневої системи. у обох видів вони стрижневого типу. Результати по даному біометричному параметру у

пророслих сіянців з досліджуваних полігонів є наступними (рис. 3.15, рис. 3.16, рис. 3.17).

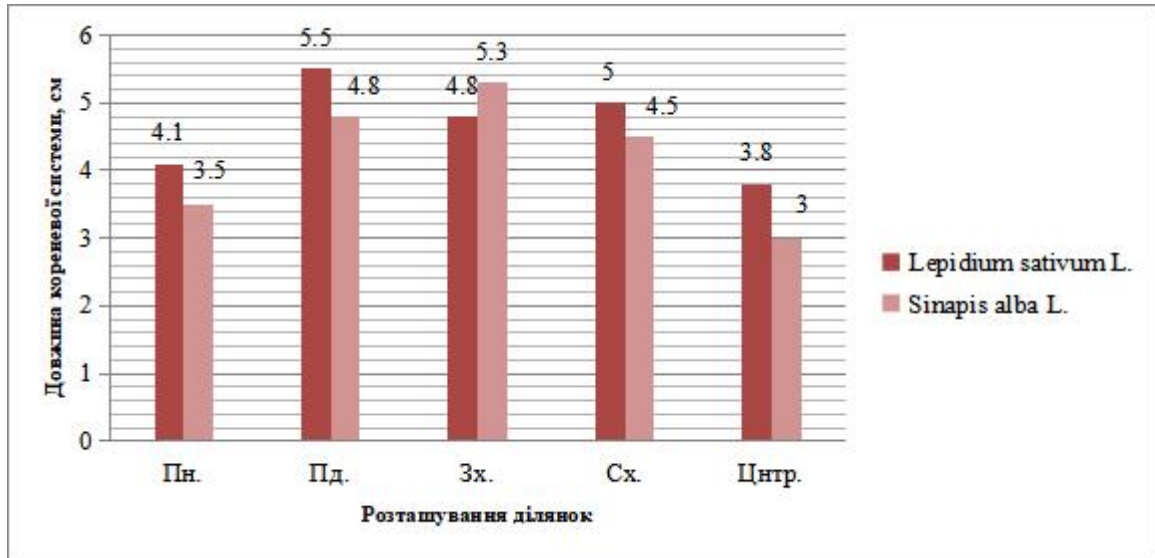


Рисунок 3.15 – Усереднені результати довжин кореневих систем пророслих сіянців *Lepidium sativum* L. Ужгородського полігону

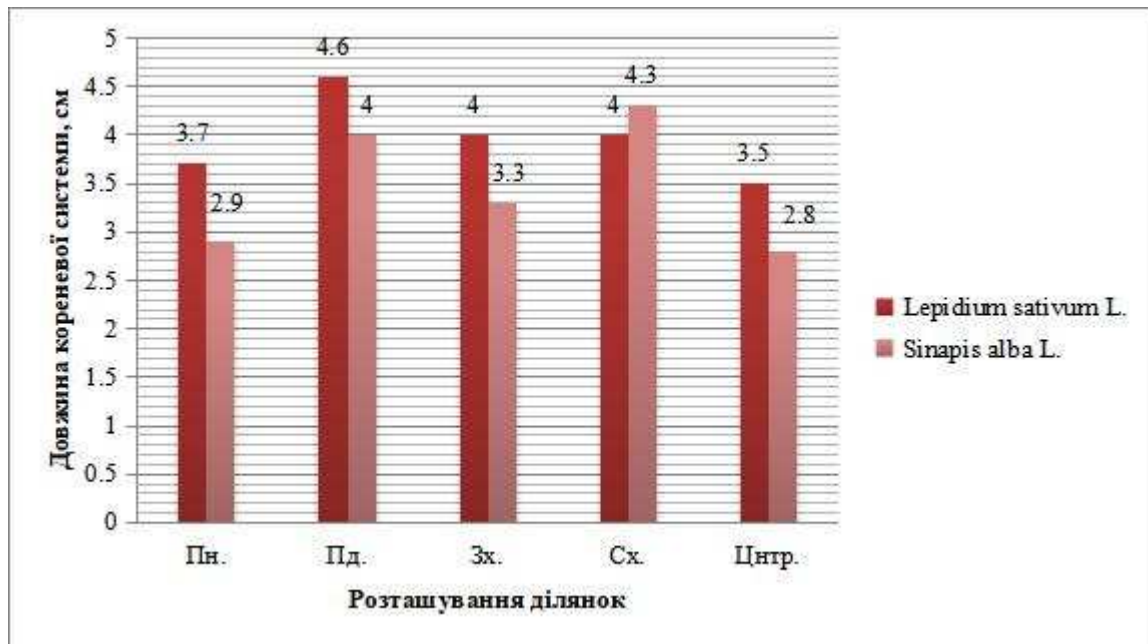


Рисунок 3.16 – Усереднені результати довжин кореневих систем пророслих сіянців *Lepidium sativum* L. Берегівського полігону

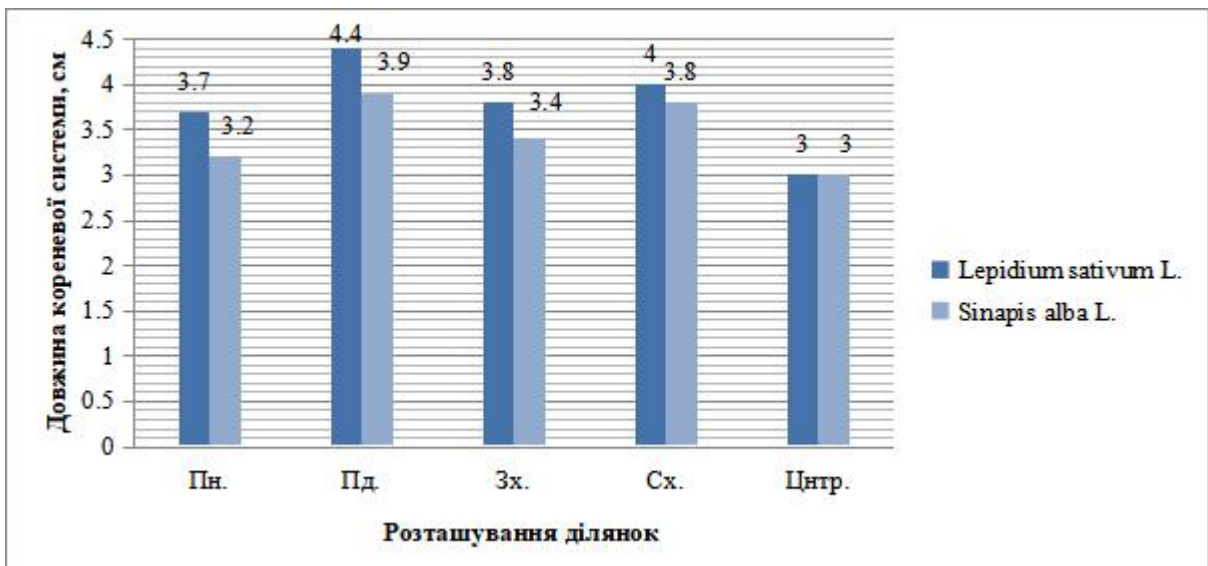


Рисунок 3.17 – Усереднені результати довжин кореневих систем пророслих сіяньців *Lepidium sativum* L. Мукачівського полігону

Усереднені дані сумарних замірів головного кореня і усіх бічних розгалужень досліджуваних рослин у субстратах з конкретних умов місцезростання є наступними:

Ужгородський полігон побутових відходів:

південний бік (*Lepidium sativum* L. – 5,5 см, *Sinapis alba* L. – 4,8 см), захід (*Lepidium sativum* L. – 4,8 см, *Sinapis alba* L. – 5,3 см), схід (*Lepidium sativum* L. – 5,0 см, *Sinapis alba* L. – 4,5 см), північ (*Lepidium sativum* L. – 4,1 см, *Sinapis alba* L. – 3,5 см) та центральна частина (*Lepidium sativum* L. – 3,8 см, *Sinapis alba* L. – 3,0 см).

Берегівський полігон побутових відходів:

південний бік (*Lepidium sativum* L. – 4,6 см, *Sinapis alba* L. – 4 см), схід (*Lepidium sativum* L. – 4 см, *Sinapis alba* L. – 4,3 см), захід (*Lepidium sativum* L. – 4 см, *Sinapis alba* L. – 3,3 см), північ (*Lepidium sativum* L. – 3,7 см, *Sinapis alba* L. – 2,9 см) і центр (*Lepidium sativum* L. – 3,5 см, *Sinapis alba* L. – 2,8 см).

Мукачівський полігон побутових відходів:

південний бік (*Lepidium sativum* L. – 4,4 см, *Sinapis alba* L. – 3,9 см), схід (*Lepidium sativum* L. – 4 см, *Sinapis alba* L. – 3,8 см), захід (*Lepidium sativum* L. – 3,8 см, *Sinapis alba* L. – 3,4 см), північ (*Lepidium sativum* L. – 3,7 см, *Sinapis alba* L. – 3,3 см), центр полігону (*Lepidium sativum* L. – 3 см, *Sinapis alba* L. – 3 см).

Аналіз отриманих біометричних показників, свідчить, що досліджувані субстрати досліджуваних полігонів побутових відходів, за рівнем фітотоксичності можна розділити наступним чином:

– Ужгородський полігон: ділянок з повністю відсутнім забрудненням субстрату практично немає, до категорій зі слабким рівнем забруднення відносяться субстрати південного, східного і західного боків полігону, середнє забруднення виявлено у зразку з північного боку та центральної частини полігону.

– Берегівський полігон, ділянки розділились у наступному співвідношенні: слабе забруднення субстратів, виявлено з південного, східного боків полігону, середнє забруднення виявлено зразках із західного, північного боків та центру полігону.

– Мукачівський полігон: ділянки із слабким рівнем забруднення представлені з південного і східного боків полігону, середнє забруднення з північного, західного боків та центру даного полігону.

Отримані результати свідчать про доволі високий рівень проростання досліджуваних видів, їхню високу опірність несприятливим едафічним умовам місцезростання. Виходячи з чого, рекомендуємо сумарне використання усіх досліджуваних видів в фітомеліоративних процесах на об'єктах дослідження.

3.3. Аналіз комплексу небезпечних процесів, спричинених загоранням полігонів побутових відходів

Проблема поводження з побутовими відходами у Закарпатській області має стратегічне значення через унікальні географічні та екологічні особливості

регіону. Полігони побутових відходів сьогодні трансформувалися з об'єктів пасивного складування у динамічні джерела підвищеної техногенної та екологічної небезпеки. Це зумовлено критичним накопиченням органічної фракції, відсутністю сучасних систем дегазації та порушенням технологічних регламентів експлуатації [6, 7].

Особливу занепокоєність викликає висока частота пожеж на полігонах побутових відходів, що супроводжується викидами надзвичайно токсичних речовин. У контексті сталого розвитку регіону, який орієнтований на рекреацію та транскордонне співробітництво, функціонування таких об'єктів стає дестабілізуючим фактором, що потребує детального наукового аналізу та розробки превентивних заходів.

Пожежі на полігонах є результатом складних фізико-хімічних та біологічних процесів у товщі відходів. Основним чинником є біотермічна деградація органіки, що супроводжується виділенням біогазу (метану), концентрація якого 5–15% в суміші з повітрям стає вибухонебезпечною.

Внутрішнє самозаймання виникає через акумуляцію тепла в анаеробних зонах. Коли температура всередині масиву перевищує критичні значення (60–70°C), запускаються екзотермічні хімічні реакції, що призводять до займання. Проблема ускладнюється тим, що пожежі часто мають характер *«глибинного тління»*, яке неможливо ліквідувати поверхневим поливом [2, 4, 10].

Дослідження розпочалося з фіксації локальних осередків у 2023 році. У м. Тячів було ліквідовано пожежу площею 20 м², а у м. Виноградів масштаб загоряння сягнув 0,1 га. Ці випадки на той момент розглядалися як наслідок аномальної спеки або людського фактору. Проте вже у грудні 2023 року ситуація на головному полігоні області у с. Барвінок (Ужгородський район), продемонструвала тенденцію: серію дрібних, але регулярних загорянь (3–70 м²). Це стало свідченням того, що внутрішні процеси самонагрівання у тілі полігону перейшли у фазу активної дестабілізації (табл. 3.6).

Таблиця 3.6 – Статистика загорянь на ППВ Закарпаття у 2023 році

№	Дата	Населений пункт / локація	Тип об'єкта	Площа пожежі	Особливості
1.	19.08.2023 р.	м. Тячів, ур. Баршин Потік	сміттєзвалище ТОВ «Еко Сіті»	20 м ²	локальне загоряння
2.	11.09.2023 р.	м. Виноградів, вул. Лейзмана	міський полігон	0,1 га	середній масштаб, залучено кілька підрозділів
3.	16.12.2023 р.	с. Барвінок, Ужгородський р-н	полігон побутових відходів	3 м ²	початок серії загорянь
4.	17.12.2023 р.	с. Барвінок	полігон побутових відходів	70 м ²	різке зростання площі
5.	18.12.2023 р.	с. Барвінок	полігон побутових відходів	6 м ²	повторне загоряння
6.	27.12.2023 р.	с. Барвінок	полігон побутових відходів	10 м ²	стабільна повторюваність

Наведені розрахунки мають орієнтовний характер, однак демонструють, що впровадження системи раннього виявлення пожеж є доцільним. Основний ефект досягається за рахунок зменшення площі загоряння, скорочення часу ліквідації, зниження кількості залученої техніки, мінімізації післяпожежних рекультиваційних витрат. Для полігонів із повторюваними загоряннями, зокрема у с. Барвінок та м. Чоп, може окупитися за короткий період [1, 3].

У 2024 році відбувся перехід від локальних інцидентів до системної кризи. Полігон у с. Барвінок став «гарячою точкою», де у січні зафіксовано пожежу площею 200 м². Важливо зазначити, що січневі пожежі виключають фактор кліматичної спеки, що підтверджує саме внутрішнє техногенне походження вогню. Географія пожеж розширилася на: м. Чоп (промислові зони поблизу полігону), Іршавську ТГ (лісові масиви, що межують зі сміттєзвалищами), Хустську ТГ. Це свідчить про те, що проблема зношеності інфраструктури та

недотримання норм перешарування відходів ґрунтом стала загально регіональною. У 2025 році аналіз підтвердив циклічність пожеж. Об'єкти у Міжгірській (0,4 га) та Перечинській (250 м²) громадах продемонстрували вразливість гірських районів, де через особливості рельєфу гасіння пожеж є логістично складним. Окрему небезпеку почали складати стихійні сміттєзвалища у Берегівському районі, де відсутність будь-якого контролю призвела до неконтрольованого горіння значних площ (рис. 3.18).



Рисунок 3.18 – Порівняння кількості пожеж за районами у 2024–2025 рр.

Події 2026 року стали найбільш показовими. Пожежа у м. Чоп площею 1000 м² стала викликом для регіональної системи ДСНС. Використання пожежного поїзда підкреслило масштабність загрози для транспортної інфраструктури. Характерною рисою стало те, що після ліквідації відкритого вогню протягом наступних днів виникали повторні осередки. Це класичний приклад «термічного ядра», коли всередині масиву зберігається температура понад 500°C, що спричиняє піроліз відходів навіть без доступу кисню [8, 9].

На основі зібраних даних нами виділено чотири типи ділянок з найвищим ризиком:

- ділянки активного складування: де відбувається постійне надходження свіжого кисню при нещільному трамбуванні.

- зони концентрації органіки: місця, куди потрапляють відходи харчової промисловості та сільського господарства.
- периферія та укоси: через відсутність ізоляційного шару тут часто виникають поверхневі пожежі від зовнішніх чинників.
- рельєфні депресії: місця скупчення фільтрату. Хімічні реакції між компонентами фільтрату та відходами стають каталізаторами нагріву (3.19).

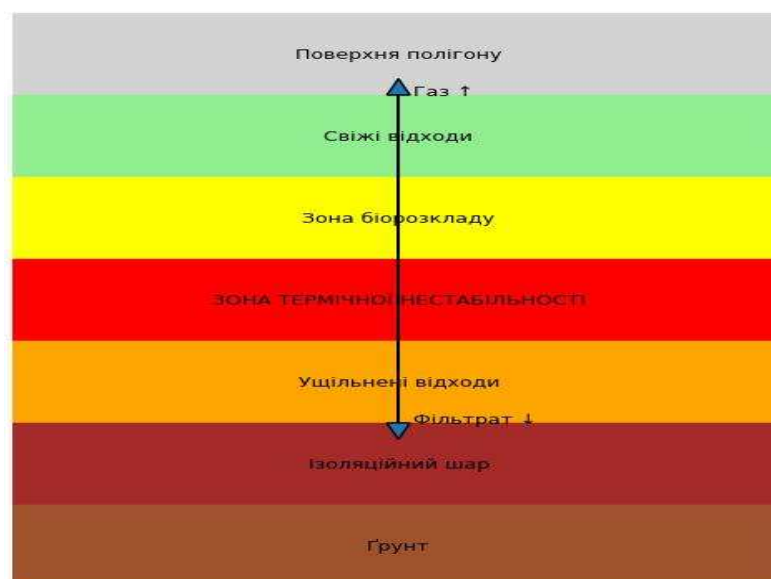


Рисунок 3.19 – Схема-модель розрізу полігону з виділенням зон термічної нестабільності (за результатами досліджень)

Як показано на рисунку, у товщі полігону побутових відходів формуються зони термічної нестабільності, які виникають у результаті інтенсивних біохімічних процесів розкладання органічної складової. У цих зонах відбувається накопичення тепла та полігонного газу, що створює передумови для самонагрівання та розвитку процесів тління. Найбільш небезпечними є середні та нижні шари полігону, де обмежений доступ кисню поєднується з високою температурою та вологістю, що сприяє тривалому прихованому горінню. Саме ці зони є основними джерелами повторних загорянь, зафіксованих у ході дослідження.

Горіння відходів на полігонах побутових відходів Закарпатської області супроводжується утворенням складних багатокомпонентних сумішей

токсичних речовин, які чинять комплексний негативний вплив на всі компоненти довкілля. Найбільш оперативно цей вплив проявляється у погіршенні якості атмосферного повітря. Зокрема, під час пожежі на полігоні у м. Чоп у 2026 році зафіксовано перевищення гранично допустимих концентрацій оксиду вуглецю та діоксиду азоту у 3–5 разів, що свідчить про високий рівень токсичного навантаження на прилеглі території. Особливу небезпеку становлять канцерогенні сполуки, зокрема бенз(а)пірен і діоксини, які характеризуються стійкістю та здатністю до біоаккумуляції.

Вплив пожеж не обмежується атмосферним середовищем, а має пролонгований характер через забруднення ґрунтового покриву. У процесі горіння утворюється зола, яка містить значні концентрації важких металів, таких як свинець, кадмій та ртуть. Під впливом атмосферних опадів ці речовини вимиваються та проникають у глибинні горизонти ґрунту, формуючи довготривалі осередки техногенного забруднення. Такий процес є особливо небезпечним з огляду на можливість включення токсикантів у біогеохімічні цикли та їх подальшого перенесення по трофічних ланцюгах. Суттєві ризики пов'язані і з водними ресурсами регіону. Закарпатська область характеризується густою гідрографічною мережею, що створює сприятливі умови для швидкого поширення забруднювальних речовин. Потрапляння продуктів горіння та неочищеного фільтрату у водозбір басейну річки Тиса становить загрозу не лише локального, а й транскордонного забруднення. З огляду на міжнародний статус цієї водної системи, такі процеси можуть мати наслідком загострення екологічної ситуації на міждержавному рівні [10, 11, 12].

Враховуючи встановлені закономірності, стабілізація ситуації потребує впровадження комплексної системи моніторингу та управління станом полігонів. Першочерговим заходом має стати організація технічного моніторингу температурного режиму у товщі відходів, зокрема шляхом встановлення мережі датчиків на глибині до 5 м на найбільш проблемних полігонах, таких як с. Барвінок та м. Чоп. Це дозволить своєчасно виявляти зони самонагрівання та попереджати розвиток пожеж. Важливим напрямом є

використання дистанційних методів спостереження, зокрема застосування безпілотних літальних апаратів з тепловізійними камерами для регулярного обстеження територій полігонів. Такий підхід забезпечує можливість виявлення прихованих осередків тління, які не проявляються на поверхні, але становлять потенційну загрозу. Паралельно необхідним є удосконалення технології експлуатації полігонів, зокрема впровадження щоденної ізоляції робочих карт шаром інертного матеріалу товщиною не менше 15–20 см. Це дозволяє зменшити доступ кисню до відходів, обмежити розвиток процесів горіння та стабілізувати температурний режим.

Окрему роль у зниженні пожежної небезпеки відіграє організація систем дегазації полігонів. Активне відведення біогазу сприяє зниженню внутрішнього тиску та температури у масиві відходів, що зменшує ймовірність самозаймання. Додатковою перевагою є можливість використання метану як альтернативного джерела енергії, що відповідає принципам сталого розвитку. Пожежі на полігонах побутових відходів Закарпатської області формують багаторівневий негативний вплив на довкілля та потребують комплексного підходу до моніторингу і управління, спрямованого на попередження їх виникнення та мінімізацію наслідків (табл. 3.7) [5].

Таблиця 3.7 – Розрахунок орієнтовної економічної ефективності від впровадження системи раннього виявлення пожеж порівняно з витратами на їх ліквідацію

Показник	Без системи раннього виявлення	Із системою раннього виявлення	Очікуваний ефект
Середня площа пожежі	100–1000 м ²	10–100 м ²	зменшення площі загоряння
Тривалість ліквідації	від кількох годин до 1–2 діб	до кількох годин	скорочення часу реагування
Кількість залученої техніки	2–4 одиниці	1 одиниця	зменшення витрат на пальне й ресурс техніки

Витрати на ліквідацію однієї пожежі	80–250 тис. грн	20–60 тис. грн	економія 50–190 тис. грн
Витрати на рекультиваційні заходи після пожежі	100–500 тис. грн	20–100 тис. грн	зниження післяпожежних витрат
Орієнтовна вартість системи раннього виявлення для одного полігону	—	300–700 тис. грн	одноразові інвестиційні витрати
Очікувана окупність системи	—	1–2 роки	за умови попередження 3–5 масштабних пожеж
Екологічний ефект	високі викиди, забруднення ґрунтів і вод	зниження обсягів горіння та токсичних викидів	зменшення екологічного навантаження

Проведений аналіз за період 2023–2026 рр. підтверджує, що полігони побутових відходів Закарпатської області перебувають у стані прогресуючої екологічної деградації. Пожежі стали не випадковими подіями, а закономірним результатом накопичення внутрішньої енергії в масивах відходів. Масштабна пожежа 2026 року в м. Чоп стала критичною точкою, яка вказує на вичерпання ресурсу безпеки існуючих об'єктів. Подальше функціонування полігони побутових відходів без докорінної зміни підходів до управління ними призведе до незворотного забруднення регіону. Тільки через поєднання суворого технологічного контролю, впровадження систем раннього моніторингу та переходу до замкнутого циклу переробки відходів можна забезпечити екологічну безпеку та сталий розвиток Закарпатської області.

3.4. Аналіз фізіологічної стійкості рослинного покриву досліджуваних полігонів

3.4.1. Оцінка рівня жаростійкості рослин полігонів

Оцінка рівня жаростійкості є одним із ключових адаптаційних механізмів, котрі ілюструють рівень стійкості рослинного покриву до складних умов зростання, які мають місце на полігонах побутових відходів, в нашому випадку Закарпатської області.

В умовах полігонів побутових відходів, екосистеми представлені рослинними біогеоценозами, зазнають значного техногенного впливу (вплив фільтратів, звалищного газу, продуктів горіння, іонів важких металів), зростають на субстратах, практично без необхідного рівня родючого горизонту, потрібного для росту та розвитку рослин, зазнають впливу підвищених температур повітря та субстрату, дисбалансу вологозабезпечення, зумовленого порушенням механічного складу поверхні і дефіцитом опадів [3, 4].

Важливим аспектом екологічнобезпечових досліджень, є вивчення рівнів жаростійкості рослинного покриву представленого піонерною трав'янистою рослинністю, яка виступає основою сингенетичної сукцесії фітомеліоративного покриву. Жаростійкість забезпечує витривалість до перегріву, що дозволяє зберігати продуктивність у несприятливих періодах [2].

З цією метою, за результатами сезонних польових досліджень на території Ужгородського, Берегівського та Мукачівського полігонів побутових відходів, були відібрані зразки трав'янистого рослинного матеріалу, для оцінки рівня їхньої жаростійкості.

Об'єктами досліджень були наступні види: деревій звичайний (*Achillea submillefolium* Klok.), лопух великий (*Arctium lappa* L.), полин гіркий (*Artemisia absinthium* L.), полин звичайний (*Artemisia vulgaris* L.), череда тридільна (*Bidens tripartita* L.), незбутниця волохата (*Galinsoga ciliata* (Rafin.) Blake), жовтий осот

польовий (*Sonchus arvensis* L.), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* L.), підбіл звичайний (*Tussilago farfara* L.), подорожник великий (*Plantago major* L.), подорожник ланцетолистий (*Plantago lanceolata* L.), лобода сиза (*Chenopodium glaucum* L.), підмаренник чіпкий (*Galium aparine* L.), розрив-трава дрібноцвіта (*Impatiens parviflora* DC.), гірчак перцевий (*Polygonum hydropiper* L.) і перстач гусячий (*Potentilla anserina* L.).

Ідентифіковані види належать таксономічно до наступних родин:

Айстрові (Asteraceae) – 9 видів, Подорожникові (Plantaginaceae) – 2, Маренові (Rubiaceae), Цирицеві (Amaranthaceae), Бальзамінові (Balsaminaceae), Гречкові (Polygonaceae), Трояндові (Rosaceae) – 1 вид.

Дослідження проводились у науково-дослідній лабораторії екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. Дослідним матеріалом були листкові пластинки трав'янистих рослин.

При вивченні даного показника, виділяють пороговий температурний рівень 40-60°C, перевищення якого спричиняє порушення обміну речовин і енергетично активний перерозподіл. Використовується загальноприйнятий метод, який базується на здатності рослинної протоплазми протистояти дії високих температур. Дослідження жаростійкості проводились шляхом нагрівання у водяній бані в десятикратному температурному діапазоні (40–80°C). У кожному з них (40, 50, 60, 70, 80°C), занурювались на 30 хвилин, зв'язані по 5 штук пучки листкових пластинок кожного з видів. Після цього, виймали по одній пластинці і переносили у чашки Петрі з кристалізатором, піднімали температуру у бані ще на 10°C, збільшуючи на 10 хвилин і часовий інтервал нагрівання. Охолоджені протягом п'яти хвилин листки, занурювались на 20 хвилин в термостійкі посудини з 0,2 н розчином соляної кислоти. Поверхні листків вкривались, бурими плямами різної величини та форми. Це процес руйнування хлорофілу і утворення феофітину. Ступінь феофітинізації оцінювався за 5-ти бальною шкалою [1] (табл. 3.8).

Таблиця 3.8 – Оцінка рівня жаростійкості досліджуваних рослин за ступенем феофітинізації

Вид	Ступінь феофітинізації листкових пластинок у різних температурних діапазонах, °С				
	40	50	60	70	80
<i>Achillea submillefolium</i> Klok.	+	++	++	+++	+++
<i>Arctium lappa</i> L.	++	+++	+++	+++	+++
<i>Artemisia absinthium</i> L.	++	+++	+++	+++	+++
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	++	++	+++	+++	+++
<i>Bidens tripartita</i> L.	+	++	+++	+++	+++
<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.)	+	+	++	++	+++
<i>Sonchus arvensis</i> L.	++	++	+++	+++	+++
<i>Taraxacum officinale</i> L.	+	++	+++	+++	+++
<i>Tussilago farfara</i> L.	+	++	+++	+++	+++
<i>Plantago major</i> L.	+	++	++	+++	+++
<i>Plantago lanceolata</i> L.	++	++	++	+++	+++
<i>Chenopodium glaucum</i> L.	++	++	+++	+++	+++
<i>Galium aparine</i> L.	++	++	+++	+++	+++
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	+	++	+++	+++	+++
<i>Polygonum hydropiper</i> L.	++	++	+++	+++	+++
<i>Potentilla anserina</i> L.	+	++	+++	+++	+++

Примітки: “-” – відсутність бурих плям, “+” – незначне побуріння, “++” – побуріння 50% і більше, “+++” – побуріння 90%.

Сукупний бал ушкодження поверхні листків встановлювався за формулою:

$$D_{dt} = (d_1 \times 1 + d_2 \times 2 + d_3 \times 3 + d_4 \times 4 + d_5 \times 5) / 5 \quad (1)$$

де: D_{dt} – сукупний бал ушкодження листка високими температурами;

$d_1 \dots d_5$ – бал ушкодження при певній температурі нагрівання;

1 – 5 коефіцієнти впливу температур (40, 50, 60, 70, 80) (табл. 3.9).

Таблиця 3.9 – Рівні ушкодження листкових пластинок

Вид	Рівень температури, °С					Загальний бал (D _{dt})
	40	50	60	70	80	
	Бал ушкодження					
<i>Achillea submillefolium</i> Клок.	1	2	3	4	5	11,0
<i>Arctium lappa</i> L.	3	3	4	4	5	12,4
<i>Artemisia absinthium</i> L.	3	4	4	5	5	13,6
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	2	3	4	4	5	12,2
<i>Bidens tripartita</i> L.	2	3	4	4	5	12,2
<i>Galinsoga ciliata</i> Blake	1	1	2	3	4	8,2
<i>Sonchus arvensis</i> L.	3	4	4	5	5	13,6
<i>Taraxacum officinale</i> L.	1	3	4	5	5	12,8
<i>Tussilago farfara</i> L.	1	2	3	4	5	9,4
<i>Plantago major</i> L.	1	2	3	4	5	9,4
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1	2	3	4	5	9,4
<i>Chenopodium glaucum</i> L.	2	3	4	4	5	11,2
<i>Galium aparine</i> L.	2	2	3	4	5	10,2
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	1	1	2	3	4	8,2
<i>Polygonum hydropiper</i> L.	2	2	3	4	4	10,2
<i>Potentilla anserina</i> L.	1	1	2	3	4	8,2

Найвищий рівень жаростійкості проявили (у балах): *Galinsoga ciliata* (Rafin.) – 8,2; *Impatiens parviflora* DC. – 8,2; *Potentilla anserina* L. – 8,2; *Tussilago farfara* L. – 9,4; *Plantago major* L. – 9,4 і *Plantago lanceolata* L. – 9,4.

Середню жаростійкість проявили (у балах): *Galium aparine* L. – 10,2; *Polygonum hydropiper* L. – 10,2; *Achillea submillefolium* Клок. – 11,0 і *Chenopodium glaucum* L. – 11,2.

Найнижчий рівень жаростійкості та значне вигорання листкової тканини, притаманне (у балах): *Bidens tripartita* L. – 12,2; *Artemisia vulgaris* L. – 12,2; *Arctium lappa* L. – 12,4; *Taraxacum officinale* L. – 12,8; *Artemisia absinthium* L. – 13,6 і *Sonchus arvensis* L. – 13,6.

3.4.2. Посухостійкість рослинного покриву полігонів

Вивчення посухостійкості рослин, що зростають на полігонах побутових відходів, має важливе значення для екологічної безпеки, процесів відновлення порушених територій та адаптації до регіональних кліматичних змін [2, 5].

Полігони побутових відходів являють собою екстремальні середовища, які характеризуються високими температурами, частим дефіцитом вологи, порушенням складу едафотопів, токсичністю та вмістом іонів важких металів.

Детальний аналіз даного параметру дозволяє успішно підібрати рослини для біологічного етапу рекультивації виведених з експлуатації полігонів побутових відходів, запобіганню розвитку ерозії ґрунту та пилоутворенню.

Важливим аспектом з фізіологічної точки зору є те, що рослини полігонів демонструють механізми адаптації до умов значного перегріву поверхонь та дефіциту води, що важливо для селекції посухостійких видів [4].

Рослини – ксерофіти, що ростуть на полігонах побутових відходів, демонструють високу стійкість завдяки специфічній анатомо-морфологічній структурі, яка зменшує випаровування води та спричиняє перегрів рослин [8].

Крім того важливу роль у життєвих процесах рослин відводиться достатньому балансу вологи. При втраті рослиною вологи уповільнюється її ріст розвиток, знижується яскравість насінноношення, рівень життєвості. Водний дефіцит виникає внаслідок порушення сприятливого водного балансу, при якому транспірацію компенсує надходження вологи із ґрунту або атмосфери.

Для встановлення рівня посухостійкості трав'янистої рослинності полігонів побутових відходів низинного Закарпаття, були відібрані рослинні зразки на території Ужгородського, Берегівського і Мукачівського полігонів, які формують основу фітомеліоративного покрив їхніх територій [6, 7].

Метод в'янення, який був використаний, є порівняльним методом оцінювання посухостійкості. Для дослідження водного режиму рослин

ефективним є використання методу в'янення, бо він значно точніший за польовий метод, який залежить від погодніх умов та тривалий у часі.

Фактичну (польову) посухостійкість досліджуваних видів вивчали впродовж вегетаційного сезону 2025 року та визначали за 6-бальною шкалою проф. С. С. П'ятницького.

Дана шкала пропонує порівнювати отримані результати із наступною бальною диференціацією: 0 балів – рослина гине від посухи; 1 бал – листки відпали, всихають кінці пагонів; 2 бали – всихає більша половина листків і частина пагонів; 3 бали – вражено менше половини листків; 4 бали – у денні години листки втрачають тургор, в'януть, але за ніч його відновлюють; 5 балів – рослина не страждає від посухи [1].

Об'єктами досліджень виступали піонерні трав'янисті види, котрі формують первинний фітомеліоративний покрив поверхні зазначених полігонів побутових відходів: *Achillea submillefolium* Klok., *Arctium lappa* L., *Artemisia absinthium* L., *Artemisia vulgaris* L., *Bidens tripartita* L., *Galinsoga ciliata* (Rafin.), *Sonchus arvensis* L., *Taraxacum officinale* L., *Tussilago farfara* L., *Plantago major* L., *Plantago lanceolata* L., *Chenopodium glaucum* L., *Galium aparine* L., *Impatiens parviflora* DC., *Polygonum hydropiper* L., *Potentilla anserina* L., *Elymus repens* (L.) Gould, *Equisetum arvense* L., *Rumex conglomeratus* Murr. і *Thlaspi arvense* L. [3].

Отримані, впродовж вегетаційного періоду (травень-жовтень 2025 року) результати, проведені у лабораторії екологічної безпеки ЛДУ БЖД, представлені нижче у таблиці 3.10

Таблиця 3.10 – Динаміка рівнів фактичної посухостійкості піонерної рослинності досліджуваних полігонів побутових відходів (2025 р.), у балах

№	Рослина	травень	червень	липень	серпень	вересень	жовтень	Середнє значення за вегетаційний період
1.	<i>Achillea</i>	4	4	5	5	4	4	4,3

	<i>submillefolium</i> Klok.							
2.	<i>Arctium lappa</i> L.	4	5	5	5	4	4	4,5
3.	<i>Artemisia absinthium</i> L.	4	5	5	5	4	4	4,5
4.	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	5	5	5	5	4	4	4,7
5.	<i>Bidens tripartita</i> L.	4	4	5	5	5	4	4,5
6.	<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.)	3	4	5	5	5	4	4,3
7.	<i>Sonchus arvensis</i> L.	4	5	5	4	4	4	4,3
8.	<i>Taraxacum officinale</i> L.	4	5	5	5	5	4	4,7
9.	<i>Tussilago farfara</i> L.	5	5	5	5	5	4	4,8
10.	<i>Plantago major</i> L.	5	5	5	5	5	4	4,8
11.	<i>Plantago lanceolata</i> L.	5	5	5	5	4	4	4,7
12.	<i>Chenopodium glaucum</i> L.	4	5	5	5	4	4	4,5
13.	<i>Galium aparine</i> L.	3	4	5	5	4	4	4,2
14.	<i>Impatiens parviflora</i> DC.	3	4	5	5	4	4	4,2
15.	<i>Polygonum hydropiper</i> L.	4	4	5	5	4	4	4,3
16.	<i>Potentilla anserina</i> L.	4	5	5	5	4	4	4,5
17.	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	4	5	5	5	4	4	4,5
18.	<i>Equisetum arvense</i> L.	4	5	5	4	5	4	4,5
19.	<i>Rumex conglomeratus</i> Murr.	4	5	5	5	4	4	4,5
20.	<i>Thlaspi arvense</i> L.	3	4	5	5	4	4	4,2

За результатами проведених досліджень посухостійкості, трав'янисті види розподілені на три категорії: високо посухостійкі, середньо посухостійкі і низько посухостійкі.

До високо посухостійких віднесено наступні види: *Artemisia vulgaris* L. – 4,7, *Taraxacum officinale* L. – 4,7, *Plantago lanceolata* L. – 4,7, *Tussilago farfara* L. – 4,8 і *Plantago major* L. – 4,8.

До середньо посухостійких: *Arctium lappa* L. – 4,5, *Artemisia absinthium* L. – 4,5, *Bidens tripartita* L. – 4,5, *Chenopodium glaucum* L. – 4,5, *Potentilla anserina*

L. – 4,5, *Elymus repens* (L.) Gould. – 4,5, *Equisetum arvense* L. – 4,5 і *Rumex conglomeratus* Murr. – 4,5.

Відповідно до низько посухостійких віднесено решту із досліджуваних трав'янистих видів: *Galium aparine* L. – 4,2, *Impatiens parviflora* DC. – 4,2, *Thlaspi arvense* – 4,2, *Achillea submillefolium* Klok. – 4,3, *Galinsoga ciliata* (Rafin.) – 4,3, *Sonchus arvensis* L. – 4,3 і *Polygonum hydropiper* L. – 4,3.

Отримані результати свідчать, що у структурі фітомеліоративного покриву переважають високо- і середньо посухостійкі трав'янисті види (резистентні), які здатні функціонувати в умовах високих температур, дефіциту вологи, забруднення ґрунту забруднюючими речовинами. Відповідно процес фітомеліоративного сукцесійного розвитку із значними сповільненнями, рухається у бік поступового адаптування видів до умов середовища зростання, що супроводжується формуванням їхніх фітогенних полів та активізації речовинно-енергетичного міграційного кругообігу, що є свідченням проходження природніх фітомеліоративних процесів.

Вивчення водоутримувальної здатності рослин, що ростуть на полігонах побутових відходів, є важливим для процесів екологічного моніторингу, вивчення особливостей біологічного етапу рекультивациі порушених територій та розуміння механізмів адаптації флори до складних умов зростання. Висока водоутримувальна здатність є маркером посухостійкості та здатності рослини утримувати вологу у тканинах за несприятливих умов [3].

Визначення видів, які ефективно утримують вологу, дозволяє підібрати стійкі рослини для задерніння та відновлення полігонів. Водоутримувальна здатність тканин рослин є фізіологічним показником рівня життєвості [2].

Варто зазначити, що вивчення біопродуктивності через здатність рослин регулювати свій водний режим (транспірацію), корелює із їхньою біопродуктивністю, що важливо для перспектив створення густого рослинного покриву, який знижує випаровування з поверхні, зменшує енергію впливу водної та вітрової ерозії, адже рослини із високою водоутримувальною здатністю та кореневою системою, покращують структуру едафотопу. За

даними О.А. Калініченка, навіть короточасна нестача води у рослині, несприятливо впливає на біохімічні та фізіологічні процеси. Після відновлення оптимальних умов забезпечення водою фотосинтез стабілізується тільки через п'ять-шість днів, а ріст – через три-чотири тижні [5, 6].

Об'єктами досліджень виступали піонерні трав'янисті види, котрі формують первинний фітомеліоративний покрив поверхні Ужгородського, Мукачівського та Берегівського полігонів побутових відходів. Це були наступні види: *Achillea submillefolium* Klok., *Arctium lappa* L., *Artemisia absinthium* L., *Artemisia vulgaris* L., *Bidens tripartita* L., *Galinsoga ciliata* (Rafin.), *Sonchus arvensis* L., *Taraxacum officinale* L., *Tussilago farfara* L., *Plantago major* L., *Plantago lanceolata* L., *Chenopodium glaucum* L., *Galium aparine* L., *Impatiens parviflora* DC., *Polygonum hydropiper* L., *Potentilla anserina* L., *Elymus repens* (L.) Gould, *Equisetum arvense* L., *Rumex conglomeratus* Murr., *Thlaspi arvense* L. [4].

Дослідження водоутримувальної здатності рослинного покриву, здійснювали у науково-дослідній лабораторії Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. Використовувався метод, що базується на врахуванні втрат води рослинами під час підсихання їх шляхом багаторазового зважування. Інтервал між серіями зважувань, становив 30 хв.

Величина водоутримувальної здатності характеризується кількістю води, котра залишилась у клітинах після дії відповідного фактора. Тому фактори, що підвищують “швидкість водовіддачі”, знижують продуктивність рослин, і навпаки, оптимальним умовам відповідає мінімальна втрата води.

Дослідним матеріалом були листові пластини і пагони вище перелічених видів трав'янистих рослин, зібрані влітку 2025 року. Зібрані під час польових досліджень рослинні зразки, відразу занурювали місцем зрізу у розплавлений парафін, щоб запобігти втраті води через зріз. У лабораторії зважували кожен рослинний зразок окремо, закріплювали їх у штативах. Повторювали зважування на аналітичних вагах кожного рослинного зразка через 30, 60, 90 хв., фіксуючи різницю у масі, які є результатом втрати води у процесі випаровування за зазначені інтервали часу [1].

Водний дефіцит вимірюється як відсоток від повного насичення, а водоутримувальна здатність показує, скільки води залишається у рослинному об'єкті. При помірній транспірації і задовільному надходженні води з ґрунту у рослин спостерігається нормальний, сприятливий водний баланс:

$$V_d = \frac{M_{\text{п.нас.}} - M_{\text{до нас.}}}{M_{\text{п.нас.}}} \quad (2)$$

де $M_{\text{п.нас.}}$ – маса рослинного зразка після насичення, г

$M_{\text{до нас.}}$ – маса рослинного зразка до насичення, г

Отримані зведені результати проведених лабораторних досліджень, представлено нижче (табл. 3.11).

Таблиця 3.11 – Вологоутримуюча здатність піонерної рослинності досліджуваних полігонів побутових відходів

№	Таксон	Початкова маса рослин, г	Маса рослин через 30 хв., г	Маса рослин через 60 хв., г	Маса рослин через 90 хв., г	Втрага води за 30 хв., %	Втрага води за 60 хв., %	Втрага води за 90 хв., %
1.	<i>Achillea submillefolium</i> Klok.	5,33	5,30	5,26	5,21	0,57	1,31	2,25
2.	<i>Arctium lappa</i> L.	4,12	4,10	4,09	4,08	0,49	0,73	0,98
3.	<i>Artemisia absinthium</i> L.	6,12	6,04	5,98	5,95	1,32	2,34	2,86
4.	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	6,75	6,71	6,66	6,60	0,59	1,35	2,32
5.	<i>Bidens tripartita</i> L.	4,83	4,80	4,72	4,69	0,63	2,33	2,98
6.	<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.)	5,40	5,34	5,31	5,26	1,12	1,69	2,66
7.	<i>Sonchus arvensis</i> L.	6,14	6,03	5,98	5,92	1,82	2,67	3,71
8.	<i>Taraxacum officinale</i> L.	4,87	4,77	4,76	4,70	2,09	2,31	3,62
9.	<i>Tussilago farfara</i> L.	4,31	4,25	4,22	4,19	1,41	2,13	2,86
10.	<i>Plantago major</i> L.	5,46	5,40	5,35	5,31	1,11	2,05	2,82
11.	<i>Plantago lanceolata</i> L.	4,57	4,54	4,51	4,47	0,66	1,33	2,24

12.	<i>Chenopodium glaucum</i> L.	4,14	4,10	4,05	4,01	0,97	2,22	3,24
13.	<i>Galium aparine</i> L.	6,10	6,02	5,99	5,94	1,33	1,84	2,69
14.	<i>Impatiens parviflora</i> DC.	3,93	3,90	3,84	3,78	0,77	2,34	3,97
15.	<i>Polygonum hydropiper</i> L.	5,47	5,44	5,40	5,39	0,55	1,29	1,48
16.	<i>Potentilla anserina</i> L.	5,49	5,43	5,38	5,33	1,1	2,04	3,0
17.	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	6,54	6,45	6,41	6,35	1,39	2,02	2,99
18.	<i>Equisetum arvense</i> L.	5,76	5,71	5,66	5,62	0,87	1,76	2,49
19.	<i>Rumex conglomeratus</i> Murr.	6,30	6,25	6,22	6,20	0,8	1,28	1,61
20.	<i>Thlaspi arvense</i> L.	5,47	5,43	5,40	5,34	0,74	1,29	2,43

Досліджувані види були розподілені на три групи: із низьким, середнім і високим рівнем вологоутримуючої здатності.

Усередненні дані втрат вологи у таблиці 1 свідчать, що за 90 хв мінімальна втрата вологи спостерігалась (%) у *Arctium lappa* L. – 0,73, *Polygonum hydropiper* L.– 1,10, *Rumex conglomeratus* Murr. – 1,23, *Achillea submillefolium* Klok. – 1,38., *Plantago lanceolata* L. – 1,41, *Artemisia vulgaris* L. – 1,42, *Thlaspi arvense* L. – 1,49. Їхня частка становить 7 видів (35%). Середній рівень у *Equisetum arvense* L. – 1,71, *Galinsoga ciliata* (Rafin.) – 1,82, *Galium aparine* L. – 1,95, *Bidens tripartita* L. – 1,98, *Plantago major* L. – 1,99, *Potentilla anserina* L. – 2,05, *Elymus repens* (L.) Gould – 2,13, *Tussilago farfara* L. – 2,13, *Chenopodium glaucum* L. – 2,14, *Artemisia absinthium* L. – 2,17. Їхня частка становить 10 видів (50%).

Високий рівень вологоутримуючої здатності, відповідно зафіксовано у *Impatiens parviflora* DC. – 2,36, *Taraxacum officinale* L. – 2,67, *Sonchus arvensis* L. – 2,73. Частка 3 види (15%).

Отримані результати свідчать, що різна втрата вологи трав'янистих видів, зумовлена їх здатністю по-різному утримувати воду під час процесу в'янення. Відповідно 85% з них демонстрували низький і середній рівень вологоутримуючої здатності і відповідно посухостійкості, тому вони формують основу різноманіття піонерної рослинності на досліджуваних територіях.

3.4.3. Газостійкість рослинного покриву полігонів

Вивчення рівня газостійкості рослинного покриву, є важливою складовою комплексних еколого-біологічних досліджень особливостей адаптації рослинності до умов порушених територій. Газостійкість рослин є важливою ідентифікаційною ознакою у складних едафо-кліматичних умовах зростання, котрі мають місце на території полігонів побутових відходів, у нашому випадку Закарпатської області. Дані умови характеризуються змінністю ландшафтів, ущільненням поверхні, частим дефіцитом вологи, підвищеними температурами, едафотопів, приземного шару атмосферного повітря, наявністю сталих ланцюгів міграції забруднюючих поліутантів, порушеністю речовинно-енергетичних циркуляційних взаємозв'язків поміж горизонтами, впливом можливих загорань [2, 3, 5, 9].

Формування фітомеліоративного покриву порушених територій, що проходить кілька сукцесійних етапів, характеризується доволі значною сповільненістю, тому вивчення впливу стресових факторів на піонерні види, які першими заселяють ці території, є вкрай актуальним завданням.

Важливим з точки зору екологічної безпеки, є встановлення ступеня ураження органів рослин різними газами та сполуками [7, 8].

Під газостійкістю рослинного покриву на полігонах побутових відходів, розуміється їхня здатність виживати та функціонувати в умовах високих концентрацій токсичних газів (сірководню, метану, вуглекислого газу, аміаку та ін.), їхніх сумішей, дефіциту кисню та вологи у субстраті. Газостійкі види здатні фіторекультивувати порушені ділянки, поглинаючи забруднюючі поліутанти і покращувати стан навколишнього природного середовища.

Окрім того піонерні рослини, що ростуть на полігонах побутових відходів, часто мають особливу анатомічну будову кореневої системи, що дозволяє їм витримувати доволі високі концентрації, що вимагає від рослин високої адаптації [4, 6, 7].

Серед найбільш шкідливих для рослинності сполук є: діоксид сірки (SO_2), сірчаний ангідрид (SO_3), оксиди азоту (NO , NO_2 , N_2O_5), сірководень (H_2S), аміак (HN_3) і ацетилен.

Об'єктом досліджень стали рудеральні види рослинності ряду полігонів побутових відходів Закарпатської низовини (Мукачівського, Берегівського та Ужгородського). Склад дослідної рослинності, підбирався в ході польових досліджень за принципом частоти трапляння на одиницю площі територій. Було використано наступний перелік видів: підбіл звичайний (*Tussilago farfara* L.), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* L.), полин звичайний (*Artemisia vulgaris* L.), лобода біла (*Chenopodium album* L.), подорожник великий (*Plantago major* L.) і лопух великий (*Arctium lappa* L.) – по 5 рослин кожного виду у кожній повторюваності. Таксономічний розподіл родин є наступним: Айстрові (Asteraceae) – 4 види, Щирицеві (Amaranthaceae) – один вид, Подорожникові (Plantaginaceae) – один вид. Рослинний матеріал відбирався на поверхні полігонів, навколо місць концентрування побутових відходів.

Предметом дослідження виступала їхня стійкість до впливу токсичних газів, котра визначалась за методикою В. П. Безсонової (2006) [1].

Дослідження рівнів газостійкості проводились у лабораторії безпеки довкілля Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. У ході досліджень була використана фумігаційна камера з полімерного матеріалу об'ємом 20 дм^3 , чашки Петрі, колби з дистильованою водою, аналітичні ваги і реактиви (Na_2SO_3 , H_2SO_4 , HNO_3 , KMnO_4 , NaClO і HCl).

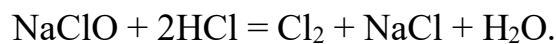
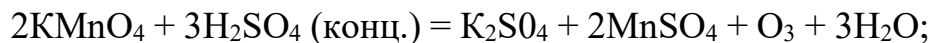
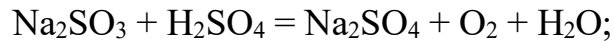
Для визначення площі вегетуючої поверхні, яка зазнавала змін, внаслідок впливу реактивів, попередньо визначалась площа рослин за наступною формулою:

$$S = \frac{2}{3} kx \quad (3)$$

де k – ширина листкової пластинки; x – довжина листкової пластинки.

Дослідні рослини поміщались у колби з дистильованою водою і переносились у прозору фумігаційну камеру з полімерного матеріалу об'ємом 20 дм³.

У камеру додавали в чашках Петрі, підготовлені розчини для подальшого перебігу реакції, що супроводжувалась виділенням газів за формулами:



Після фумігації у досліджуваній камері, на протязі години у кожному із розчинів, рослини виставляли на світло. Через 24 години визначали рівень ураження у % за наступною формулою:

$$A = \frac{S_1}{S_2} \times 100\% \quad (4)$$

де: S_2 – ушкодження листкової пластинки, см²;

S_1 – площа цілої листкової пластинки, см².

Рівень газостійкості рослинного матеріалу, оцінювався за ступенем ушкодження у балах: 0 – помітних плям немає, 1 – дуже слабкі опіки (1–10%), 2 – слабкі опіки (11–20%), 3 – середні опіки (21–40%), 4 – сильні опіки (41–80%), 5 – дуже сильні опіки (понад 81%).

Чим більше опіків, їхня площа зростає, що є свідченням нижчої газостійкості до певного газу. У кінці підраховувався сумарний бал газостійкості (Bg). Одержані результати представлені нижче (табл. 3.12).

Таблиця 3.12 – Рівень ушкодження при дії різних газів

Вид	Газ	Ужгородський полігон		Мукачівський полігон		Берегівський полігон	
		рівень ушкодження, %	бал ушкодження	рівень ушкодження, %	бал ушкодження	рівень ушкодження, %	бал ушкодження
<i>Tussilago farfara</i> L.	Cl ₂	5	1	4	1	6	1
	SO ₂	2	1	2	1	3	1
	NO ₂	21	3	19	2	20	2
	O ₃	3	1	3	1	4	1
<i>Taraxacum officinale</i> L.	Cl ₂	5	1	6	1	7	1
	SO ₂	3	1	3	1	2	1
	NO ₂	38	3	36	3	37	3
	O ₃	4	1	5	1	6	1
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Cl ₂	18	2	19	2	21	3
	SO ₂	5	1	4	1	5	1
	NO ₂	30	3	29	3	26	3
	O ₃	5	1	4	1	5	1
<i>Chenopodium alba</i> L.	Cl ₂	10	1	12	2	13	2
	SO ₂	5	1	7	1	8	1
	NO ₂	33	3	38	3	36	3
	O ₃	15	2	14	2	17	2
<i>Plantago major</i> L.	Cl ₂	14	2	15	2	18	2
	SO ₂	7	1	8	1	10	1
	NO ₂	41	4	42	4	40	3
	O ₃	18	2	15	2	18	2
<i>Arctium lappa</i> L.	Cl ₂	11	2	12	2	13	2
	SO ₂	17	2	18	2	19	2
	NO ₂	23	3	25	3	24	3
	O ₃	30	3	31	3	33	3

Аналіз рівнів газостійкості рослин на території полігонів засвідчив, що найбільшою уражаючою знатністю володіє NO₂, нижчою – Cl₂ і O₃, а найменшою SO₂. Співвідношення ушкодження поверхні (рис. 3.20, рис. 3.21, рис. 3.22).

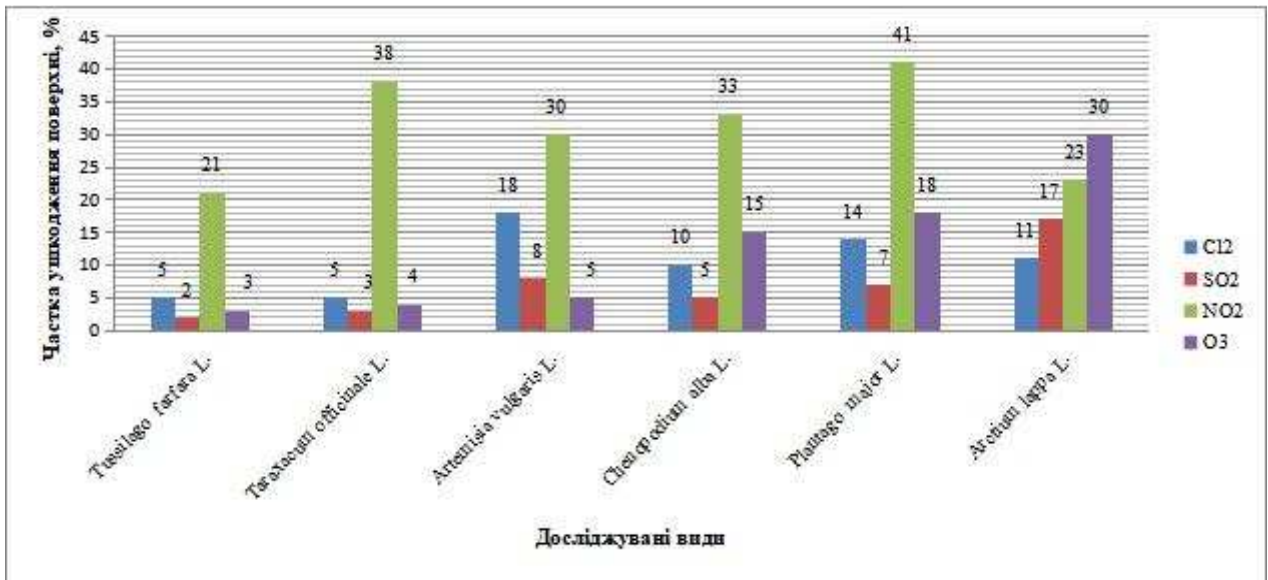


Рисунок 3.20 – Ушкодження поверхні трав'янистих рослин Ужгородського полігону побутових відходів

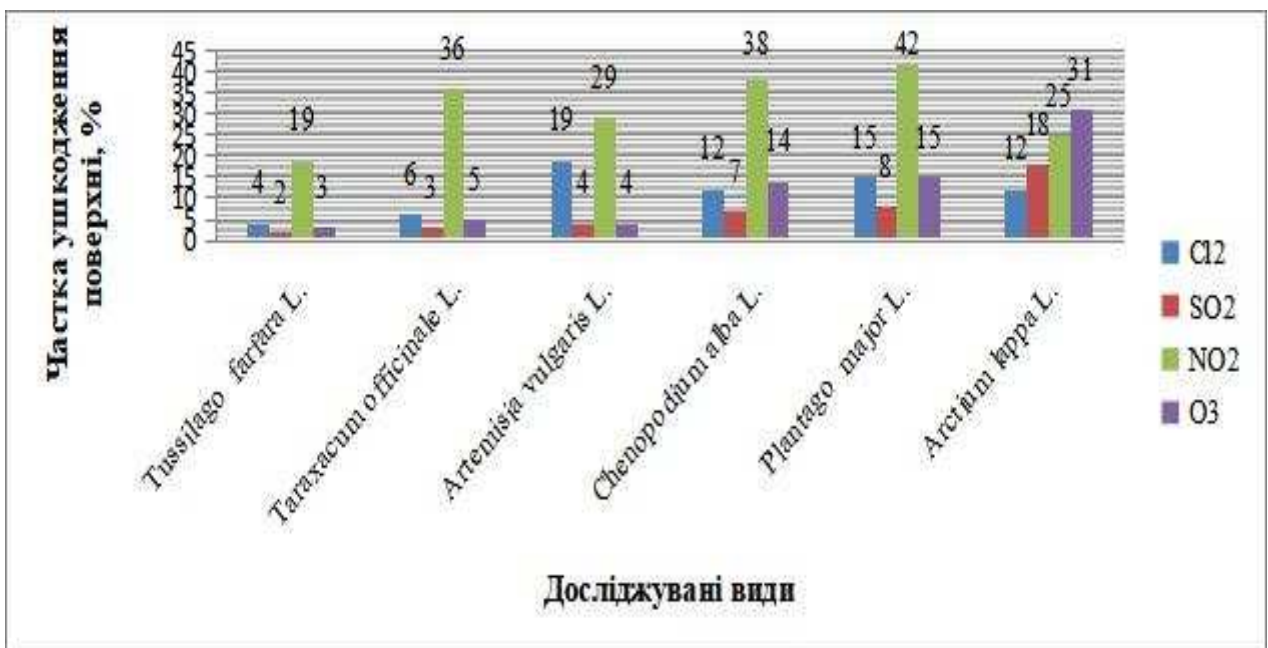


Рисунок 3.21 – Ушкодження поверхні трав'янистих рослин Мукачівського полігону побутових відходів

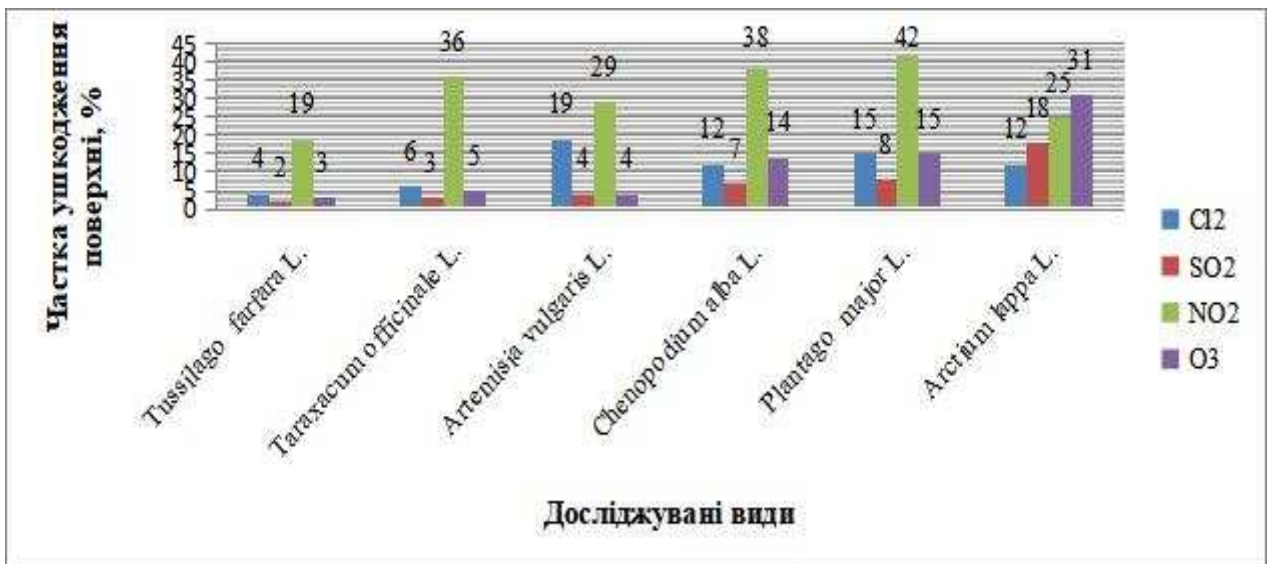


Рисунок 3.21 – Ушкодження поверхні трав'янистих рослин Мукачівського полігону побутових відходів

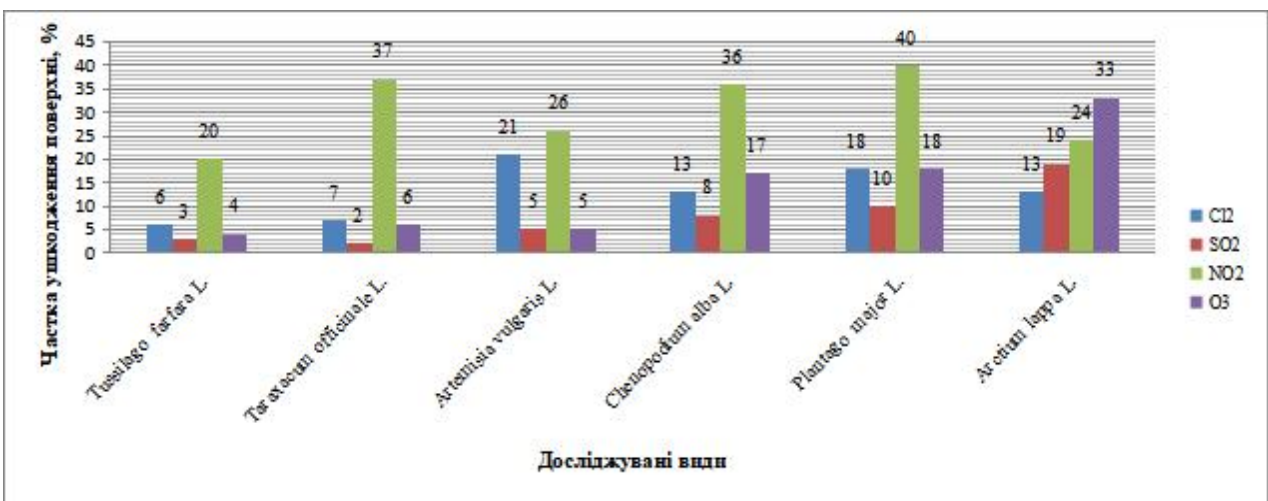


Рисунок 3.22 – Ушкодження поверхні трав'янистих рослин Берегівського полігону побутових відходів

Серед досліджуваних рослин полігонів побутових відходів Закарпатської низовини, найвищу стійкість до дії різних газів та їх сумішей проявили підбіл звичайний (*Tussilago farfara* L.), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* L.) та полин звичайний (*Artemisia vulgaris* L.). Помірний рівень газостійкості проявив рудеральний вид лобода біла (*Chenopodium album* L.), а самий низький, два види - подорожник великий (*Plantago major* L.) і лопух великий (*Arctium lappa* L.).

3.4.4. Солестійкість рослинного покриву досліджуваних полігонів побутових відходів

Знання рівня солестійкості рослин на полігонах побутових відходів, є критично важливим для ефективної рекультивації цих територій, оскільки ґрунти на таких ділянках зазвичай характеризуються високим рівнем засоленості, токсичністю та порушеною структурою. Це важливо для ефективного фітореMediaційного процесу, запобігання розвитку ерозійним процесам та забрудненню, адже рослини із високою солестійкістю, швидше утворюють густий покрив, що запобігає рознесенню забрудненого пилу та ерозії ґрунту вітром або ж водою, стійкі рослини здатні покращувати структуру ґрунту, фіксувати азот та сприяти розвитку корисної мікрофлори в умовах підвищеної токсичності [2, 3].

Підвищений рівень засоленості техногенних едафотопів, які представлені на полігонах побутових відходів, спричиняє активну міграцію солей у системі “ґрунт-рослина”, зокрема хлоридів, сульфатів, карбонатів, що негативно впливає на їхні фізіологічні процеси, зокрема порушується забезпеченість тканин вологою, відбувається деструкція мітохондрій, зміни співвідношення хлорофілів а та b, втрата міцності структурних зв'язків хлорофіл-білково-ліпідного комплексу пластид. Все це веде до пригнічення поживних речовин і отруєння клітин, яке проявляється у вицвітанні хлорофілу і виході солей у вигляді білих сипучих плям.

Виходячи із поставленого завдання в ході польових досліджень фітомеліоративного покриву територій Ужгородського, Березівського і Мукачівського полігонів побутових відходів, відібрані зразки рослинного матеріалу, для оцінки рівня солестійкості.

Об'єктами досліджень були ряд трав'янистих видів, котрі формують основу ендеоекогенетичної сукцесії, поступово формують власні фітогенні поля і змінюють локально середовище зростання. Це наступні види: лопух великий (*Arctium lappa* L.), полин звичайний (*Artemisia vulgaris* L.), череда тридільна

(*Bidens tripartita* L.), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* L.), підбіл звичайний (*Tussilago farfara* L.), подорожник великий (*Plantago major* L.), лобода сиза (*Chenopodium glaucum* L.), розрив-трава дрібноцвіта (*Impatiens parviflora* DC.), гірчак перцевий (*Polygonum hydropiper* L.).

У таксономічному відношенні найчисленніше представлена родина Айстрові (Asteraceae) – 5 видів, Подорожникові (Plantaginaceae), Щирицеві (Amaranthaceae), Бальзамінові (Balsaminaceae) і Гречкові (Polygonaceae) по одному видові.

Дослідження рівня солестійкості проводились у науково-дослідній лабораторії екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. Дослідним матеріалом були листові пластинки поданих вище трав'янистих рослин.

Для визначення рівня концентрації хлоридів і сульфатів у едафотобах був використаний метод водних витяжок, в якому застосовувались наступні робочі реактиви: 10% р-н HNO_3 ; 0,1 н. р-н AgNO_3 ; 10% р-н HCl ; 10% р-н $\text{BaCl}_2 \times \text{H}_2\text{O}$.

Для визначення концентрації солей у листових пластинках, був використаний кількісно-якісний метод. Використовувались наступні робочі реактиви: 4% розчин NaCl і Na_2SO_4 , кристалізатори. Заготовлені рослинні зразки досліджуваних видів поміщались у три посудини: перша була з розчином NaCl , друга з Na_2SO_4 , третя (контрольна) із дистильованою водою. Важливими індикаційними етапами була 3-тя та 7-ма доба експерименту. Встановлення рівня солестійкості листових пластинок видів, визначалось за швидкістю та ступенем вицвітання хлорофілу у зразках [1, 4]. Результати відображено нижче (рис. 3.23).

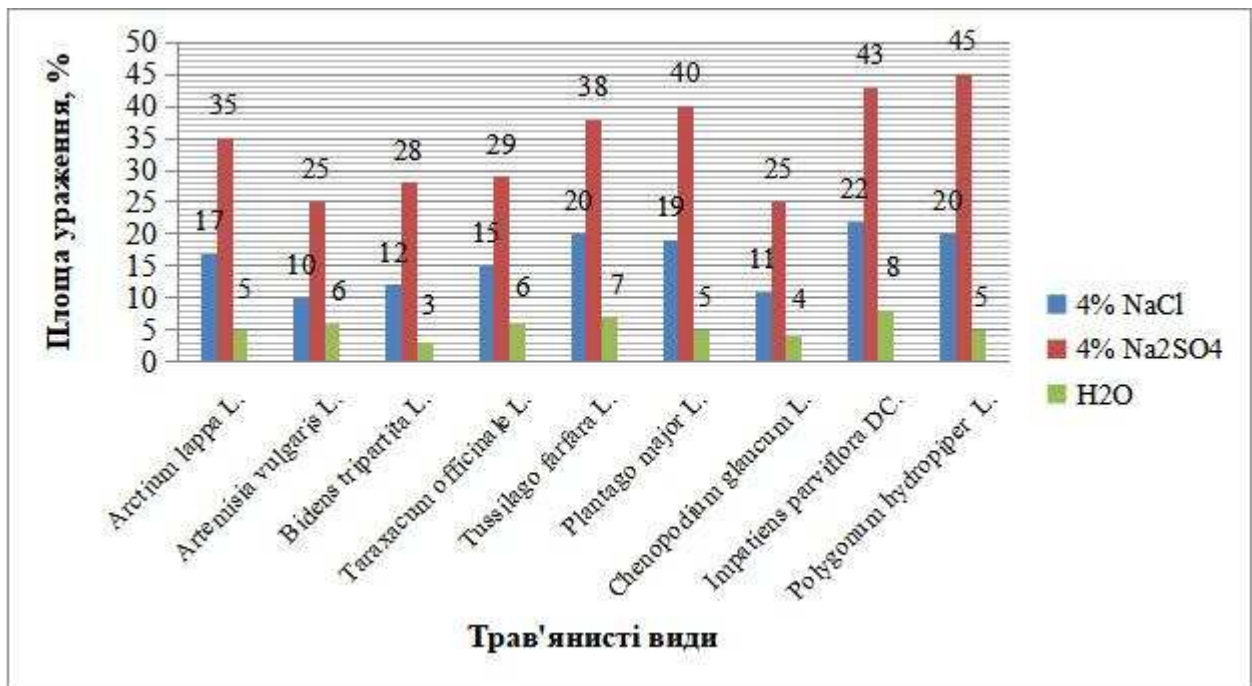


Рисунок 3.23 – Співвідношення рівнів солестійкості рослинних зразків досліджуваних видів

За результатами дослідження встановлено диференціацію рівнів хлоридів і сульфатів у зразках відібраних на досліджуваних полігонах побутових відходів у системі “грунт-рослина”. Високе співвідношення сульфатів і хлоридів є свідченням забруднення едафотопівнякий впливає і на життєвість піонерної трав'янистої рослинності, наслідком чого є часткове ослаблення меживузь та вицвітання частин листкових пластинок.

Найвищий рівень солестійкості зафіксовано у наступних видів: полин звичайний (*Artemisia vulgaris* L.) – (4% NaCl – 10%, 4% Na₂SO₄ – 25%, контроль – 6%), лобода сиза (*Chenopodium glaucum* L.) – (4% NaCl – 11%, 4% Na₂SO₄ – 25%, контроль – 4%), череда тридільна (*Bidens tripartita* L.) – (4% NaCl – 12%, 4% Na₂SO₄ – 28%, контроль – 3%), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* L.) – (4% NaCl – 15%, 4% Na₂SO₄ – 29%, контроль – 6%). На даних рослинних зразках, фіксувалось часткове потм'яніння листкової пластинки, легке легке побуріння, що супроводжувалось сухістю, незначними плямами сольових відкладень. Ці галофітні види захищаються від надлишкової концентрації солей поглинанням великої кількості солей і концентруванням їх у вакуолярному соці,

виведенням солей, із клітин із водою, обмеженим поглинанням солей клітинами коренів.

Дещо нижчий рівень солестійкості встановлено у таких видів: лопух великий (*Arctium lappa* L.) – (4% NaCl – 17%, 4% Na₂SO₄ – 35%, контроль – 5%), підбіл звичайний (*Tussilago farfara* L.) – (4% NaCl – 20%, 4% Na₂SO₄ – 38%, контроль – 7%). На цих зразках спостерігались значні особливо у випадку Na₂SO₄, сольові виходи, побуріння та сухість пластинки, порушення осмотичного стресу, що супроводжується процесами перешкоджання транспортування вологи коріннями, порушенням обміну речовин у клітинах, часткові ознаки хлорозу. Цю групу рослин можна віднести до глікогалофітів, котрі за рахунок використання високого тиску всередині кореня і стебла, не пропускають сіль у клітини та тканини.

Найменш солестійкими виявились подорожник великий (*Plantago major* L.) – (4% NaCl – 19%, 4% Na₂SO₄ – 40%, контроль – 5%), розрив-трава дрібноцвіта (*Impatiens parviflora* DC.) – (4% NaCl – 22%, 4% Na₂SO₄ – 43%, контроль – 8%) та гірчак перцевий (*Polygonum hydropiper* L.) – (4% NaCl – 20%, 4% Na₂SO₄ – 45%, контроль – 5%). Тут теж фіксувалось, станом на 7-му добу експерименту, значне знебарвлення листової пластинки, висока сухість, втрата тургору, порушення обміну речовин у клітинах, хлороз та поява некротичних плям, як ознак ушкодження тканин листків, деформація та скручування листової пластинки.

3.5. Експрес-діагностика життєвості деревно-чагарникового покриву досліджуваних полігонів за допомогою електрофізіологічних методів

Для вивчення рівня життєвості деревних рослин із повним збереженням її складної клітинно-тканинної системи, часто використовуються електрофізіологічні методи.

Під електрофізіологічними методами розуміють швидкі, малоінвазивні способи оцінки фізіологічного стану деревних рослин, який базуються на вимірюванні їхніх електричних характеристик. застосування даних методів

дозволяє виявити стрес, розвиток захворювань у рослин, ушкодження, ще до появи видимих симптомів.

Провідними електрофізіологічними методами, що використовуються в дослідженнях є наступні:

1) Вимірювання електричного імпедансу (опору), яке базується на тому, що живі клітини мають високий опір і поляризаційну ємність завдяки напівпроникним мембранам. При ушкодженні тканин мембрани руйнуються, опір падає, а ємність зменшується. Це головний показник для оцінки життєвості дерев.

2) Реєстрація біопотенціалів (потенціалів дії): метод базується на тому, що рослини генерують власні електричні імпульси у відповідь на вплив подразників (механічні ушкодження, вплив токсинів). Аналіз частоти та амплітуди цих хвиль дозволяє оцінити реакцію на стрес.

3) Флуоресценція хлорофілу (фотонна емісія): базується на оцінці стану фотосинтетичного апарату у деревних рослин. Зниження рівнів інтенсивності флуоресценції свідчить про пригнічення життєвих функцій рослинного покриву.

Перевагами даних методів є: 1) Експресність, адже отримання результату досягається у режимі реального часу без необхідності тривалого лабораторного аналізу; 2) Рання діагностика, оскільки дозволяють виявити приховані патології, які ще не відображаються на зовнішньому вигляді рослини;

3) Відносна екологічність, яка дозволяє проводити багаторазові вимірювання на одній і тій самій деревній рослині, не завдаючи їй шкоди.

Для індикації стану життєвості деревних рослин впродовж вегетаційного сезону, проводили визначення електричного опору прикамбіальної тканини (імпеданс) та поляризаційну ємність насаджень, зростаючих на території Ужгородського, Мукачівського та Березівського полігонів побутових відходів.

Фізіологічний стан деревних рослин оцінювався у співвідношенні обох показників: у ослаблених рослин, які зростають в несприятливих умовах, імпеданс виявився високим, а поляризаційна ємність навпаки, низькою. У рослин, котрі зростають у більш сприятливих умовах, імпеданс навпаки є

низьким, а рівень поляризаційної ємності високим. Електричний опір використовується у випадках лінійної залежності електричного струму у провіднику від прикладеної напруги, й є коефіцієнтом пропорційності між падінням напруги й силою струму.

Крім того варто зауважити, що електрофізіологічні методи комплексно характеризують характер обміну речовин у тканинах і рівень взаємодії з навколишнім природним середовищем.

За значенням електричного опору прикамбіальної тканин (імпеданс) і величинам поляризаційної ємності, можна визначити функціональний стан рослинного організму та інтенсивність характеру обміну речовин.

Заміри здійснювались в період з квітня по вересень 2024-2025 рр. Об'єктами досліджень були ряд видів дерев, котрі зростають на території усіх трьох досліджуваних полігонів побутових відходів:

1) Клен ясенелистий (*Acer negundo* L.), родина Сапіндові (Sapindaceae), порядок Сапіндоцвіті (Sapindales). Даний вид є одним із найбільш стійких та невибагливих видів, який швидко захоплює будь-які порушені, забруднені чи закинуті території. Вид характеризується стійкістю до високого рівня забруднення ґрунту іонами важких металів та токсичними речовинами, високою інтенсивністю зростання у межах просторів, утворюючи густі зарості,

2) Береза повисла (*Betula pendula* L.), родина березові (Betulaceae), порядок Букоцвіті (*Fagales*). Даний вид за твердженням багатьох науковців, вважається деревом-піонером, яке є дуже невибагливою і однією з перших здатна заселяти деградовані, бідні чи порушені ґрунти, крім того він легко поширюється вітром на великі відстані. даний вид свого роду вважається біоіндикатором стану середовища, наприклад на забруднених територіях йому притаманне зниження морфометричних показників через постійний вплив токсичних речовин.

3) Сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), родина Соснові (Pinaceae), порядок Соснові (Pinales). Завдяки значній невибагливості до багатства ґрунту та здатності виживати на бідних сухих субстратах молоді дерева можуть приживатися на

закритих чи рекультивованих полігонах побутових відходів. Цей вид активно використовується для озеленення девастованих ділянок, для запобігання ерозії, покращенню ландшафту та зменшенню просочування води у відходи. Крім того він є світлолюбивим видом і може рости на відкритих ділянках звалищ без затінення іншими високими бур'янами чи швидкорослими інвазивними деревами.

4) Тополя чорна (*Populus nigra* L.), родина Вербові (Salicaceae), порядок Мальпігієцвіті (Malpighiales). Даний вид здатна рости поблизу полігонів, завдяки значній невибагливості, це дерево часто висаджують для фітомеліорації (біологічного очищення ґрунту та зменшення впливу відходів). Вид здатний накопичувати токсини, вбирати вологу з важкими металами та забруднюючими поліюантами. Рослина є морозостійкою та добре переносить нестачу кисню у забрудненому ґрунті.

5) Осика (*Populus tremula* L.), родина Вербові (Salicaceae), порядок Мальпігієцвіті (Malpighiales). Даний вид є важливим компонентом у природному відновленні ґрунтів. Дерево використовують під час рекультивації та фітореMediaції девастованих територій. Вид здатний активно поглинає з ґрунту поліюанти, очищуючи забруднені території. Деревина осики є пожежонебезпечною. Попри стійкість, на токсичних ґрунтах стають вразливими до захворювань і рідко досягають глибокої фізіологічної старості.

За результатами проведених тривалих польових досліджень на усіх досліджуваних полігонах побутових відходів, встановлені діапазони висот, діаметрів стовбура на висоті 1,3 м та розмірів крони.

– Клен ясенелистий (*Acer negundo* L.): висота – 9-11 м., діаметр стовбура – 18-29 см, проекція крони – 6-10 м;

– Береза повисла (*Betula pendula* L.): висота – 10-13 м., діаметр стовбура – 25-37 см, проекція крони – 6-9 м;

– Сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.): висота – 10-14 м., діаметр стовбура – 16-32 см, проекція крони – 5-9 м;

– Тополя чорна (*Populus nigra* L.): висота – 8-12 м., діаметр стовбура – 21-34 см, проекція крони – 3-5 м;

– Осика (*Populus tremula* L.): висота – 4-8 м., діаметр стовбура – 16-24 см, проекція крони – 3-7 м.

Зведені результати сезонних динамік рівнів імпедансу та поляризаційної ємності за 2024-2025 рр. представлені подані у таблиці 3.13.

Таблиця 3.13 – Електрофізіологічні показники досліджуваних деревних насаджень полігонів

Місяці	Імпеданс (R, Ом)	Поляризаційна ємність (C, мФ)	Імпеданс (R, Ом)	Поляризаційна ємність (C, мФ)
<i>Acer negundo</i> L.				
травень	138,2	0,48	141,4	0,40
червень	140,8	0,49	144,0	0,42
липень	153,1	0,51	155,0	0,45
серпень	145,6	0,49	152,5	0,44
вересень	140,3	0,45	150,8	0,42
<i>Betula pendula</i> L.				
травень	154,2	0,48	158,7	0,44
червень	156,5	0,51	160,2	0,47
липень	160,9	0,53	162,3	0,50
серпень	155,7	0,50	161,9	0,48
вересень	152,4	0,47	159,7	0,41
<i>Pinus sylvestris</i> L.				
травень	134,6	0,58	139,3	0,52
червень	136,8	0,60	140,1	0,55
липень	142,1	0,62	143,7	0,57
серпень	138,7	0,59	141,2	0,56
вересень	135,3	0,55	138,5	0,53

<i>Populus nigra</i> L.				
травень	144,9	0,58	146,7	0,53
червень	146,7	0,62	148,0	0,58
липень	152,4	0,66	153,6	0,62
серпень	149,0	0,63	152,1	0,60
вересень	147,9	0,60	149,7	0,57
<i>Populus tremula</i> L.				
травень	124,0	0,45	128,2	0,42
червень	126,3	0,48	129,9	0,44
липень	130,5	0,49	131,7	0,47
серпень	129,6	0,46	130,2	0,44
вересень	127,4	0,43	129,2	0,42

Як показали проведені дослідження, рівень імпедансу у сезонному розрізі зростає з травня по липень, коли фіксується найвищий річний пік опору, а з серпня по вересень поступово зменшується. У віковому відношенні, як показали проведені дослідження, з віком імпеданс при камбіальних ділянках лубу зростає. Даний процес пояснюється наступними фізіологічними змінами: зниженням вмісту вологи та зміною клітинних оболонок, при якому відбувається інтенсивне здерев'яніння (лігніфікація) тканин та накопичення мінеральних солей. Це супроводжується зниженням життєдіяльності: молоді тканини більш провідні, тоді як старі, або ослаблені рослини, мають вищий показник імпедансу.

Найвищі показники імпедансу зафіксовані у *Betula pendula* L., *Pinus sylvestris* L., *Populus nigra* L., дещо нижчі у *Acer negundo* L., *Populus tremula* L.

Поляризаційна ємність, носить подібний сезонний аспект, як і імпеданс, але з віком дерев – зменшується. Це зниження слугує важливим фізіологічним показником старіння, зниження життєздатності тканин, а також свідчить про накопичення втоми або реакцію на стресові чи екологічні навантаження.

Найвища поляризаційна ємність зафіксовані у *Betula pendula* L., *Pinus sylvestris* L., *Populus nigra* L., *Populus tremula* L. дещо нижчі у *Acer negundo* L.

Одержані результати підтверджують закономірність: фізіологічно здорові екземпляри деревних рослин, які зростають у відносно сприятливих умовах, мають низький імпеданс і високу поляризаційну ємність. Рослини, зростаючі у складних екологічних умовах мають високий імпеданс і низьку поляризаційну ємність, що віддзеркалюється на їхньому зовнішньому вигляді, та може служити фітоіндикатором стану навколишнього природного середовища.

3.6. Оцінка рівня життєвості деревного покриву покриву за допомогою методу індукції флуоресценції хлорофілів

Рослинний покрив, як складова частина екосистем порушених територій, до яких відносяться і полігони побутових відходів, знаходиться під постійним антропогенним впливом, що відбивається на рівні їхньої життєвості та фізіономічних якостях, які є фітоіндикаційними маркерами антропогенного впливу [1, 3].

Одним із методів, які дозволяють провести оцінку рівня їхньої життєвості, є метод індукції флуоресценції хлорофілів (ІФХ). Він є загальноприйнятим методом, який на високочутливому рівні, на ранніх стадіях дозволяє провести оцінку фізіологічного стану (життєвості) рослин, які зростають у несприятливих умовах, зокрема і на полігонах побутових відходів. У багатьох випадках використання даного методу, дозволяє діагностувати стрес у рослин ще до появи видимих зовнішніх ознак пошкодження, на ранніх стадіях. До того ж даний метод є неінвазивним і не спричиняє руйнування рослинних тканин у процесі досліджень [4].

Оскільки трав'янисті види, що зростають на території полігонів побутових відходів, формують у значній мірі основу фітомеліоративного покриву, площа проективного покриття якого поступово збільшується та урізноманітнюється, то він піддається активному впливу важких металів,

токсичних сполук та впливу дефіциту корисних поживних речовин та вологи. Флуоресценція дозволяє виявити порушення у фотосинтетичному апараті, спричинені цими чинниками, тому широко використовується для екологічного моніторингу територій [5, 6].

У основі методу є процес вимірювання світла, яке випромінює хлорофіл (флуоресценція) при поглинанні енергії, яку він не зміг використати для фотосинтезу. Менший рівень життєвості рослини, корелює з вищою флуоресценцією, оскільки енергія не витрачається на фотосинтез, а перевипромінюється [4].

Для цього у ході польових досліджень на території полігонів побутових відходів, котрі приймають відходи міст Берегово, Мукачево і Ужгорода, було відібрано ряд трав'янистих видів, зростаючих на усіх трьох об'єктах.

Були відібрані наступні види: *Plantago lanceolata* L., *Tussilago farfara* L., *Taraxacum officinale* L., *Artemisia absinthium* L., *Apera spica-venti* (L.) P. Beauv., *Chelidonium majus* L., *Chenopodium glaucum* L.

Дані види таксономічно належать до родин Айстрові (Asteraceae), Злакові (Poaceae) і Макові (Papaveraceae) [2].

Індукційні криві флуоресценції хлорофілу визначено за допомогою динамічного однопроменевого флуориметра в лабораторії кафедри екології НЛТУ України. Відношення показників максимальної і фонові амплітуд індукційних переходів флуоресценції хлорофілу реєструвались за допомогою осцилографа.

Розрахунок різниці отриманих показників поміж рівнями інтенсивностей флуоресценцій хлорофілів, здійснювали за наступною формулою:

$$R_{fd} = \frac{F_m - F_0}{F_m} \quad (5)$$

де: R_{fd} — індекс життєвості зразка;

F_m – максимальний показник зростання флуоресценції хлорофілу;

F_0 – мінімальний показник флуоресценції хлорофілу.

Результати досліджень для відібраних зразків виводились у вигляді індукційних кривих та замірялись числові значення максимального показника (Fm) і мінімального (Fo).

Індекс життєвості для кожного досліджуваного зразка трав'янистих видів встановлено шляхом порівняння результатів вимірювання кінетики флуоресценції хлорофілу.

Підставивши отримані результати у вищезазначену формулу, одержали значення показників індексів життєвості і присвоєно бал умовам місцезростання: 5 – оптимальні умови, 4 – задовільні умови і 3 – складні умови місцезростання. Отримано наступні зведені результати (табл. 3.14).

Таблиця 3.14 – Показники флуоресценції хлорофілів досліджуваних трав'янистих видів

Місце відбору дослідного зразка	Показники флуоресценції хлорофілів		Індекс життєвості зразка, (Rfd)	Оцінка умов зростання (за 5-бальною шкалою)
	фоновий, (Fo)	максимальний, (Fm)		
Полігон побутових відходів м. Берегово				
<i>Plantago lanceolata</i> L.	18	24	0,25	3
<i>Tussilago farfara</i> L.	15	25	0,40	4
<i>Taraxacum officinale</i> L.	16	22	0,27	3
<i>Artemisia absinthium</i> L.	19	26	0,27	3
<i>Apera spica-venti</i> (L.) P. Beauv.	20	25	0,20	3
<i>Chelidonium majus</i> L.	17	28	0,39	4
<i>Chenopodium glaucum</i> L.	18	27	0,33	4
Полігон побутових відходів м. Мукачево				
<i>Plantago lanceolata</i> L.	16	22	0,27	3
<i>Tussilago farfara</i> L.	17	24	0,29	3
<i>Taraxacum officinale</i> L.	17	23	0,26	3

<i>Artemisia absinthium</i> L.	19	28	0,32	4
<i>Apera spica-venti</i> (L.) P.	18	26	0,31	4
<i>Chelidonium majus</i> L.	20	27	0,26	3
<i>Chenopodium glaucum</i> L.	19	25	0,24	3
Полігон побутових відходів м. Ужгород				
<i>Plantago lanceolata</i> L.	14	23	0,39	4
<i>Tussilago farfara</i> L.	18	26	0,31	4
<i>Taraxacum officinale</i> L.	18	23	0,22	3
<i>Artemisia absinthium</i> L.	17	27	0,37	4
<i>Apera spica-venti</i> (L.) P.	16	24	0,33	4
<i>Chelidonium majus</i> L.	18	29	0,38	4
<i>Chenopodium glaucum</i> L.	17	25	0,32	4

Співвідношення рівнів індексів життєвості трав'янистої рослинності досліджуваних полігонів, представлено нижче (рис. 3.24).

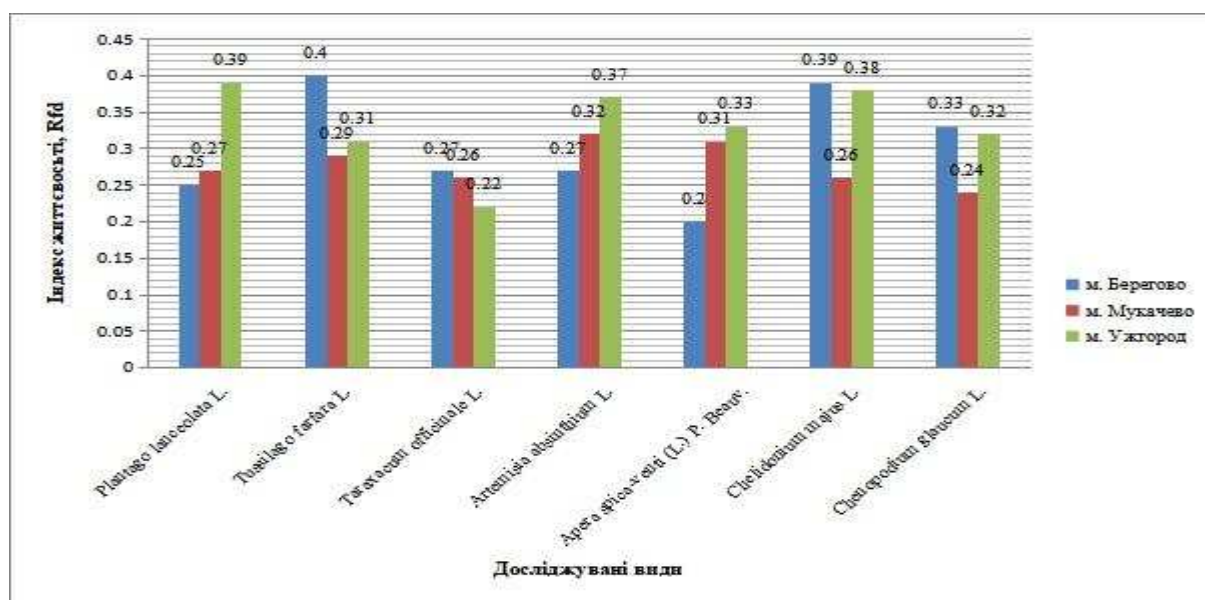


Рисунок 3.24 – Співвідношення рівнів індексів життєвості трав'янистої рослинності

Диференціація отриманих показників вказує на різницю рівнів життєвості рослин та сприятливості умов місцезростання. Найвищі рівні індексу

життєвості, зафіксовані у рослин, відібраних на території Ужгородського полігону побутових відходів (сумарне значення 2,33), тому і бали, котрі характеризують умови місцезростання в основному відносяться до задовільні умов. дещо нижчі показники встановлені для рослинності з полігону м. Берегово (сумарне значення 2,11), а стосовно характеристики умов місцезростання, то тут присутні задовільні умови і складні умови місцезростання. І найнижчі рівні індексів життєвості, виявлено у рослинних зразках з полігону побутових відходів м. Мукачево (сумарне значення 1,95), в основному тут на період проведення досліджень були складні умови місцезростання, що притаманно територіям із значним рівнем деградації.

Результати досліджень показують ефективність використання методу індукції флуоресценції хлорофілів, в оцінці стану життєвості рослин полігонів побутових відходів. він дозволяє також глибше проаналізувати рівні адаптаційного потенціалу рослинності, що важливо для комплексної оцінки фітомеліоративних процесів, вкрай важливих для покращення екологічних, кліматичних та майбутніх ландшафтно-естетичних характеристик території. Також він може бути компонентом, який використовується для оцінки екологічних ризиків, пов'язаних з діяльністю полігонів побутових відходів.

3.7. Дослідження рівня фітонцидності деревно-чагарникового покриву досліджуваних полігонів побутових відходів, як аспекту покращення санітарного стану

Екосистеми полігонів побутових відходів, особливо діючих, зазнають постійного антропогенного впливу, який носить негативний характер. Забруднюються усі компоненти навколишнього природного середовища: повітряний басейн, едафотопи, поверхневі та підземні води, рослинний покрив. У складі повітряного простору міститься широкий спектр поллютантів та хвороботворних бактерій, які будучи збудниками різних захворювань істотно впливають на здоров'я працівників комунальних підприємств, що

обслуговують полігони побутових відходів, а також мешканців населених пунктів, що розташовані у зоні впливу цих небезпечних об'єктів [3].

Вивчення рівня фітонцидної активності рослинного покриву, яка виробилась у рослин в процесі їхньої тривалої еволюції, є важливою складовою процесу підтримання належного рівня екологічної безпеки на полігонах побутових відходів, особливо в контексті покращення санітарного стану приземного повітряного простору. Фітонциди, які являють собою леткі речовини, що виділяються рослинами впродовж вегетаційного сезону, мають здатність знищувати або пригнічувати ріст хвороботворних мікроорганізмів, найпростіших, зменшувати бактеріальну забрудненість повітря, пригнічують розвиток мікроскопічних грибів, розмноження найпростіших паразитів, стимулюють життєдіяльність мікроорганізмів-антагоністів [2].

Крім того вивчення процесу виділення фітонцидів сприяє ефективнішій екологізації території, оскільки дозволяє підібрати стійкі види рослин, які не тільки адаптуються у забруднених умовах, але й активно очищають повітря.

Створення біологічного бар'єру, оскільки рослини з високими бактерицидними властивостями, можуть слугувати захисною смугою навколо полігонів, затримуючи поширення інфекцій та пилу. Тому даний параметр носить виражений біобезпековий аспект.

Фітонцидна активність, яка носить чітко виражений сезонний аспект, залежить також від фізіологічного стану рослин, віку, стадії розвитку, пори року, кліматичних та інших умов.

Компонентами фітонцидів можуть бути широкий арсенал речовин та сполук, зокрема, синильна кислота, ефірні олії, дубильні речовини, смоли, алкалоїди, амінокислоти, глікозиди, феноли, терпеноїди та інші вторинні метаболіти, які виділяються в атмосферу у вигляді іонів.

Раніше науково встановлено, що в 1 м³ лісового повітря у 150-300 разів менше мікроорганізмів, ніж в тому ж об'ємі повітря великого міста.

Гектар соснового бору виділяє в атмосферу близько 5 кг/добу летких фітонцидів, ялівцевого лісу – близько 30 кг/добу, знижуючи кількість та

різноманіття мікрофлори у 1 м³ повітря. Тому в хвойних лісах (особливо в молодому сосновому бору), повітря практично стерильне (містить лише близько 200–300 бактеріальних кліток на 1 м³) [2].

Виходячи із попередньо зазначеної актуальності, впродовж вегетаційного періоду 2024 року, на території Ужгородського полігону побутових відходів, яке знаходиться поблизу с. Барвінок на віддалі 3-4 км від м. Ужгорода, були проведені вивчення рівнів фітонцидності деревної рослинності, яка зростає на території даного полігону.

У результаті досліджень досліджуваних ділянок виявлено наступне представництво деревно-чагарникових видів: робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.), шипшина звичайна (*Rosa canina* L.), глід звичайний (*Crataegus monogyna* Jacq.), осика (*Populus tremula* L.), дуб звичайний (*Quercus robur* L.), яблуня лісова (*Malus sylvestris* Mill.), верба козяча (*Salix caprea* L.), сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), береза повисла (*Betula pendula* L.), терен колючий (*Prunus spinosa* L.), тополя біла (*Populus alba* L.), верба біла (*Salix alba* L.).

Дані види таксономічно належать до наступних родин: Вербові (Salicaceae) – 4 види, Трояндові (Rosaceae) – 4 види, Березові (Betulaceae), Соснові (Pinaceae), Букові (Fagaceae), Бобові (Fabaceae) –по одному виду [1].

За шкалою, дослідні деревні види поділили за фітонцидною активністю на групи. Перша група представлена видами із дуже високою фітонцидною активністю, які мають найпотужнішу бактерицидну дію, здатну очищати повітря від збудників захворювань: сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), осика (*Populus tremula* L.), береза повисла (*Betula pendula* L.), терен колючий (*Prunus spinosa* L.), тополя біла (*Populus alba* L.). Друга група – високої фітонцидної активності, дія яких може бути вужчою або дещо слабшою за попередню групу: дуб звичайний (*Quercus robur* L.), верба біла (*Salix alba* L.), глід звичайний (*Crataegus monogyna* Jacq.), робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.), верба козяча (*Salix caprea* L.). До третьої групи належать види із середньою фітонцидною активністю: шипшина звичайна (*Rosa canina* L.), яблуня лісова (*Malus sylvestris* Mill.).

Сезонна динаміка фітонцидності представлена нижче (рис. 3.25).

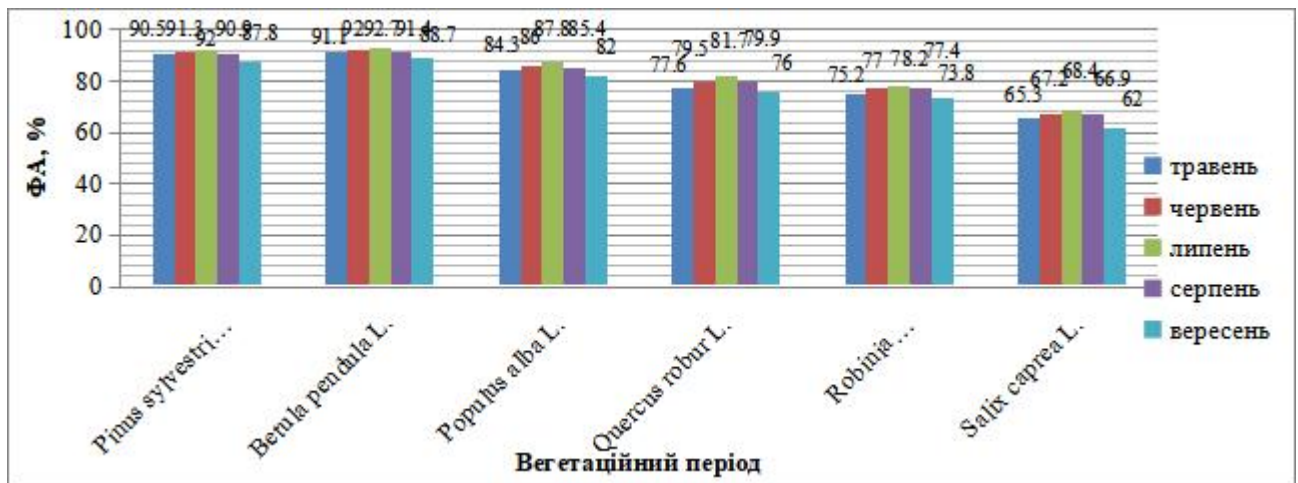


Рисунок 3.25 – Сезонна динаміка рівня фітонцидної активності деревних рослин Ужгородського полігону побутових відходів

У сезонному розподілі спостерігається наступна закономірність: у період із травня по липень вона поступово зростає, досягаючи свого піку, а значить максимально позитивного впливу на стан мікроклімату у місці зростання видів, а із серпня по вересень рівень фітонцидної активності знижується, досягаючи свого мінімуму у вересні.

3.8. Аналіз просторово-фітокліматичних процесів на поверхні полігонів побутових відходів

Фітомеліоративна ефективність видового складу рослинності на девастрованих ландшафтах, до яких належать і сміттєзвалища, є одним із ключових факторів покращення стану довкілля та підвищення біологічної стійкості у регіональному відношенні.

Рослинний покрив на подібних територіях виконує комплексну природоохоронну функцію, сприяючи стабілізації техногенних екосистем, покращенню мікроклімату, акумуляції забруднюючих речовин та їх сумішей.

Одним із таких об'єктів був полігон розташований в Ужгородському районі поблизу с. Барвінок, що є на відстані 3,2 км від м. Ужгорода.

Передача 9,0 га ріллі в тимчасове довгострокове користування (на 25 років) управлінню житлово-комунального господарства міста Ужгород під будівництво полігону здійснена постановою Верховної Ради України № 1574-III від 23 березня 2000 року.

На полігоні виконуються основні види робіт: прийом, складування та ізоляція побутових відходів. Сортування відходів на полігоні не здійснюється, це робиться при його збиранні. Складування здійснюється картковим методом. Крім ділянки складування побутових відходів, елементами полігону є також під'їзна дорога, господарська зона, основні споруди і мережі полігону. Санітарно-захисна зона полігону побутових відходів, становить 500 м.

Для збору фільтрату і запобігання його попаданню у підземні води та витіканню за межі полігону, встановлена бетонована ємність об'ємом 300 м³, яка по мірі заповнення вивозиться спеціальним автотранспортом на каналізаційні очисні споруди, згідно договору з водоканалом від 25.04.2012 р.

Для запобігання самозагорання на території полігону встановлено 27 труб для виведення з глибини карт біогазу, який утворюється при гнитті твердих побутових відходів. За період з 2010 року по 2025 рік пожеж не зафіксовано. Весною 2026 року зафіксовано ряд пожеж.

Впродовж вегетаційного сезону 2025 року тут проводились польові дослідження для вивчення фітомеліоративних процесів, для цього було закладено ряд пробних площ зі всіх сторін горизонту, в центральній частині даного полігону побутових відходів і у контролі.

В результаті проведених польових досліджень досліджуваних ділянок виявлено доволі значне флористичне представництво деревно-чагарникових та трав'янистих видів, котрі таксономічно належать до 35 видів, 17 родин і 14 порядків. Представництво ідентифікованих видів рослинності є наступним: *Ledum palustre* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Plantago lanceolata* L., *Triticum aestivum* L., *Equisetum sylvaticum* L., *Juncus effusus* L., *Artemisia absinthium* L.,

Tripleurospermum maritimum (L.) W.D.J., *Apera spica-venti* (L.) P. Beauv., *Echium vulgare* L., *Melica nutans* L., *Chelidonium majus* L., *Tussilago farfara* L., *Taraxacum officinale* L., *Typha latifolia* L., *Trifolium pratense* L., *Juncus conglomeratus* L., *Chenopodium glaucum* L., *Rosa canina* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *Populus tremula* L., *Quercus robur* L., *Carpinus betulus* L., *Malus sylvestris* Mill., *Salix caprea* L., *Pinus sylvestris* L., *Corylus avellana* L., *Betula pendula* L., *Prunus spinosa* L., *Malus domestica* Borkh., *Acer negundo* L., *Populus nigra* L., *Fagus sylvatica* L., *Salix alba* L. і *Salix cinerea* L.

Розподіл видового представництва на досліджуваних ділянках є наступним: ділянка №1 (західний бік) – 15 видів, ділянка №2 (північний бік) – 14 видів, ділянка №3 (східний бік) – 16 видів, ділянка №4 (південний бік) – 18 видів, ділянка №5 (центральна частина) – 13 видів і №6 (контроль) – 24 види.

Розподіл родин: Бобові (Fabaceae) – 2 види, Злакові (Poaceae) – 3, Айстрові (Asteraceae) – 4, Трояндові (Rosaceae) – 5, Вербові (Salicaceae) – 5, Березові (Betulaceae) – 3, Букові (Fagaceae) – 2, Ситникові (Juncaceae) – 2, Соснові (Pinaceae) – 1, Хвощеві (Equisetaceae) – 1, Щирицеві (Amaranthaceae) – 1, Подорожникові (Plantaginaceae) – 1, Макові (Papaveraceae) – 1, Шорстколисті (Boraginaceae) – 1, Сапіндові (Sapindaceae) – 1, Вересові (Ericaceae) – 1 і Рогозові (Typhaceae) – 1.

Представництво порядків є наступним: Тонконогоцвіті (Poales) – 3 родини, Букоцвіті (Fagales) – 2 родини, порядки Бобовоцвіті (Fabales), Айстроцвіті (Asterales), Розоцвіті (Rosales), Мальпігієцвіті (Malpighiales), Соснові (Pinales), Хвощі (Equisetales), Гвоздикоцвіті (Caryophyllales), Губоцвіті (Lamiales), Жовтецевоцвіті (Ranunculales), Шорстколистоцвіті (Boraginales), Сапіндоцвіті (Sapindales) і Вересоцвіті (Ericales), представлені по одній родині.

Важливе місце у дослідженні покриву, відводилось вивченню його екологічної структури за відношенням багатства едафотопів, рівня вологості та освітлення місцезростань.

У структурі рослинності, виділено за відношенням до наявності поживних речовин у едафотопах (трофністю) наступні класифікаційні групи:

види, які віддають перевагу середнім за рівнем трофності умовам місцезростання (*мезотрофи*) – 18 видів (50,5%), види, які віддають перевагу бідним умовам (*оліготрофи*) – 10 видів (29%) і види, які віддають перевагу багатим умовам (*мегатрофи* або *еутрофи*) – 7 видів (20,5 %) (рис. 3.26).

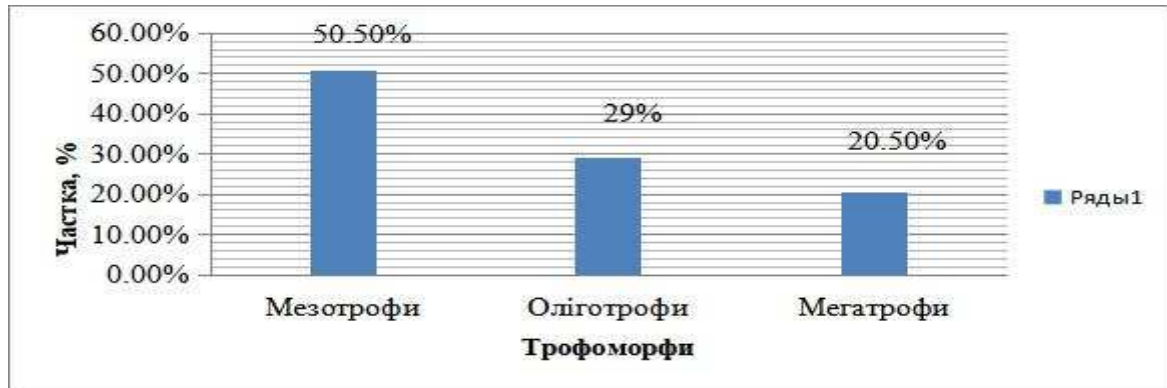


Рисунок 3.26 – Структура рослинного покриття за трофоморфами

По відношенню рослин до зволоження, виявлено групи (гігроморфи): *ксеромезофіти* (мають пристосування що дозволяють їм переносити нетривалу засуху), *мезоксерофіти* (посухостійкі з високою конкурентною здатністю за умов достатнього водопостачання), *мезофіти* (пристосовані до життя в умовах середнього водозабезпечення), *мезогігрофіти* (проміжне положення між гігрофітами та мезофітами) і *гігрофіти* (вологолюбні). Їх співвідношення: *ксеромезофіти* – 6 видів (15,5%), *мезоксерофіти* – 8 (26,5%), *мезофіти* – 13 (38,2%), *мезогігрофіти* – 5 (10,9%), *гігрофіти* – 3 (8,9%) (рис. 3.27).

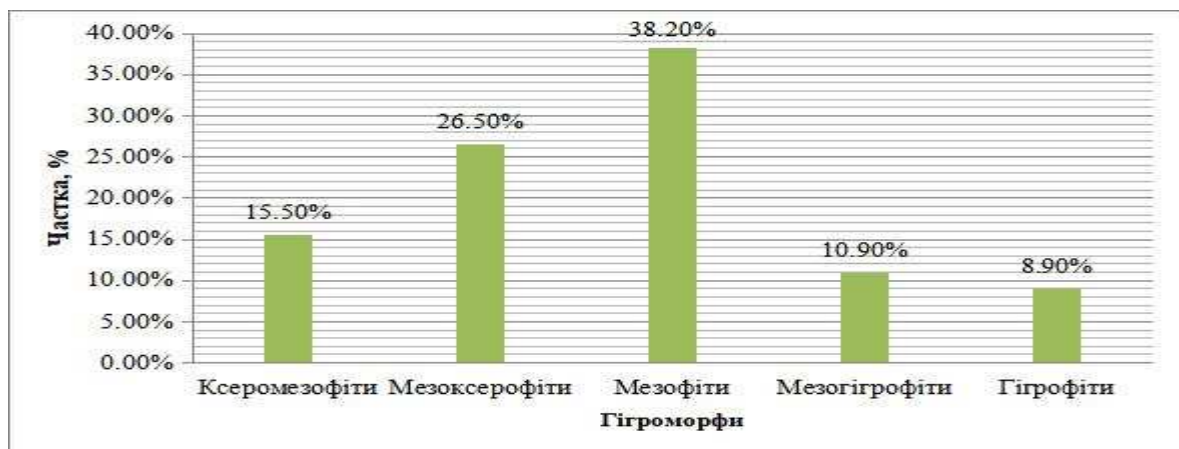


Рисунок 3.27 – Структура рослинного покриття за гігроморфами

За відношенням до освітлення та адаптації до світлового режиму

(геліоморфізм), є групи рослинного покриву: *геліофіти* (можуть розвиватися лише в умовах повного сонячного освітлення, сильне затінення пригнічує ріст), *сціофіти* (розвиваються в умовах недостатнього освітлення (потребують 1/3 повного освітлення), *сціогеліофіти* (світлолюбні які, можуть рости в умовах затінення) і *геліосціофіти* (тіньолюбні, розвиваються за повного освітлення). Встановлено співвідношення груп: *геліофіти* – 18 видів (52,6%), *сціофіти* – 4 (14,3%), *сціогеліофіти* – 7 (18%), *геліосціофіти* – 6 (15,1%) (рис. 3.28).

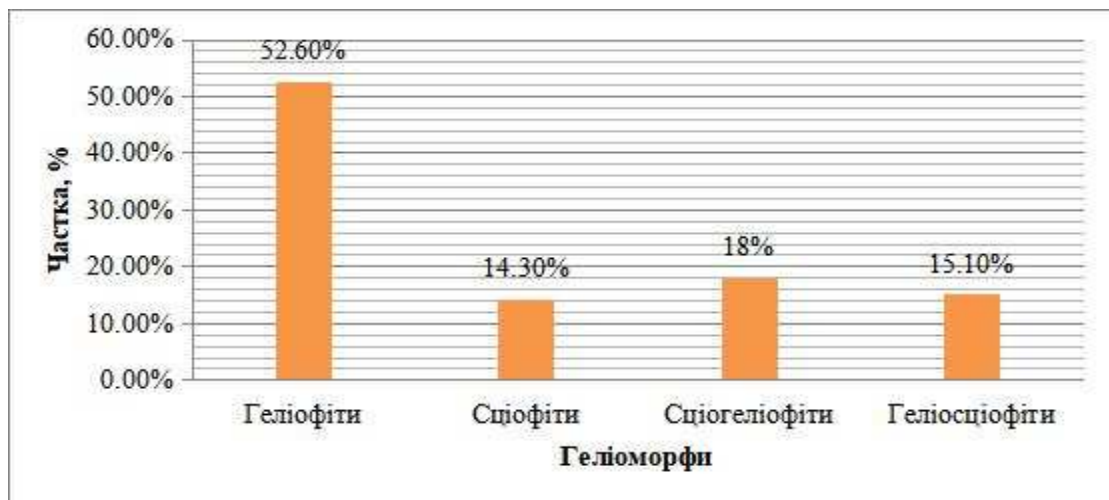


Рисунок 3.28 – Структура рослинного покриву за геліоморфами

Досліджувані полігони побутових відходів є прикладом екологічно навантажених об'єктів, що потребують втручання та розроблення природоохоронних заходів. Полігони характеризуються значним обсягом накопичених побутових відходів, відсутністю ефективної системи захисту довкілля та формуванням складних техногенних ґрунтів. У цих умовах оцінка фітомеліоративного потенціалу рослинності набуває особливої актуальності, оскільки саме рослинні угруповання можуть забезпечити початкову стабілізацію екосистеми та стати каталізатором процесів природної ревіталізації території.

Підрахунок коефіцієнта фітомеліоративної ефективності досліджуваних ділянок

Вивчення показників, котрі дозволять проаналізувати фітомеліоративні процеси для сильно порушених територій, до яких відносяться і полігони побутових відходів, є важливим для оцінки їхнього екологічного впливу.

Ці показники дозволяють кількісно виміряти важливі інформаційні складові: наскільки ефективно наявний рослинний покрив знешкоджує забруднення та стримує поширення токсичних речовин у компоненти навколишнього природного середовища (захисна та детоксикаційна функції); оцінити вибрати найбільш стійкі та види рослин для фітомеліоративних процесів на девастрованих територіях, підвищивши ефективність біологічного етапу рекультиваційного процесу.

Завдяки моніторингу таких показників фахівці можуть не лише оцінити поточну загрозу від полігонів, а й спрогнозувати процеси природного самовідновлення територій.

За результатами польових досліджень, встановлено, що на усіх об'єктах проходить природній фітомеліоративний процес. Він характеризується значною територіальною неоднорідністю, тому на окремих ділянках присутнє значне фіторізноманіття, на окремих групове чи поодиноке, а є ділянки, де зважаючи на значну площу складування відходів і високу дигресію, воно практично відсутнє.

Виходячи із цієї мети на Ужгородському, Мукачівському та берегівському полігонах побутових відходів проведено підрахунки коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності рослинного покриття, які оцінюються у балах.

Для визначення коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності рослинного покриття за основу взята комплексна формула (за проф. Кучерявим В.П., 2003):

$$K_{FM} = \frac{(S_p \cdot b + S_a \cdot b + S_{pm} \cdot b + S_f \cdot b + S_v \cdot b + S_{sv3} \cdot b + S_{sv1} \cdot b + S_{st} \cdot b + S_r \cdot b)}{S}, \quad (6)$$

де, S – площа зайнята: S_p – пратоценозом, S_a – агроценозом, S_{pm} – помологоценозом, S_f – фрутоценозом, S_v – вітоценозом, S_{sv1} – сільваценозом однарусним, S_{sv2} – сільваценозом двохярусним, S_{st} – стрипоценозом, S_r – рудероценозом, b – кількість балів, які здобув ценоз, S – загальна площа.

Виділяють ряд груп насаджень, котрі характеризуються ревіталізаційними функціями та можливостями покращення територій: *пратоценози* – лучні угруповування, *агроценози* – сільськогосподарські насадження, *помологоценози* – сади або їх залишки, *фрутоценози* – чагарникові насадження, *вітоценози* – виноградники, *сільваценози* – лісові угруповування, *стрипоценози* – смуги різного функціонального пристосування і *рудероценози* – угруповування бур'янових рослин.

Для оцінки досліджуваних об'єктів, було закладено ряд пробних площ розміром 10×10 м, де проводився аналіз існуючих груп рослинного покриву.

1) Ужгородський полігон побутових відходів

Ділянка №1 є розташована на західному боці полігону побутових відходів, вона межує із під'їзною польовою дорогою, прилягає до значних приватних сільськогосподарських територій, зайнятих агрокультурами.

Проективне покриття території – 55%.

Тут зафіксовано поодинокі сільваценози однарусні (S_{sv1}), рудероценози (S_r) і агроценози (S_a). Ділянка зайнята сільваценозом однарусним – 10%, рудероценозом – 25%, агроценозом – 20%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності є наступною:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \cdot b + S_r \cdot b + S_a \cdot b}{S}. \quad (7)$$

Ділянка №2 є розташована на північному боці полігону побутових відходів, вона межує із відкритими насипними територіями за межами зібраних

мас побутових відходів. Тут є високий рівень дигресії поверхні. Трохи далі розташовані значні площі, зайняті лісовими масивами.

Проективне покриття території – 40-45%.

Тут зафіксовано сільваценози однарусні (S_{sv1}), фрутоценози (S_f), рудероценози (S_r). Площа зайнята сільваценозом однарусним – 12%, фрутоценозами – 15%, рудероценозами – 28%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності є наступною:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_r \times b + S_f \times b}{s} \quad (8)$$

Ділянка №3 розташована на східному боці Ужгородського полігону, що межує із ділянками, зайнятими деревно-чагарниковими насадженнями, що формують санітарно-захисну зону, яка відділяє територію об'єкта дослідження від сільського кладовища.

Проективне покриття території – 68%.

Тут зафіксовано сільваценози однарусні (S_{sv1}), рудероценози (S_r) і фрутоценози (S_f). Встановлено наступний розподіл насаджень: сільваценоз однарусний – 35%, фрутоценоз – 12%, рудероценоз – 21%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності є наступною:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_r \times b + S_f \times b}{s} \quad (9)$$

Ділянка №4 – ділянка розташована з південного боку полігону поруч із під'їзною дорогою на полігон, якою завозять щоденно відходи, межами санітарно-захисної зони та облаштованою ємністю для збору фільтратів.

Проективне покриття території – 60%.

Тут зафіксовано сільваценози однарусні (S_{sv1}), рудероценози (S_r) і фрутоценози (S_f). Встановлено наступний розподіл насаджень: сільваценоз однарусний – 26%, фрутоценоз – 10%, рудероценоз – 24%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності є наступною:

$$K_{FM} \frac{S_{sv1} \times b + S_r \times b + S_f \times b}{s} \quad (10)$$

Ділянка №5 – ділянка розташована у центральній частині полігону, зосереджена основна кількість відходів побутового походження.

Проективне покриття території – 48%.

Тут зафіксовано в основному рудероценози (S_r) і фрутоценози (S_f). Виявлено наступний розподіл насаджень: фрутоценоз – 8%, рудероценоз – 40%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності набуває вигляду:

$$K_{FM} \frac{S_r \times b + S_f \times b}{s} \quad (11)$$

Ділянка №6 (контроль) розташована на віддалі 1 км від офіційних меж полігону у пд.-зх. напрямку у сприятливих умовах місцезростання.

Проективне покриття території – 70%.

Шляхом дослідження тут зафіксовано сільваценози однарусні (S_{sv1}), рудероценози (S_r), фрутоценози (S_f) і пратоценози (S_p).

Розподіл насаджень був наступним: сільваценоз однарусний – 24%, фрутоценоз – 15%, рудероценоз – 11%, пратоценози – 20%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності набуває вигляду:

$$K_{FM} \frac{S_{sv1} \times b + S_r \times b + S_f \times b + S_p \times b}{s} \quad (12)$$

Для повноти підрахунку коефіцієнта фітомеліоративної ефективності, важливу роль відіграє показник b , який враховує у балах комплексність ефективного впливу конкретного рослинного ценозу. Тут враховуються наступні важливі показники: сезонна фітомаса, рівень киснепродукування, фільтрувальні властивості, які обумовлені габітусом і типом вегетуючого покриття, вплив на мікроклімат, шумопоглинання і оптичний вплив. Середні значення балів (b) зеленої маси подані у таблиці 3.15.

Таблиця 3.15 – Середні значення балів (*b*) зеленої маси (за В. П. Кучерявим, 2003)

Тип фітоценозу	Зелена маса, (<i>b</i>)
Пратоценоз	0,7
Агроценоз	1,0
Рудероценоз	0,8
Фрутоценоз	4,0
Помологоценоз	5,0
Стрипоценоз	8,5
Сільваценоз одноярусний	9,0

Коефіцієнти фітомеліоративної ефективності досліджуваних ділянок полігону, розраховані відповідно до зазначених вище формул (1 – 7), виявили диференціювання площ проективного вкриття (K_{FM}):

- ділянка №1 (західний бік) – $K_{FM} = 4,0$;
- ділянка №2 (північний бік) – $K_{FM} = 3,0$;
- ділянка №3 (східний бік) – $K_{FM} = 5,0$;
- ділянка №4 (південний бік) – $K_{FM} = 4,5$;
- ділянка №5 (центр полігону) – $K_{FM} = 2,0$;
- ділянка №6 (контроль) – $K_{FM} = 6,5$.

Підрахунок коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності показав наступну диференціацію отриманих даних: найвищий показник зафіксовано на території дослідної ділянки №6 (контроль) $K_{FM} = 6,5$, нижчі показники підраховано на ділянках №3 (східний бік) $K_{FM} = 5,0$ і №4 (південний бік) $K_{FM} = 4,5$.

Суттєво нижчий показник коефіцієнта, встановлено для ділянки № 1 (західний бік) $K_{FM} = 4,0$, №2 (північний бік) $K_{FM} = 3,0$. Найнижчий показник коефіцієнта фітомеліоративної ефективності підраховано на ділянці №5 (центр полігону) $K_{FM} = 2,0$.

Таким чином, поверхня Ужгородського полігону побутових відходів

характеризується повільним проходженням сукцесійних етапів, котрі виявляються у формі природної фітомеліорації. Це важливо у перспективі після закриття полігону, коли будуть виконувати рекультиваційні роботи, як це вимагає законодавство.

2) Мукачівський полігон побутових відходів

Ділянка №1 є розташована на східному боці полігону побутових відходів, вона межує із під'їзною дорогою, котра мінає лісовий масив, що є частиною санітарно-захисної зони полігону, трохи обабіч знаходяться невеликі території, зайняті луговою рослинністю. Віддаль до межі міста, становить близько 2,5 км. Місцевість має рівнинний характер ландшафтів із значною рослинною неоднорідністю. неподалік знаходиться населений пункт Шенборн.

Проективне покриття території становить – 70%.

Тут зафіксовано наступні групи насаджень: сільваценози однаюрні (S_{sv1}), сільваценози двояюрні (S_{sv2}), пратоценози (S_p).

Співвідношення груп рослинності наступне : сільваценоз двояюрний – 27%, сільваценоз однаюрний – 28%, пратоценоз – 15%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності є наступною:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_{sv2} \times b + S_p \times b}{s} \quad (13)$$

Ділянка №2 є розташована на північному боці полігону побутових відходів, вона межує із лісовими масивами, сформованими із характерних для регіону деревно-чагарникових видів. Лугова рослинність становить незначну частину території.

Проективне покриття території – 78%.

Тут зафіксовано наступні групи насаджень: сільваценози однаюрні (S_{sv1}), сільваценози двояюрні (S_{sv2}), пратоценози (S_p).

Співвідношення груп рослинності наступне : сільваценоз двояюрний – 45%, сільваценоз однаюрний – 23%, пратоценоз – 10%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності є наступною:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_{sv2} \times b + S_p \times b}{s} \quad (14)$$

Ділянка №3 є розташована на західному боці полігону побутових відходів, вона межує із значними лісовими масивами, сформованими із характерних для регіону деревно-чагарникових видів. Лугова рослинність становить незначну частину території.

Проективне покриття території становить – 82%.

Тут зафіксовано наступні групи насаджень: сільваценози однарусні (S_{sv1}), сільваценози двоярусні (S_{sv2}), фрутоценози (S_f).

Співвідношення груп рослинності наступне : сільваценоз двоярусний – 47%, сільваценоз однарусний – 23%, пратоценоз – 12%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності є наступною:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_{sv2} \times b + S_f \times b}{s} \quad (15)$$

Ділянка №4 є розташована на південному боці полігону побутових відходів, наближеному до краю міста. Територія складається із лісових масивів та лугових ділянок, котрі розташовані поблизу межі лісового масиву.

Проективне покриття території становить – 54%.

Тут зафіксовано наступні групи насаджень: сільваценози однарусні (S_{sv1}), сільваценози двоярусні (S_{sv2}), пратоценози (S_p).

Співвідношення груп рослинності наступне : сільваценоз двоярусний – 20%, сільваценоз однарусний – 17%, пратоценоз – 17%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності є наступною:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_{sv2} \times b + S_p \times b}{s} \quad (16)$$

Ділянка №5 – ділянка розташована у центральній частині полігону, зосереджена основна кількість відходів побутового походження.

Проективне покриття території – 51%.

Тут зафіксовано в основному рудероценози (S_r) і фрутоценози (S_f). Виявлено наступний розподіл насаджень: фрутоценоз – 12%, рудероценоз – 39%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності набуває вигляду:

$$K_{FM} = \frac{S_r \times b + S_f \times b}{s} \quad (17)$$

Ділянка №6 (контроль) розташована на віддалі 1 км від офіційних меж полігону східному напрямку, поруч із населеним пунктом Шенборн.

Проективне покриття території – 61%.

Шляхом дослідження тут зафіксовано сільваценози однарусні (S_{sv1}), рудероценози (S_r), фрутоценози (S_f), пратоценози (S_p) і агроценози (S_a)

Розподіл насаджень був наступним: сільваценоз однарусний – 16%, фрутоценоз – 10%, рудероценоз – 9%, пратоценози – 17%, агроценози – 9%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності набуває вигляду:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_r \times b + S_f \times b + S_a \times b + S_p \times b}{s} \quad (18)$$

З врахуванням середніх значень балів (b) зеленої маси, встановлено наступний розподіл коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності досліджуваних ділянок Мукачівського полігону побутових відходів:

- ділянка №1 (східний бік) – $K_{FM} = 4,5$;
- ділянка №2 (північний бік) – $K_{FM} = 5,0$;
- ділянка №3 (західний бік) – $K_{FM} = 5,5$;
- ділянка №4 (південний бік) – $K_{FM} = 4,0$;
- ділянка №5 (центр полігону) – $K_{FM} = 3,0$;
- ділянка №6 (контроль) – $K_{FM} = 7,0$.

Підрахунок отриманих коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності показав різницю поміж ділянками: найвищий показник зафіксовано на території дослідної ділянки №6 (контроль) $K_{FM} = 7,0$, дещо нижчі показники встановлено на ділянках №3 (західний бік) $K_{FM} = 5,5$ і №2 (північний бік) $K_{FM} = 5,0$.

Нижчий показник коефіцієнта, встановлено для ділянки №1 (східний бік) $K_{FM} = 4,5$, №4 (південний бік) $K_{FM} = 4,0$. Найнижчий показник коефіцієнта фітомеліоративної ефективності підраховано на ділянці №5 (центр полігону $K_{FM} = 3,0$).

3) *Берегівський полігон побутових відходів*

Ділянка №1 є розташована на західному боці полігону побутових відходів, вона межує із приміськими сільськогосподарськими угіддями та відкритими територіями, вкритими луговою рослинністю.

Віддаль до межі міста Берегово, становить близько 300 м. Місцевість має переважно рівнинний характер ландшафтів із значним рослинним різноманіттям.

Проективне покриття території становить – 64%.

Тут зафіксовано наступні групи насаджень: сільваценози однарусні (S_{sv1}), сільваценози двоярусні (S_{sv2}), пратоценози (S_p), агроценози (S_a).

Співвідношення груп рослинності наступне : сільваценоз двоярусний – 11%, сільваценоз однарусний – 24%, пратоценоз – 16% і агроценози – 13%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності є наступною:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_{sv2} \times b + S_a \times b + S_p \times b}{s} \quad (19)$$

Ділянка №2 є розташована на північному боці полігону по обидва боки довкола під'їзної дороги, якою комунальні служби щодобово привозять побутові відходи. Місцевість характеризується значним груповим розташуванням різнорідної рослинності. Тут чергуються сільваценози однарусні (S_{sv1}), пратоценози (S_p), фрутоценози (S_f), рудероценози (S_r).

Проективне покриття території становить – 57%.

Співвідношення груп рослинності: сільваценоз однарусний – 21%, фрутоценоз – 10%, пратоценоз – 14% і рудероценоз – 12%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності є наступною:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_r \times b + S_f \times b + S_p \times b}{s} \quad (20)$$

Ділянка №3 розташована на східному боці полігону по обидва боки неподалік є ґрунтові дороги, котрі ведуть до відкритої місцевості та сільськогосподарських угідь. Місцевість характеризується мозаїчним розташуванням рослинності. Тут чергуються сільваценози одноярусні (S_{sv1}), пратоценози (S_p), фрутоценози (S_f), рудероценози (S_r) і агроценози (S_a).

Проективне покриття території становить – 49%.

Співвідношення груп рослинності: сільваценоз одноярусний – 11%, фрутоценоз – 6%, пратоценоз – 14%, рудероценоз – 13%, агроценоз – 5%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності є наступною:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_r \times b + S_f \times b + S_a \times b + S_p \times b}{s} \quad (21)$$

Ділянка №4 розташована на південному боці полігону. Тут теж присутня мережа польових доріг, рівнинні території зайняті луговою і лісовою рослинністю, частково далі присутні сільськогосподарські угіддя.

Місцевість характеризується поєднанням мозаїчного та групового розташування рослинного покриву.

Тут чергуються сільваценози одноярусні (S_{sv1}), пратоценози (S_p), рудероценози (S_r) і агроценози (S_a).

Проективне покриття території становить – 67%.

Співвідношення груп рослинності: сільваценоз одноярусний – 22%, пратоценоз – 19%, рудероценоз – 18%, агроценоз – 8%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності є наступною:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_r \times b + S_a \times b + S_p \times b}{s} \quad (22)$$

Ділянка №5 – ділянка розташована у центральній частині полігону, зосереджена основна кількість відходів побутового походження.

Проективне покриття території – 35%.

Тут рудероценози (S_r), фрутоценози (S_f). Виявлено наступний розподіл насаджень: фрутоценоз – 7%, рудероценоз – 29%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності набуває вигляду:

$$K_{FM} = \frac{S_r \times b + S_f \times b}{s} \quad (23)$$

Ділянка №6 (контроль) розташована на віддалі 1 км від офіційних меж полігону південному напрямку. На відкритій місцевості.

Проективне покриття території – 72%.

Шляхом дослідження тут зафіксовано сільваценози одноярусні (S_{sv1}), рудероценози (S_r), фрутоценози (S_f), пратоценози (S_p) і агроценози (S_a)

Розподіл насаджень встановлений наступний: сільваценоз одноярусний – 27%, фрутоценоз – 13%, рудероценоз – 5%, пратоценози – 19%, агроценози – 8%.

Формула коефіцієнту фітомеліоративної активності набуває вигляду:

$$K_{FM} = \frac{S_{sv1} \times b + S_r \times b + S_f \times b + S_a \times b + S_p \times b}{s} \quad (24)$$

З врахуванням середніх значень балів (b) зеленої маси, встановлено наступний розподіл коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності досліджуваних ділянок Мукачівського полігону побутових відходів:

- ділянка №1 (східний бік) – $K_{FM} = 4,0$;
- ділянка №2 (північний бік) – $K_{FM} = 4,5$;
- ділянка №3 (західний бік) – $K_{FM} = 5,0$;
- ділянка №4 (південний бік) – $K_{FM} = 5,5$;
- ділянка №5 (центр полігону) – $K_{FM} = 3,5$;
- ділянка №6 (контроль) – $K_{FM} = 6,5$.

Підрахунок коефіцієнтів фітомеліоративної ефективності показав наступну різницю: найвищий показник зафіксовано на території дослідної ділянки №6

(контроль) $K_{FM} = 6,5$, нижчі показники встановлено на ділянках №4 (південний бік) $K_{FM} = 5,5$ і №3 (західний бік) $K_{FM} = 5,0$.

Нижчий показники коефіцієнта, встановлено для ділянки №2 (північний бік) $K_{FM} = 4,5$, №1 (східний бік) $K_{FM} = 4,0$. Найнижчий показник коефіцієнта фітомеліоративної ефективності, підраховано на ділянці №5 (центр) $K_{FM} = 3,5$.

3.9. Оцінка санітарного стану деревно-чагарникового покриву досліджуваних полігонів побутових відходів

Вивчення санітарного стану дерев та чагарників на території та навколо полігонів побутових відходів є важливим методом біоіндикації, який дозволяє оцінити реальний вплив комплексу екзогенних факторів на довкілля. Оскільки рослини є первинними споживачами забруднювачів із ґрунту, води та повітря, рівень їхньої життєвості є свого роду відзеркаленням рівня екологічної небезпеки території.

Рослинний біологічний матеріал чутливо реагує на стрес, який спричиняє забруднення території полігонів іонами важких металів, газами, в окремих випадках продуктами горіння причому дана реакція часто дає інформацію на випередження стосовно фізіологічного стану, який є тісно пов'язаний із екологічним станом оточуючого простору. Негативним фактором впливу на насадження полігонів є вплив фільтратів, у випадках, коли насадження ростуть поблизу і вбирають своїми кореневими системами фільтрати, тобто токсичну рідину, що утворюється при розкладанні побутових відходів [3].

Аналіз стану насаджень сприяє здійсненню моніторингу якості повітря в зоні впливу полігону побутових відходів. Деревна рослинність чутлива до виділення метану, вуглекислого газу та сірководню, що супроводжують розкладання відходів.

Використання деревних рослин як біоіндикаторів дозволяє отримати комплексну картину екологічної ситуації, визначити ефективність захисних

смуг та розробити заходи з рекультивації територій, що прилягають до полігонів побутових відходів [4].

Крім того вивчення поточного санітарного стану деревних насаджень полігонів побутових відходів, дозволяє визначити зони пошкодження, класифікувати дерева (від здорових до сухостійних) та нанести на карту зони з різним рівнем екологічного ризику.

Для виконання цього важливого завдання, враховуються наступні показники: 1) категорія стану дерев; 2) морфометричні зміни, зокрема зменшення площі листкових пластинок, скорочення приросту, деформація пагонів; 3) пошкодження крони: позасезонна дефоліація та дехромація; 4) наявність захворювань та шкідників, адже ослаблені забрудненням дерева швидше уражаються дереворуйнівними грибами [2].

Впродовж 2023-2025 рр. проведені дослідження санітарного стану деревних рослин, зростаючих на території полігонів побутових відходів міст Берегово, Мукачево і Ужгорода.

Проведений аналіз показав доволі значне різноманіття дерев та кущів. Кожне із них має свій індивідуальний рівень життєвості, то від цього залежить повнота виконання ним комплексу середовище покращуючих функцій.

У ході досліджень фіксувались також деревні рослини, де були присутні зовнішні фітопатологічні ушкодження, що знижують рівень їхньої життєвості. Механічні ушкодження поширені на усіх досліджуваних полігонах і тісно прив'язані до типу габітусу та висоти. Причому із збільшенням висоти зростає різноманіття ушкоджень. На кожному із досліджуваних об'єктів фіксувався тип механічного ушкодження, розташування, ступінь небезпеки.

Виникнення механічних ушкоджень пов'язане із тим, що значна кількість насаджень після зимового періоду, входить у вегетаційний період в ослабленому стані, на них є інфекційні захворювання, опіки кори, морозобійні тріщини, ушкодження кореневої системи.

У результаті польових досліджень виявлено такі деревно-чагарникові види: дуб звичайний (*Quercus robur* L.), верба козяча (*Salix caprea* L.), верба біла

(*Salix alba* L.), тополя біла (*Populus alba* L.), береза повисла (*Betula pendula* L.), осика (*Populus tremula* L.), робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.), бузина чорна (*Sambucus nigra* L.), сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), терен колючий (*Prunus spinosa* L.), шипшина звичайна (*Rosa canina* L.), яблуня лісова (*Malus sylvestris* Mill.), клен ясенелистий (*Acer negundo* L.).

Виявлені види до наступних родин: Вербові (Salicaceae) – 4 види, Трояндові (Rosaceae) – 3 види, Березові (Betulaceae), Соснові (Pinaceae), Букові (Fagaceae), Бобові (Fabaceae), Пижмівкові (Adoxaceae), Сапіндові (Sapindaceae) –по одному видові. Стосовно порядків рослин, то розподіл їх наступний: Букоцвіті (Fagales) – дві родини, Мальпігієцвіті (Malpighiales), Розоцвіті (Rosales), Соснові (Pinales), Бобовоцвіті (Fabales), Черсакоцвіті (Dipsacales), Сапіндоцвіті (Sapindales), по одній родині кожен [1].

У ході досліджень виявлено чотири основних типи ушкоджень деревних рослин: всихаючі, суховершинні, сухостійні та аварійні. (рис. 3.29).

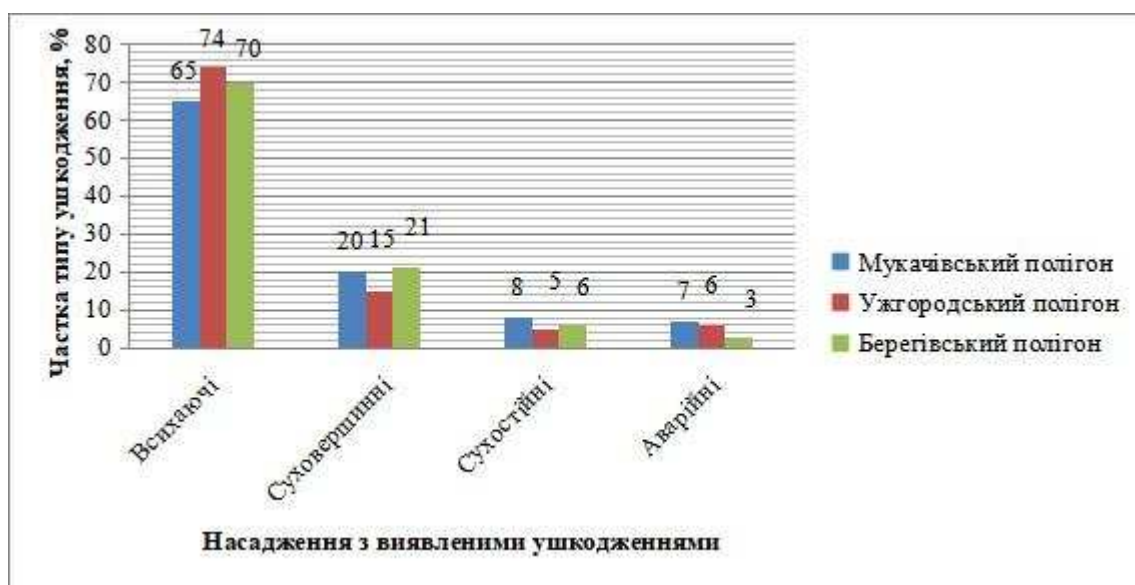


Рисунок 3.29 – Основні типи механічних ушкоджень деревних рослин досліджуваних полігонів побутових відходів

Як видно з рисунку, найбільшу частку з типів ушкоджень посідають всихаючі насадження, які становили частку від 65–74%. Найбільше їх виявлено

на території Ужгородського полігону – 74%, Берегівський – 70%, Мукачівський – 65%.

Дещо меншу частку у структурі ушкоджень, займають суховершинні насадження: Ужгородського полігон – 15%, Мукачівський – 20% і Берегівський – 21%. Розподіл сухостійних насаджень наступний: Ужгородського полігон – 5%, Мукачівський – 8% і Берегівський – 3%. Розподіл аварійних насаджень, показав, що найбільше їх на території Мукачівського полігону – 7%, Ужгородського – 6% і Берегівського – 3%.

Частина з дерев уражена морозобійними тріщинами, гнилями, плодовими тілами трутовиків справжнього (*Fomes fomentarius* (L.) J.J. Kickx) і несправжнього (*Phellinus igniarius* (L.) Ouel.). Частина крон уражена омелою звичайною (*Viscum album* L.).

Для покращення санітарного стану насаджень досліджуваних полігонів побутових відходів, рекомендовано здійснити санітарні рубки сухостоїв та аварійних дерев, у строгій відповідності з нормами щодо видалення зелених насаджень у населених пунктах або санітарними правилами у лісах. Ці заходи сприятимуть підвищенню рівня життєвості фітоценозів, підвищенню санітарного стану та естетичної цінності

3.10. Оцінка атрактивності фітомеліоративного покриву досліджуваних полігонів побутових відходів

Існує взаємозв'язок рівня індивідуальної життєвості і виконанням екологічних функцій насадженнями, то також вивчався параметр атрактивності.

Впродовж вегетаційного періоду 2024-2025 рр. проводилось вивчення декоративно-естетичних характеристик. Для цього використовувалась методика за якою у балах оцінювались ряд показників: форма крони і габітус (ΣKp_{δ}), густина і розгалуження намету (ΣH_{δ}), забарвлення листя/хвої (ΣXv_{δ}), насінношення ($\Sigma Шя_{\delta}$), декоративність основних пагонів, гілок ($\Sigma ПГ_{\delta}$), кори (ΣK_{δ}), декоративність приростів ($\Sigma Пр_{\delta}$). Параметр т.б. - трьохбальна оцінка

виставлена із врахуванням “модуляції виду”. Для оцінки декоративного потенціалу використовувалась наступна формула:

$$EM_6 = \frac{\sum Kp_6 + \sum H_6 + \sum X_6 + \sum \frac{Шя_6}{n.6} + \sum ПГ_6 + \sum K_6 + \sum Пр_6}{n.6} \quad (25)$$

Морфологічні елементи дослідних кущів володіють вищими або ж нижчими декоративними якостями, які по-різному оцінювали впродовж вегетаційного періоду. Сума усіх складових визначає рівень атрактивності.

Досліджувались наступні види: *Quercus robur* L., *Salix caprea* L., *Salix alba* L., *Populus alba* L., *Betula pendula* L., *Populus tremula* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Sambucus nigra* L., *Acer negundo* L. і *Malus sylvestris* Mill.

Одержані результати декоративно-естетичних характеристик насаджень полігонів проілюстровано на рисунку 3.30.

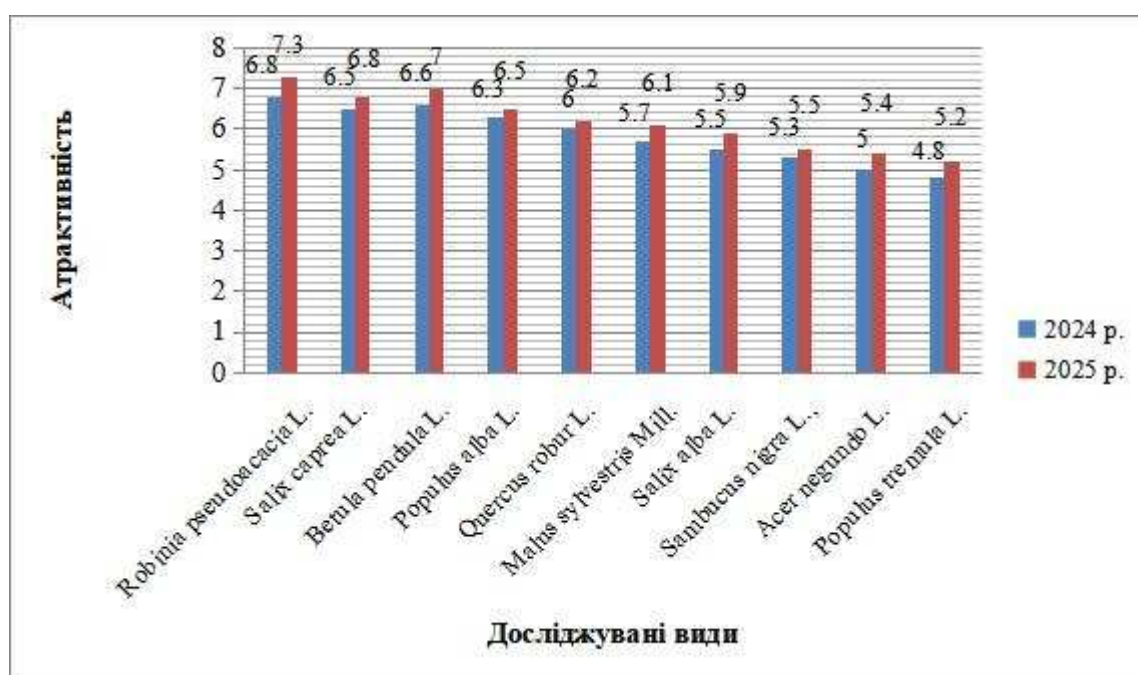


Рисунок 3.30 – Співвідношення рівнів атрактивності деревних рослин досліджуваних полігонів

Досліджувані види за атрактивністю відносимо до наступних груп: *Високодекоративні*: *Robinia pseudoacacia* L. (6,8; 7,3), *Salix caprea* L. (6,5; 6,8), *Betula pendula* L. (6,6; 7,0), *Populus alba* L. (6,3; 6,5). *Декоративні*: *Quercus*

robur L. (6,0; 6,2), *Malus sylvestris* Mill. (5,7; 6,1), *Salix alba* L. (5,5; 5,9), *Sambucus nigra* L. (5,3; 5,5). *Низькодекоративні: Acer negundo* L. (5,0; 5,4), *Populus tremula* L. (4,8; 5,2).

Дослідження показали, що найбільше представлені види I (40%) і II (40%) груп. Найрідше трапляються представники III – її групи – 20%.

3.11. Екологічна небезпека спричинена фільтратами досліджуваних полігонів побутових відходів

Закарпатський регіон, як частина Панонського басейну, володіє унікальними, але вразливими запасами підземних вод. Деграція їхнього гідрохімічного стану зумовлена функціонуванням полігонів побутових відходів, що експлуатуються без належного інженерного захисту. Через високу проникність алювіальних відкладів та інтенсивний зв'язок із басейном річки Тиса, міграція токсичних фільтратів створює загрозу транскордонного екологічного характеру в межах Дунайського регіону.

Забезпечення сталого управління водними ресурсами є одним із пріоритетних завдань екологічної безпеки в умовах зростаючого антропогенного навантаження.

Закарпатський регіон, що територіально та гідрологічно є невід'ємною частиною Панонського басейну, характеризується наявністю унікальних за генезисом, проте надзвичайно вразливих до зростаючого техногенного впливу запасів підземних вод. Деграція гідрохімічного стану водоносних горизонтів (аквіферів) у регіоні значною мірою зумовлена функціонуванням об'єктів захоронення побутових відходів, більшість із яких експлуатуються без належних систем інженерного захисту [21, 24].

Одним із ключових чинників негативного впливу є формування фільтратів – висококонцентрованих багатокомпонентних розсолів, що виникають внаслідок інфільтрації атмосферних опадів крізь товщу депонованих відходів та наступних біохімічних процесів розкладу органічної фракції.

Специфічні гідрогеологічні умови Закарпатської низовини, зокрема високий рівень залягання ґрунтових вод та інтенсивний гідродинамічний зв'язок між поверхневим стоком і четвертинними водоносними горизонтами, сприяють прискореній міграційній активності поліутантів [1, 4].

Враховуючи, що гідрографічна мережа регіону включає у себе басейн річки Тиса – головної артерії Панонського регіону – транскордонне перенесення забруднюючих речовин набуває міжнародного екологічного значення в межах басейну ріки Дунай, що охоплює територію 19 країн, включаючи Україну.

Попри численні дослідження локального впливу полігонів побутових відходів та стихійних сміттєзвалищ, системний порівняльний аналіз гідрохімічної трансформації водних об'єктів у зонах впливу найбільших урбанізованих центрів регіону залишається ще недостатньо висвітленим.

Порівняльна гідрохімічна оцінка ступеня забруднення поверхневих та підземних вод у зонах впливу полігонів побутових відходів міст Ужгорода, Мукачева та Берегового для ідентифікації маркерів техногенного навантаження та оцінки ризиків для транскордонних екосистем.

Експериментальні дослідження проводилися протягом 2024–2025 років у межах зон впливу трьох найбільших об'єктів захоронення відходів Закарпатської області: Ужгородського (с. Барвінок), Мукачівського та Берегівського полігонів побутових відходів.

Стратегія екологічного моніторингу базувалася на комплексному підході, що передбачав одночасний відбір проб із двох взаємопов'язаних типів водних об'єктів. До першої групи належали поверхневі води, представлені техногенними водовідвідними каналами та стічними канавами, що безпосередньо дренують територію полігонів. Другу групу становили підземні води, проби яких відбиралися зі спостережних та експлуатаційних свердловин четвертинного водоносного горизонту, розташованих у зоні активної міграції шлейфу забруднення на віддалі від 50 до 500 м від межі захоронення побутових відходів [8, 10].

Процедура відбору проб здійснювалася у суворій відповідності до вимог міжнародних та національних стандартів ДСТУ ISO 5667-2:2003 та ДСТУ ISO 5667-3:2001. Для забезпечення достовірності результатів аналізу на вміст металів проводилася консервація проб шляхом додавання азотної кислоти (HNO_3) до досягнення показника $\text{pH} < 2$. Транспортування та зберігання зразків здійснювалося у спеціалізованих термоізованих контейнерах за стабільної температури $+2...+8^\circ\text{C}$. Весь комплекс аналітичних досліджень виконувався на базі установ, акредитованих за міжнародним стандартом ISO/IEC 17025: Випробувального центру Закарпатської регіональної державної лабораторії Держпродспоживслужби та Ужгородської прикордонної державної контрольно-токсикологічної лабораторії [5, 17].

Комплексна оцінка гідрохімічного стану водних об'єктів включала визначення широкого спектру показників за валідованими методиками. Показник водневого потенціалу (pH) визначався потенціометричним методом згідно з ДСТУ 4077-2001 (МВВ 081/12-0317-06). Визначення концентрацій іонів важких металів, зокрема свинцю (Pb), цинку (Zn), кадмію (Cd), міді (Cu) та марганцю (Mn), проводилося методом атомно-абсорбційної спектrophотометрії у режимі полум'яної атомізації за методиками ПВ 7.2-12 та ПВ 7.2-10. Рівень органічного забруднення оцінювався через показник перманганатної окиснюваності титриметричним методом за МВВ 081/12-0016-01. Дослідження азотовмісних сполук, включаючи іони амонію (NH_4) та нітрати (NO_3), здійснювалося спектrophотометричним методом згідно з ДСТУ ISO 7150-1:2003 та МВВ 7.2-15/23268.9-2022. Загальна мінералізація оцінювалася за масою сухого залишку гравіметричним методом, тоді як вміст хлоридів та сульфатів визначався титриметричним та гравіметричним методами відповідно (МВВ 081/12-0653-09 та МВВ 081/12-0177-05) [23].

Статистична обробка та інтерпретація отриманих результатів, виконувалася методами варіаційної статистики із використанням ліцензійного програмного забезпечення Microsoft Excel 365. Для визначення ступеня техногенної трансформації гідросфери, отримані дані порівнювалися з

гігієнічними вимогами ДСанПіН 2.2.4-171-10, критеріями екологічної якості Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС (EU WFD), рекомендаціями Всесвітньої організації охорони здоров'я, а також із фоновими показниками аналогічних об'єктів регіону, що не перебувають під безпосереднім впливом полігонів побутових відходів. Такий багатосторонній аналіз дозволив ідентифікувати Панонський басейн як зону підвищеного екологічного ризику.

Закарпатська низовина, що є орографічним продовженням Панонського серединного масиву, становить собою специфічну морфоструктурну одиницю на межі Східних Альп та Карпат. У тектонічному плані район досліджень приурочений до Закарпатського внутрішнього прогину – епігерцинської структури, формування якої пов'язане з неогеновою активізацією альпійської складчастості. Прогин відокремлений від мегантиклінорю Складчастих Карпат потужною рельєфоутворюючою зоною Вигорлат-Гутинського вулканічного пасма, що виконує роль регіонального вододілу та гідродинамічного бар'єру.

Геологічний фундамент даного прогину представлений інтенсивно дислокованими мезозойськими та частково палеогеновими відкладами (вапняками, мергелями, пісковиками), котрі залягають на доволі значних глибинах. Поверх них залягає потужний (до 2000–3000 м) неогеновий чохол, складений моласовими формаціями міоцену та пліоцену. Літологічно ці відклади представлені соленосними глинами, туфами, мергелями та піщано-глинистими породами сарматського та панонського ярусів. Наявність потужних глинистих екранів у неогеновому розрізі створює сприятливі умови для формування напірних артезіанських горизонтів, які здебільшого ізольовані від поверхневого антропогенного впливу [26].

Найбільше значення для оцінки екологічної безпеки мають четвертинні алювіальні відклади, що перекривають неогеновий фундамент суцільним чохлом. Поверхневий шар представлений генетично пов'язаними акумулятивними терасами ряду річок: Уж, Латориця та Тиса. Літологічний склад четвертинних відкладів характеризується значною неоднорідністю: від грубоуламкових фацій у

руслових частинах, до супіщано-суглинкових відкладів на заплавах терасах [25, 26].

Саме висока проникність цих верхніх горизонтів у поєднанні із невеликою потужністю зони аерації, визначає високий ступінь вразливості підземних вод до інфільтрації фільтратів полігонів побутових відходів. Таким чином, Закарпатський внутрішній прогин виступає як гігантський природний резервуар, де через відсутність витриманих водотривких покривель, відбувається швидке гідрохімічне змішування поверхневих техногенних стоків із природними водними системами Панонського басейну. Топографічна карта регіону представлена нижче (рис. 3.31).

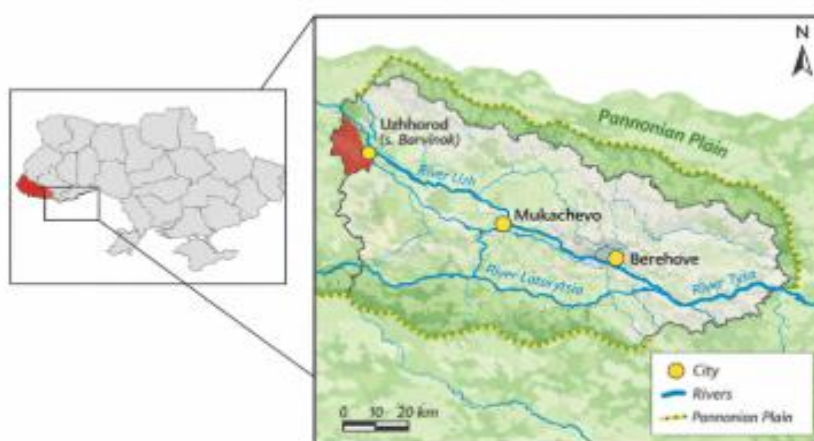


Рисунок 3.31 – Картосхема району моніторингових досліджень

Основний ресурсний потенціал підземних та господарських вод Закарпатського регіону зосереджений у четвертинному водоносному комплексі (Quaternary aquifer), який виступає головним джерелом питного водопостачання для більшості населених пунктів низинної частини області. Висока соціально-екологічна значущість моніторингу якості цього водоносного горизонту, обумовлена його інтенсивним використанням та специфікою літологічного складу водовмісних порід. Ці структурні породи представлені переважно алювіальними відкладами, зокрема гранітно-децитовим галечником із піщано-

гравійним заповнювачем, що визначає надзвичайно високу водопровідність та фільтраційну здатність.

Згідно з результатами польових досліджень, коефіцієнт фільтрації (K_f) у межах досліджуваних локацій варіює у діапазоні від 15 до 50 м/добу, що створює передумови для активного перенесення забруднюючих поллютантів на значні віддалі від точкових джерел емісії.

Природна вразливість підземних вод до техногенного впливу полігонів побутових відходів у регіоні зумовлена поєднанням декількох критичних факторів. Перш за все, спостерігається висока гідравлічна відкритість системи, спричинена відсутністю у водоносному горизонті витриманого водотривкого шару або глинистих екранів, які могли б виконувати роль природного геохімічного бар'єру. За відсутності таких ізолюючих пластів у зоні аерації відбувається практично безперешкодна вертикальна інфільтрація токсичних фільтратів безпосередньо у дзеркало підземних вод.

Ситуація ускладнюється критично малою глибиною залягання статичного рівня підземних вод, який у межах Закарпатської низовини коливається у діапазоні від 0,5 до 4,0 м від поверхні. У періоди інтенсивних опадів та сезонних паводків, характерних для Панонського басейну, дзеркало підземних вод може підніматися до позначки 0,1–0,2 м, що призводить до прямого гідравлічного контакту основи масиву побутових відходів із підземними водами. У такі моменти механізм забруднення трансформується з інфільтраційного у пряму дифузю та конвекцію продуктів біохімічного розкладу відходів. В результаті, відбувається масове вимивання іонів амонію та розчинених органічних сполук безпосередньо у водоносний горизонт, що є науковим обґрунтуванням виявлених під час моніторингу екстремальних рівнів забруднення (рис. 3.32).

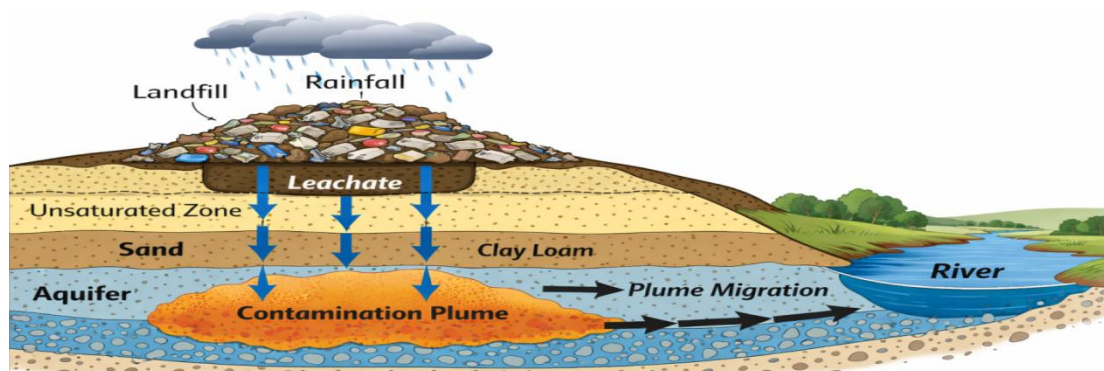


Рисунок 3.32 – Концептуальна гідрогеологічна модель забрудненн
(авторський рисунок)

Як видно із даної комплексної схеми, існує тісна ланцюгова взаємодія поміж атмосферними процесами, різним періодом розкладання побутових відходів та літосферними горизонтами. Результатом чого є речовинно-енергетичні міграційно-накопичувальні ланцюги, які і обумовлюють зростаючу екологічну небезпеку для компонентів довкілля та населення.

Кліматичні умови регіону дослідження характеризуються стійким надлишковим зволоженням, що виступає визначальним фактором у процесах формування та міграції техногенних стоків на об'єктах захоронення відходів. Середньорічна кількість атмосферних опадів у межах низинної частини області варіює у діапазоні 750–950 мм/рік, що зумовлює формування стабільно позитивного водного балансу території. Для полігонів побутових відходів, котрі тут функціонують, такий гідрологічний режим є критичним чинником екологічного ризику. За умов відсутності або технічної деградації ізоляційних екранів у структурі досліджуваних полігонів, значні обсяги опадів ініціюють інтенсивну вертикальну інфільтрацію води крізь товщу депонованого масиву відходів [20].

У результаті впливу процесу інфільтрації опадів через гетерогенну масу відходів відбувається екстракція широкого спектра токсичних компонентів, що призводить до постійного генерування висококонцентрованого фільтрату. За розрахунковими оцінками водно-балансових показників, близько 30–40% від загального обсягу річних атмосферних опадів на досліджуваних локаціях

трансформується у рідку фазу забруднення. Ця агресивна фаза, насичена продуктами біохімічної деструкції, безперешкодно мігрує у навколишнє середовище, створюючи постійне гідрохімічне навантаження на підземні аквіфери та прилеглі поверхневі водотоки Панонського басейну. Таким чином, кліматичний фактор виступає основним рушієм вимивання поллютантів із тіла полігонів, визначаючи сталий характер забруднення гідросфери регіону незалежно від сезонних коливань (рис. 3.33).

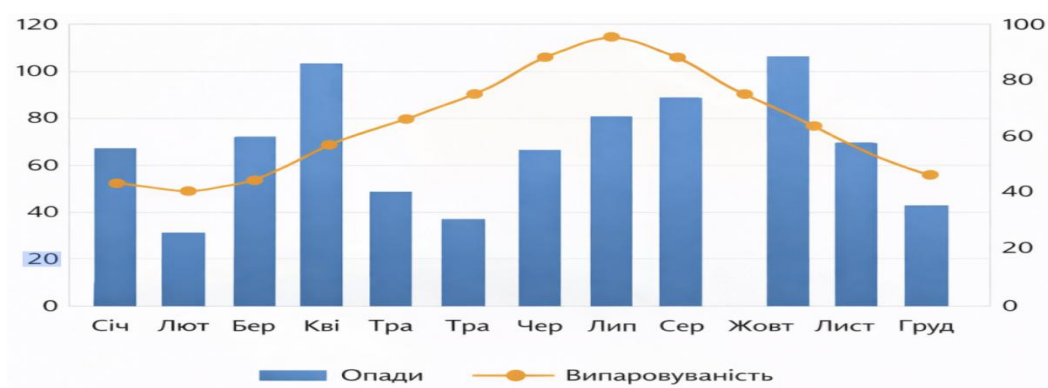


Рисунок 3.33 – Кліматична діаграма регіону досліджень

Для проведення репрезентативного порівняльного аналізу в межах Закарпатського регіону було обрано три стратегічні об'єкти захоронення відходів, які відображають різні фази техногенного впливу на гідросферу. Перший досліджуваний об'єкт – Ужгородський полігон побутових відходів (географічні координати 48.572° N, 22.355° E), який функціонує із 1998 року і розташований на надзаплавній терасі (рис. 3.34).



Рисунок 3.34 – Панорама Ужгородського полігону побутових відходів

Підстилаючі породи в районі цього об'єкта мають високу природну тріщинуватість, що виступає визначальним фактором для пришвидшеної радіальної та латеральної міграції полютантів. Саме така геологічна будова пояснює зафіксовану аномально високу органічну складову у прилеглих стічних водах, де отримані в результаті досліджень, показники перманганатної окиснюваності свідчать про інтенсивне вимивання продуктів незавершеної деструкції органічної фракції відходів.

Другий об'єкт дослідження – Мукачівський полігон побутових відходів (географічні координати 48.421° N, 22.730° E), який розташований у безпосередній зоні впливу річки Латориці, що створює ризики масштабного транскордонного перенесення забруднюючих речовин (рис. 3.35).



Рисунок 3.35 – Панорама Мукачівського полігону побутових відходів

Гідрохімічний профіль цієї локації вирізняється високим вмістом мінеральних солей та нітратів, що у сукупності вказує на змішаний генезис забруднення та тривалий термін експлуатації об'єкта. Наявність значних концентрацій нітратних сполук свідчить про глибокі процеси біохімічної стабілізації відходів та активну фазу нітрифікації, що є характерною для полігонів з великим стажем депонування мас побутових відходів [27].

Найбільш вразливою локацією за комплексом гідрогеологічних показників визначено Березівський полігон побутових відходів (географічні координати 48.188° N, 22.615° E) (рис. 3.36).



Рисунок 3.36 – Панорама Березівського полігону побутових відходів

Критичність екологічної ситуації тут зумовлена специфічним низинним рельєфом та близькістю до магістрального водного каналу Верке, який протікає через місто Берегово. Саме на даному об'єкті було зафіксовано явище “амонійного стресу” з концентрацією іонів амонію на рівні 541 мг/л. Такий аномальний рівень забруднення зумовлений застійним гідродинамічним режимом підземних вод та вираженим дефіцитом розчиненого кисню у водоносному горизонті. Дефіцит кисню блокує процеси природного окиснення амонію до нітратів, що призводить до накопичення токсичних азотистих сполук у відновлювальних умовах підземного середовища та створює безпрецедентне навантаження на регіональну екосистему.

Результати проведеного комплексного гідрохімічного аналізу свідчать про глибоку техногенну трансформацію природного складу підземних та поверхневих вод у зонах впливу досліджуваних полігонів побутових відходів. Зафіксовані концентрації більшості ідентифікованих політантів суттєво перевищують встановлені гранично допустимі концентрації згідно з національними стандартами та Директивою 2000/60/ЄС, що вказує на формування стійких ареалів забруднення. Для систематизації отриманих даних було сформовано зведену таблицю порівняльних показників, яка відображає специфіку гідрохімічного профілю кожної із локацій (табл. 3.16).

Таблиця 3.16 – Порівняльна характеристика гідрохімічних показників у зонах впливу досліджуваних полігонів побутових відходів Закарпатського регіону (пікові значення за період 2024–2025 рр.)

Показник	Одиниці вимірювання	Ужгород (стік)	Мукачєво (аквіфер)	Берегове (аквіфер)	ГДК (UA/EU)
Перманганатна окиснюваність	мг O ₂ /дм ³	5986,0	636,0	42,36	5,0
Іони (NH ₄ ⁺)	мг/дм ³	н/д	50,0	541,0	0,5
Нітрати (NO ₃ ⁻)	мг/дм ³	87,1	109,6	30,17	50,0
Сухий залишок	мг/дм ³	н/д	10968,0	582,0	1000
Марганець (Mn)	мг/дм ³	н/д	н/д	2,0	0,05
Свинець (Pb)	мг/дм ³	0,178	< 0,15	< 0,15	0,01

Аналіз отриманих результатів дозволяє виділити декілька ключових аномалій. Найбільш вражаючим показником у зоні впливу Ужгородського полігону є екстремально високий рівень перманганатної окиснюваності (5986 мг O₂/дм³), що майже у 1200 разів перевищує фонові значення для поверхневих вод. Таке аномальне органічне навантаження свідчить про домінування у стоках розчинених органічних сполук на стадії активного ацидогенезу, що призводить до повної деоксигенації водного середовища. Одночасно зафіксований вміст свиню (0,178 мг/дм³) підтверджує наявність у фільтраті іонів важких металів, що мігрують внаслідок поступового розкладання компонентів відходів.

Гідрохімічний стан підземних вод у районі Берегівського полігону побутових відходів характеризується явищем, яке можна класифікувати як “амонійний стрес”. Концентрація іонів амонію на рівні 541 мг/дм³, що є явним індикатором анаеробної деструкції відходів у стадії метаногенезу. Через застійний гідродинамічний режим, наявний у Панонському басейні та низький редокс-потенціал підземного середовища, процеси нітрифікації (окиснення амонію до нітратів) є заблокованими, що призводить до накопичення амонію у токсичних концентраціях. Виявлений супутній вміст марганцю (2,0 мг/дм³)

пояснюється відновлювальними умовами, що сприяють вилугуванню цього елемента з водовміщуючих порід під дією агресивного фільтрату.

У районі Мукачівського досліджуваного об'єкта, домінує процес вторинного засолення та нітратного забруднення. Сухий залишок, встановлений на рівні 10968 мг/дм³, свідчить про трансформацію підземних вод у техногенні розсоли. На відміну від Берегівського полігону побутових відходів, високий вміст нітратів (109,6 мг/дм³) вказує на більш інтенсивну аерацію або значний вік масиву відходів, де процеси мінералізації азотистих сполук досягли стадії завершеного окиснення. Поєднання високої мінералізації та нітратного навантаження, створює ризики незворотної деградації четвертинного водоносного горизонту, як джерела водопостачання. Ці положення представлено у наступних ілюстративних матеріалах (табл. 3.17, рис. 3.37)

Таблиця 3.17 – Кореляція між показниками

	pH	Ca&Mg	SZ	PO	NH ₄	NO ₃	NO ₂	Cl	SO ₄	Fe	Mn	Cu	Zn	Cr ₃	Cr ₆	Pb	Cd
pH	1.00	0.76	-0.96	-1.00	0.91	-1.00	-0.42	0.21	-0.98	0.41	1.00	-0.82	-0.94	-0.93	0.91	-0.81	-0.42
Ca&Mg	0.76	1.00	-0.92	-0.82	0.96	-0.73	0.27	0.79	-0.87	0.91	0.77	-0.24	-0.94	-0.94	0.96	-1.00	0.27
SZ	-0.96	-0.92	1.00	0.98	-0.99	0.94	0.13	-0.48	0.99	-0.66	-0.96	0.61	1.00	1.00	-0.99	0.95	0.13
PO	-1.00	-0.82	0.98	1.00	-0.94	0.99	0.33	-0.30	1.00	-0.50	-1.00	0.76	0.97	0.96	-0.94	0.87	0.33
NH ₄	0.91	0.96	-0.99	-0.94	1.00	-0.89	0.00	0.60	-0.97	0.76	0.91	-0.50	-1.00	-1.00	1.00	-0.98	0.00
NO ₃	-1.00	-0.73	0.94	0.99	-0.89	1.00	0.45	-0.17	0.97	-0.38	-1.00	0.84	0.93	0.92	-0.89	0.79	0.45
NO ₂	-0.42	0.27	0.13	0.33	0.00	0.45	1.00	0.80	0.23	0.65	-0.40	0.87	0.08	0.06	0.00	-0.19	1.00
Cl	0.21	0.79	-0.48	-0.30	0.60	-0.17	0.80	1.00	-0.39	0.98	0.22	0.40	-0.53	-0.54	0.60	-0.74	0.80
SO ₄	-0.98	-0.87	0.99	1.00	-0.97	0.97	0.23	-0.39	1.00	-0.58	-0.98	0.69	0.99	0.99	-0.97	0.91	0.23
Fe	0.41	0.91	-0.66	-0.50	0.76	-0.38	0.65	0.98	-0.58	1.00	0.43	0.19	-0.70	-0.71	0.76	-0.87	0.65
Mn	1.00	0.77	-0.96	-1.00	0.91	-1.00	-0.40	0.22	-0.98	0.43	1.00	-0.81	-0.94	-0.94	0.91	-0.82	-0.40
Cu	-0.82	-0.24	0.61	0.76	-0.50	0.84	0.87	0.40	0.69	0.19	-0.81	1.00	0.57	0.55	-0.50	0.33	0.87
Zn	-0.94	-0.94	1.00	0.97	-1.00	0.93	0.08	-0.53	0.99	-0.70	-0.94	0.57	1.00	1.00	-1.00	0.96	0.08
Cr ₃	-0.93	-0.94	1.00	0.96	-1.00	0.92	0.06	-0.54	0.99	-0.71	-0.94	0.55	1.00	1.00	-1.00	0.97	0.06
Cr ₆	0.91	0.96	-0.99	-0.94	1.00	-0.89	0.00	0.60	-0.97	0.76	0.91	-0.50	-1.00	-1.00	1.00	-0.98	0.00
Pb	-0.81	-1.00	0.95	0.87	-0.98	0.79	-0.19	-0.74	0.91	-0.87	-0.82	0.33	0.96	0.97	-0.98	1.00	-0.19
Cd	-0.42	0.27	0.13	0.33	0.00	0.45	1.00	0.80	0.23	0.65	-0.40	0.87	0.08	0.06	0.00	-0.19	1.00

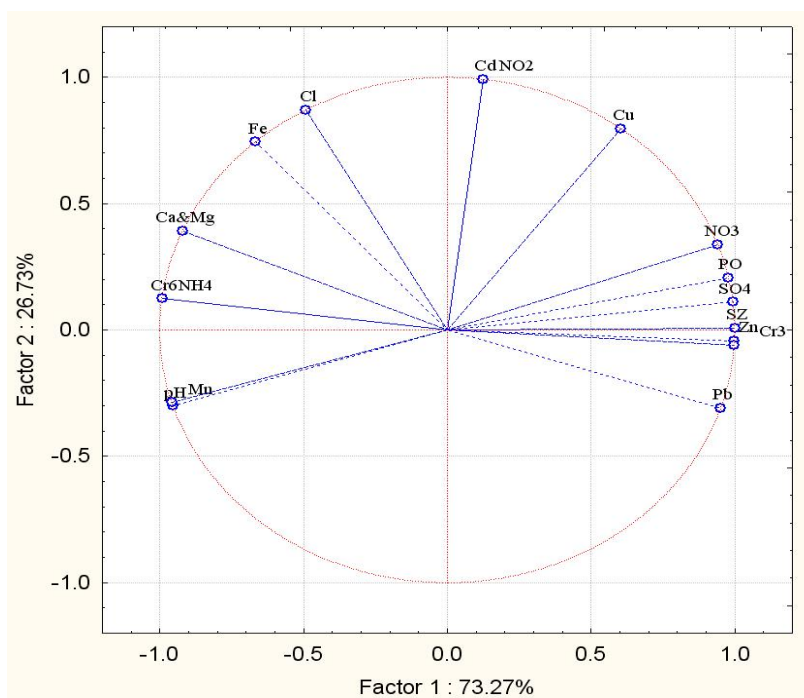


Рисунок 3.37 – Система взаємозв'язків між параметрами ґрунту

Перша головна компонента відображає забруднення фільтратів свинцем, хромом 3, цинком, нітратами, які відображають міграцію забруднюючих речовин (рис. 3.38).

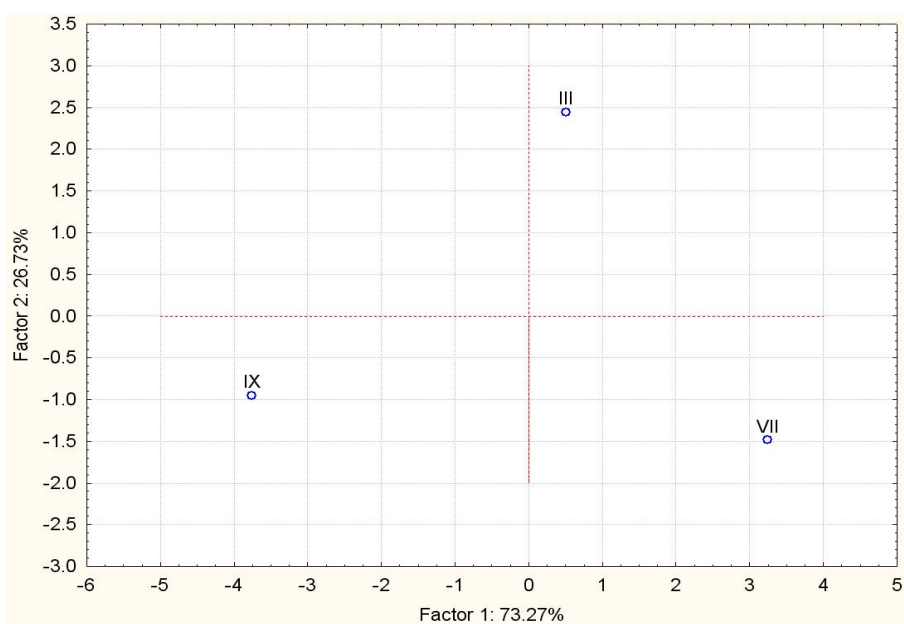


Рисунок 3.38 – Особливості часової динаміки рівня забруднення фільтратів

9→3→7, де число вказує на порядковий номер місяця (дати показати: вересень, березень, липень)

У цьому часовому проміжку спостерігалось зростання вмісту багатьох важких металів.

Узагальнена картина забруднення фільтратів – погіршувалася.

Узагальнюючи отримані дані, слід зазначити, що міграція виявлених поліютантів відбувається у напрямку регіонального базису дренажу – річки Тиси. Враховуючи високу фільтраційну здатність галечникових відкладів ($K_f = 15-50$ м/добу), виявлені ареали забруднення мають тенденцію до поступового розширення, що створює загрозу не лише локального масштабу, а й впливає на транскордонну екологічну безпеку в межах Дунайського басейну. А це потребує суттєвого перегляду стратегії управління полігонами побутових відходів у Закарпатській області.

Висновки до Розділу 3

1. Полігони побутових відходів формують техногенне середовище, у межах якого едафотоп зазнає постійного впливу продуктів розкладу відходів. Відбувається накопичення широкого спектра забруднювачів, серед яких важкі метали займають особливе місце завдяки здатності до біоаккумуляції та токсичній дії на компоненти екосистем.

Встановлено, що едафотопи Ужгородського полігону характеризуються вираженою просторовою та сезонною неоднорідністю розподілу важких металів. Виявлено формування чітких градієнтів забруднення, при яких максимальні концентрації більшості елементів приурочені до центральної частини, а периферійні ділянки полігону характеризуються нижчими, але стабільно підвищеними концентраціями.

Встановлено вплив сезонних умов на перерозподіл важких металів: у теплий період відбувається активізація міграції, що найбільш виражено для кадмію, концентрації якого у центральній частині зростають до 0,09 мг/кг.

Плюмбум і кадмій формують зони локального накопичення, арсен демонструє підвищений рівень – 3,25-4,90 мг/кг без різких сезонних змін, ртуть характеризується практично незмінною концентрацією – 0,002 мг/кг, що свідчить про її низьку міграційну активність. Мідь проявляє змінну поведінку з тенденцією до зниження у теплий період. Оцінка показала, що у межах полігону формуються зони підвищеного техногенного навантаження з перевищенням ГДК плюмбуму, кадмію та арсену.

2. Вивчення токсичності ґрунтів на полігонах за допомогою тест-рослин, є важливим для оцінки екологічної безпеки порушених територій, зокрема токсичності едафотопів. За отриманими результатами *Lepidium sativum* L. і *Sinapis alba* L. виявили доволі високу енергію проростання, від 50 до 90%.

На субстратах з Ужгородського полігону, найвищий рівень проростання з південного боку (90% / 80%), мінімальний у центрі (50% / 50%), з східного (80% / 70%), західного (70% / 60%), з північного боку (60% / 50%).

На субстратах Березівського полігону теж найвищий рівень проростання у зразку з південного боку (80% / 70%), східного (70% / 70%), західного (60% / 50%), північного (50% / 50%) і в центральній частині (40% / 50%),

Нижчі показники проростання встановлено на субстратах з Мукачівського полігону: південний бік (70% / 70%), схід (60% / 60%), північ (60% / 50%), захід (50% / 50%) і центр (50% / 40%).

3. Проведений аналіз статистики пожеж за період 2023–2026 рр. підтверджує, що досліджувані полігони, перебувають у стані прогресуючої екологічної деградації. Пожежі стали не випадковими, а закономірним результатом накопичення внутрішньої енергії у масивах відходів. Подальше їхнє функціонування без докорінної зміни підходів до управління ними, призведе до незворотного забруднення регіону. Лише через поєднання технологічного контролю, впровадження систем раннього моніторингу та переходу до замкнутого циклу переробки відходів, можна зменшити ризик пожеж, підвищити рівень екологічної безпеки регіону.

4. Оцінка рівня жаростійкості, який ілюструє стійкість рослин до умов зростання на полігонах розділилась наступним чином: найвищий рівень (у балах): *Galinsoga ciliata* (Rafin.) - 8,2; *Impatiens parviflora* DC. - 8,2; *Potentilla anserina* L. - 8,2; *Tussilago farfara* L. - 9,4; *Plantago major* L. - 9,4 і *Plantago lanceolata* L. - 9,4. Середній рівень: *Galium aparine* L. - 10,2; *Polygonum hydropiper* L. - 10,2; *Achillea submillefolium* Klok. - 11,0 і *Chenopodium glaucum* L. - 11,2. Найнижчий рівень: *Bidens tripartita* L. - 12,2; *Artemisia vulgaris* L. - 12,2; *Arctium lappa* L. - 12,4; *Taraxacum officinale* L. - 12,8; *Artemisia absinthium* L. - 13,6 і *Sonchus arvensis* L. - 13,6.

5. За результатами досліджень посухостійкості, трав'янисті піонерні види, розподілені на три категорії: високо посухостійкі (*Artemisia vulgaris* L. - 4,7, *Taraxacum officinale* L. - 4,7, *Plantago lanceolata* L. - 4,7, *Tussilago farfara* L. - 4,8 і *Plantago major* L. - 4,8), середньо посухостійкі (*Arctium lappa* L. - 4,5, *Artemisia absinthium* L. - 4,5, *Bidens tripartita* L. - 4,5, *Chenopodium glaucum* L. - 4,5, *Potentilla anserina* L. - 4,5, *Elymus repens* (L.) Gould. - 4,5, *Equisetum arvense*

L. - 4,5 і *Rumex conglomeratus* Murr. - 4,5) і низько посухостійкі (*Galium aparine* L. - 4,2, *Impatiens parviflora* DC. - 4,2, *Thlaspi arvense* - 4,2, *Achillea submillefolium* Klok. - 4,3, *Galinsoga ciliata* (Rafin.) - 4,3, *Sonchus arvensis* L. - 4,3 і *Polygonum hydropiper* L. - 4,3).

6. Аналіз рівнів газостійкості рослин на території полігонів засвідчив, що найбільшою уражаючою знатністю володіє NO₂, дещо нижчою Cl₂ і O₃, а найменшою SO₂. Найвищу стійкість до дії газів, проявили види *Tussilago farfara* L., *Taraxacum officinale* L., *Artemisia vulgaris* L. Помірний рівень газостійкості *Chenopodium album* L., а низький рівень у *Plantago major* L. та *Arctium lappa* L.

7. Найвищий рівень солестійкості зафіксовано у видів: *Artemisia vulgaris* L. (4% NaCl - 10%, 4% Na₂SO₄ - 25%, контроль - 6%), *Chenopodium glaucum* L. (4% NaCl - 11%, 4% Na₂SO₄ - 25%, контроль - 4%), *Bidens tripartita* L. (4% NaCl - 12%, 4% Na₂SO₄ - 28%, контроль - 3%), *Taraxacum officinale* L. (4% NaCl - 15%, 4% Na₂SO₄ - 29%, контроль - 6%). Нижча солестійкість у *Plantago major* L. (4% NaCl - 19%, 4% Na₂SO₄ - 40%, контроль - 5%), *Impatiens parviflora* DC. (4% NaCl - 22%, 4% Na₂SO₄ - 43%, контроль - 8%), *Polygonum hydropiper* L. (4% NaCl - 20%, 4% Na₂SO₄ - 45%, контроль - 5%).

8. Вивчення рівня життєвості деревних рослин досліджуваних полігонів, показало ефективність використання електрофізіологічних методів, зокрема імпедансу (опору), поляризаційної ємності та флуоресценції хлорофілів.

У сезонному аспекті рівень імпедансу зростає з травня по липень, а з серпня по вересень поступово зменшується. Найвищі показники імпедансу зафіксовані у *Betula pendula* L., *Pinus sylvestris* L., *Populus nigra* L., дещо нижчі у *Acer negundo* L., *Populus tremula* L.

Поляризаційна ємність, носить подібний сезонний аспект, але з віком дерев – зменшується.

Співвідношення індексів життєвості трав'янистої рослинності досліджуваних полігонів за показниками флуоресценції хлорофілів, вказує що найвищі рівні індексу життєвості, зафіксовані у рослин, відібраних на території Ужгородського полігону (сумарне значення 2,33), дещо нижче з полігону у

м. Берегово (сумарне значення 2,11) і найнижче у рослинних зразках з полігону у м. Мукачево (сумарне значення 1,95).

9. Розподіл за рівнем фітонцидності як фактора покращення санітарного стану досліджуваних полігонів побутових відходів, є наступним: дуже високою фітонцидні види (*Pinus sylvestris* L., *Populus tremula* L., *Betula pendula* L., *Prunus spinosa* L., *Populus alba* L.), високофітонцидні (*Quercus robur* L., *Salix alba* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *Robinia pseudoacacia* L., *Salix caprea* L.), середньофітонцидні (*Rosa canina* L., *Malus sylvestris* Mill.).

10. Оцінка санітарного стану деревно-чагарникових насаджень полігонів показала, що найбільшу частку з типів ушкоджень посідають висихаючі насадження, які становили частку 65–74%. Найбільше їх виявлено на території Ужгородського полігону – 74%, Берегівського – 70%, Мукачівського – 65%.

Дещо меншу частку займають суховершинні насадження: Ужгородський полігон – 15%, Мукачівський – 20% і Берегівський – 21%. Розподіл сухостоїв:

Ужгородського полігон – 5%, Мукачівський – 8%, Берегівський – 3%, аварійних: Мукачівський полігон – 7%, Ужгородський – 6% і Берегівський – 3%.

11. Досліджувані види за атрактивністю відносимо до наступних груп: а) високо декоративні: *Robinia pseudoacacia* L. (6,8; 7,3), *Salix caprea* L. (6,5; 6,8), *Betula pendula* L. (6,6; 7,0), *Populus alba* L. (6,3; 6,5); б) декоративні: *Quercus robur* L. (6,0; 6,2), *Malus sylvestris* Mill. (5,7; 6,1), *Salix alba* L. (5,5; 5,9), *Sambucus nigra* L. (5,3; 5,5); низькодекоративні: *Acer negundo* L. (5,0; 5,4), *Populus tremula* L. (4,8; 5,2). Дослідження показали, що найбільше представлені види I та II груп – 40%, III – 20%.

РОЗДІЛ 4. МОДЕЛЮВАННЯ ПОШИРЕННЯ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ЕДАФОТОПАХ ТА РОСЛИННОМУ ПОКРИВІ ПОЛІГОНІВ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

4.1. Вміст іонів важких металів у едафотоплах полігонів побутових відходів

Важливим аспектом досліджень, який є структурною частиною комплексного моніторингу стану полігонів побутових відходів, є вивчення концентрацій іонів важких металів у едафотоплах. Це є критично важливим для оцінки екологічної безпеки. Воно дозволяє виявити масштаби забруднення, попередити отруєння ґрунтових вод і накопичення токсичних елементів у ланцюгу “едафотоп-рослини”.

Головними причинами важливості такого моніторингу є : ризик для здоров'я людей, працівників полігонів, рятувальників, котрі періодично оперативно гасять пожежі на полігонах, населення прилеглих міст, сіл, безпека прилеглих територій, оцінка впливу на екосистему.

З цією метою впродовж періоду весна-літо-осінь 2025 року, відібрано ряд зразків едафотопу, із усіх сторін і центральної частини Ужгородського, Мукачівського та Берегівського полігонів та здійснено лабораторний аналіз на вміст іонів важких металів із застосуванням загальноприйнятих методик. зразки відбирались у міграційноактивному горизонті до 30 см.

Визначалися концентрації наступних іонів важких металів кадмію, купруму, арсену та плюмбуму.

Отримані результати, були змодельовані за допомогою програмного комплексу “Surfer” і отримано просторовий розподіл іонів важких металів на досліджуваних ділянках, що представлено графічними моделями.

4.1.1. Вміст іонів важких металів у едафотопах Ужгородського полігону побутових відходів

Весняний період дослідження

Встановлено, що концентрація арсену найвища із західного боку – 4,88 (мг/кг) та у центрі – 4,6 (мг/кг). Середні показники у зразках з півночі – 4,1 (мг/кг) і сходу – 3,97 (мг/кг), а найнижчий вміст у зразку з південного боку – 3,53 (мг/кг) (рис. 4.1).

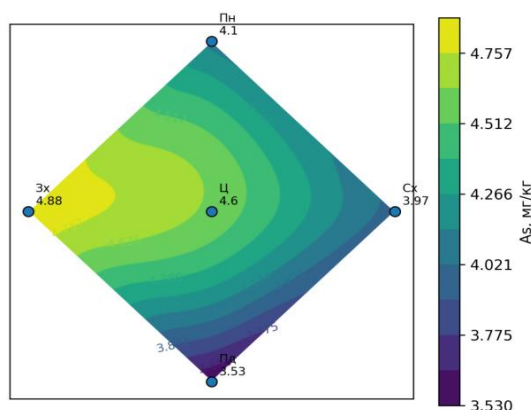


Рисунок 4.1 – Розподіл вмісту арсену у едафотопах із усіх сторін Ужгородського полігону (мг/кг) у весняний період

Розподіл концентрацій кадмію виявлено наступний: центр – 0,028 (мг/кг), захід – 0,015 (мг/кг), південь – 0,014 (мг/кг), північ – 0,012 (мг/кг) та схід – 0,013 (мг/кг) (рис. 4.2).

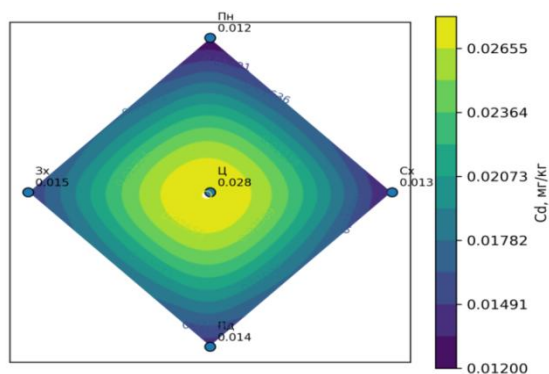


Рисунок 4.2 – Розподіл вмісту кадмію у едафотопах із усіх сторін Ужгородського полігону (мг/кг) у весняний період

Встановлено, що концентрація арсену найвища із південного боку – 8,94 (мг/кг) та північного боку – 7,83 (мг/кг). Дещо нижчі показники встановлено у субстраті із центральної частини – 7,2 (мг/кг), східній – 6,7 (мг/кг) та західній – 6,64 (мг/кг) (рис. 4.3) .

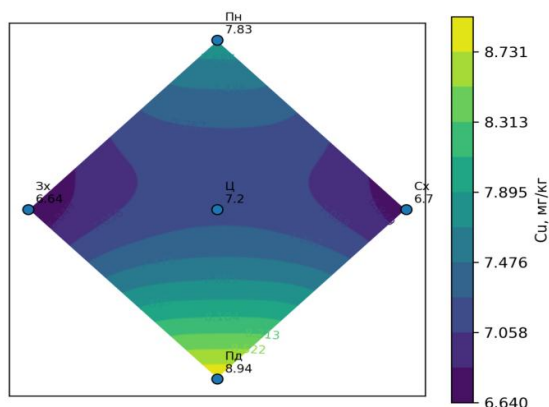


Рисунок 4.3 – Розподіл вмісту купруму у едафотопях із усіх сторін Ужгородського полігону (мг/кг) у весняний період

Зафіксовано наступну диференціацію показників вмісту іонів плюмбуму: найвищий показник у центральній частині – 541 (мг/кг) та західній – 354 (мг/кг). Нижчий вміст у зразках, відібраних з південного боку – 317 (мг/кг) північного – 285 (мг/кг) та східного – 210 (мг/кг) (рис. 4.4) .

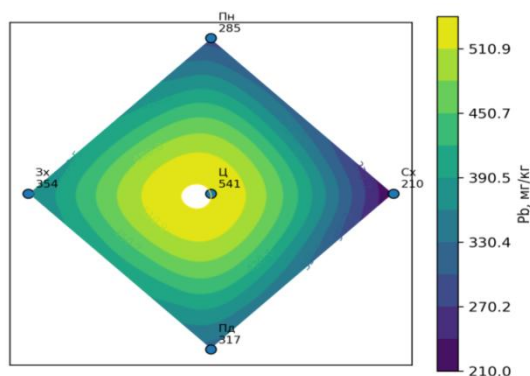


Рисунок 4.4 – Розподіл вмісту плюмбуму у едафотопях із усіх сторін Ужгородського полігону (мг/кг) у весняний період

Літній період дослідження

Встановлено, що концентрація арсену найвища із західного боку – 4,9 (мг/кг), півночі – 4,8 (мг/кг) та центрі – 4,7 (мг/кг), а найнижчий вміст у зразку з південного боку – 3,6 (мг/кг) та сходу – 3,94 (мг/кг) (рис. 4.5).

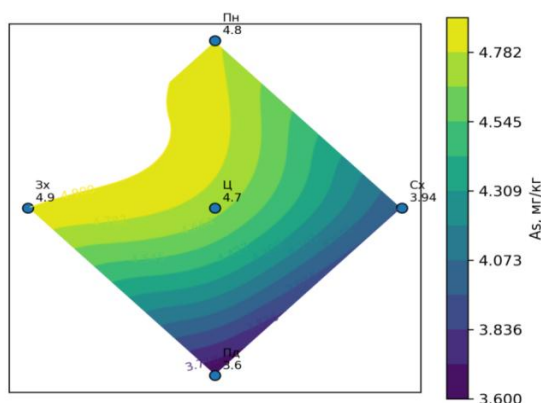


Рисунок 4.5 – Розподіл вмісту арсену у едафотобах із усіх сторін Ужгородського полігону (мг/кг) у літній період

Встановлено, що концентрація кадмію найвища із східного боку – 0,018 (мг/кг), півночі – 0,014 (мг/кг) і півдня – 0,013 (мг/кг). Найнижчий вміст у зразку з західного боку – 0,011 (мг/кг) і у центральній частині – 0,09 (мг/кг) (рис. 4.6).

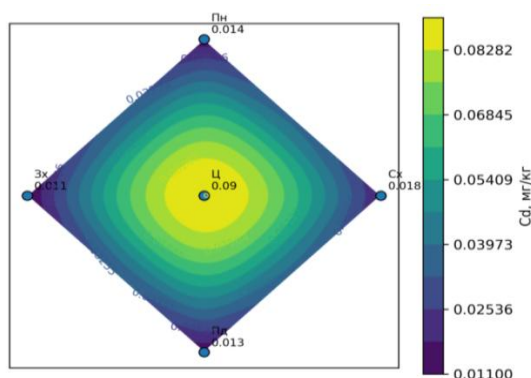


Рисунок 4.6 – Розподіл вмісту кадмію у едафотобах із усіх сторін Ужгородського полігону (мг/кг) у літній період

Розподіл вмісту купруму у субстратах є наступним: південь – 8,95 (мг/кг), північ – 7,8 (мг/кг). Середні значення зафіксовані у зразках з центральної

частини – 7,0 (мг/кг) та у східній – 6,8 (мг/кг). Найнижчі ж показники у субстраті із західному боці полігону – 6,3 (мг/кг) (рис. 4.7) .

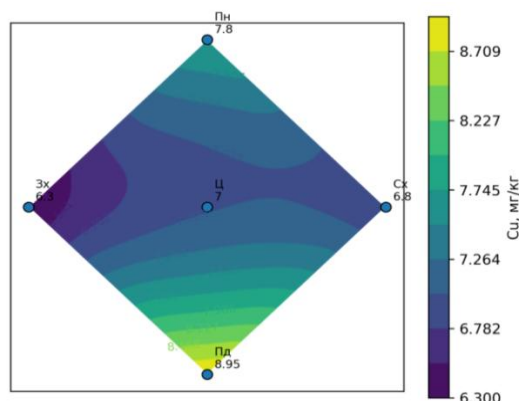


Рисунок 4.7 – Розподіл вмісту купруму у едафотобах із усіх сторін Ужгородського полігону (мг/кг) у літній період

Розподіл п्लомбуму у субстратах: центр – 546 (мг/кг), захід – 349 (мг/кг), південь – 334 (мг/кг), північ – 280 (мг/кг), схід – 215 (мг/кг). (рис. 4.8) .

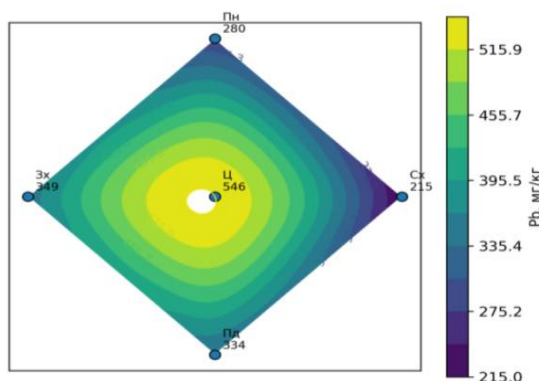


Рисунок 4.8 – Розподіл вмісту п्लомбуму у едафотобах із усіх сторін Ужгородського полігону (мг/кг) у літній період

Осінній період дослідження

Концентрація іонів арсену найвища у західній – 4,85 (мг/кг) та центральній частинах – 4,58 (мг/кг). Дещо нижчі показники з північного боку – 4,02 (мг/кг), східного – 3,99 (мг/кг) і південного боку полігону – 3,55 (мг/кг) (рис. 4.9) .

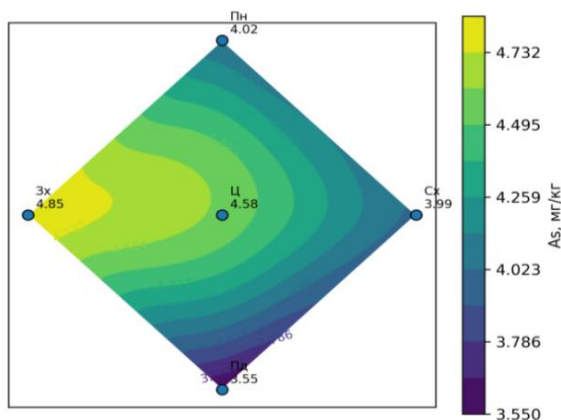


Рисунок 4.9 – Розподіл вмісту арсену у едафотопах із усіх сторін Ужгородського полігону (мг/кг) у осінній період

Концентрація іонів кадмію найвища у центральній частині – 0,025 (мг/кг) та східній – 0,019 (мг/кг). Нижчі показники виявлено у субстратах з південного боку – 0,015 (мг/кг), північного і західного, по 0,013 (мг/кг) (рис. 4.10) .

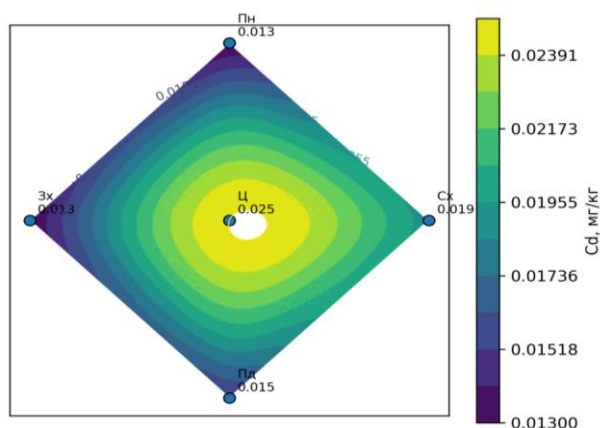


Рисунок 4.10 – Розподіл вмісту кадмію у едафотопах із усіх сторін Ужгородського полігону (мг/кг) у осінній період

Концентрація іонів купруму найвища у південному – 8,98 (мг/кг) і східному зразку – 8,69 (мг/кг). Середні показники концентрації у зразках з західного боку полігону – 8,05 (мг/кг), центру – 7,98 (мг/кг) північному – 7,85 (мг/кг) (рис. 4.11) .

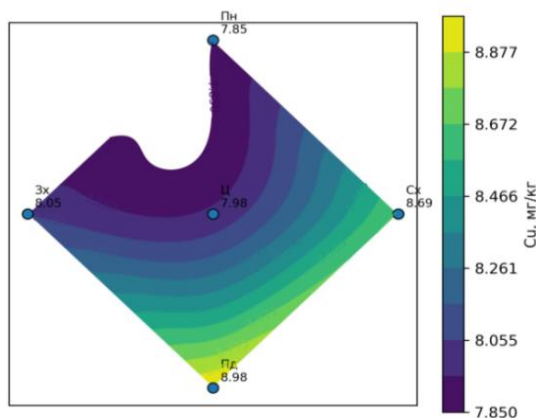


Рисунок 4.11 – Розподіл вмісту купруму у едафотобах із усіх сторін Ужгородського полігону (мг/кг) у осінній період

Концентрація іонів плумбуму максимальна у зразках із центральної частини – 536 (мг/кг), західної – 352 (мг/кг) і північної частини полігону – 298 (мг/кг) (рис. 4.12) .

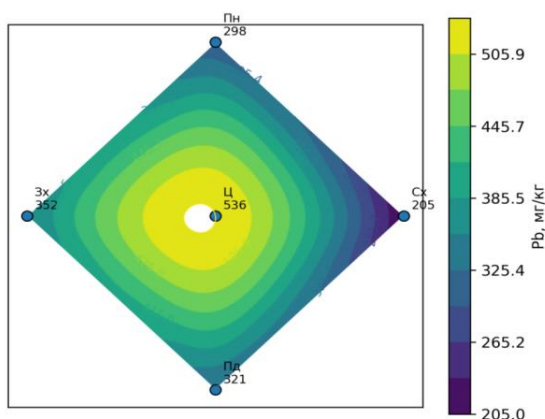


Рисунок 4.12 – Розподіл вмісту плумбуму у едафотобах із усіх сторін Ужгородського полігону (мг/кг) у осінній період

За результатами проведених досліджень едафотопів Ужгородського полігону побутових відходів, виявлено високу їхню високу міграційну активність і здатність до накопичення у верхньому горизонті едафотопу, який характеризується значними змінами механічної структури, привнесенням забруднюючих речовин у елементи ґрунтового профілю.

Зведені результати дозволили виявити перевищення рівня ГДК купруму: північний бік – у 2,6 рази, з південного боку – у 2,9 разів, з західного – у 2,01 рази, східного – у 2,2 рази і у центральній частині – у 2,4 рази.

Плюмбуму : північний бік – у 9,3 рази, з південного боку – у 10 раз, з західного – 11 разів, східного – у 6,4 рази і у центральній частині – у 16,7 разів.

Високий вміст плюмбуму обумовлений тим, що за багато років до прийняття закону України “Про управління відходами” у 2022 році, на звалище звозились відходи з високим вмістом цього металу, які зараз за вимогами закону мають інші шляхи управління, а не складування.

Плюмбум та його сполуки є високотоксичними елементами, які потрапляють на полігони внаслідок порушення правил безпечного захоронення, в результаті розкладання відходів, його горіння, коли плюмбум вивільняється і проникає безпосередньо в ґрунт і підземні води, де його концентрації можуть багаторазово перевищувати фонові норми.

Високий вміст купруму у едафотобах полігону обумовлений потраплянням на полігони великої кількості побутових та промислових відходів, що містять цей метал. Згодом під дією опадів утворюється фільтрат, який мігрує в ґрунт і накопичується в ньому.

4.1.2. Вміст іонів важких металів у едафотобах Березівського полігону побутових відходів

Весняний період дослідження

Встановлено, що вміст арсену найвищий із південного боку полігону – 6,5 (мг/кг), дещо нижчий у центральній частині – 6,0 (мг/кг) на західній – 5,82 (мг/кг). Суттєво нижчі показники зафіксовано у зразку із північного боку – 5,47 (мг/кг) та східного – 5,46 (мг/кг) (рис. 4.13) .

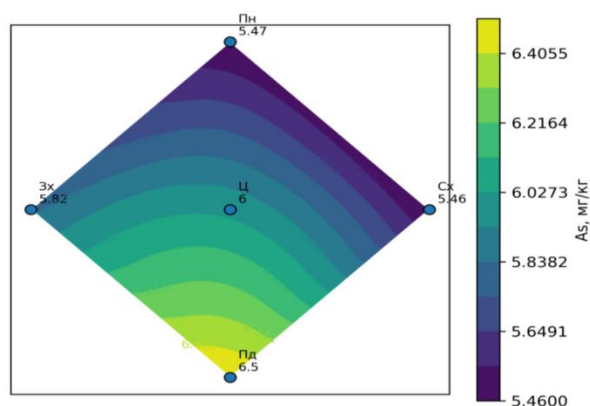


Рисунок 4.13 – Розподіл вмісту арсену у едафотопах із усіх сторін Беревівського полігону (мг/кг) у весняний період

Диференціація показників виявлення кадмію є наступною: максимальна із сходу – 0,018 (мг/кг), півдня – 0,014 (мг/кг) та центру – 0,014 (мг/кг). Найменша ж концентрація встановлена у зразку, відібраному із північного боку – 0,012 (мг/кг) та заходу – 0,011 (мг/кг) (рис. 4.14).

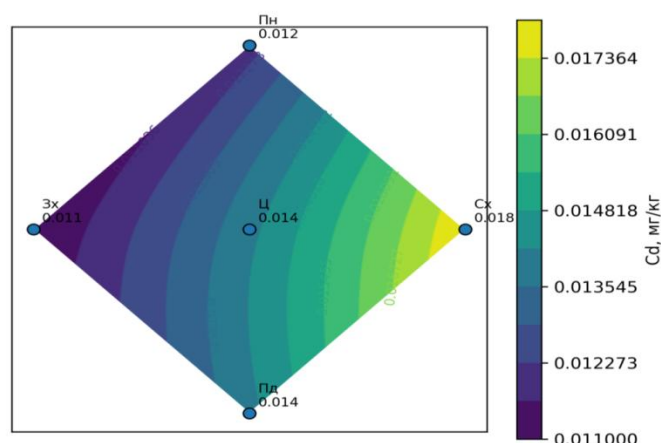


Рисунок 4.14 – Розподіл вмісту кадмію у едафотопах із усіх сторін Беревівського полігону (мг/кг) у весняний період

Територіальний розподіл вмісту купруму найвищий із південного боку – 9,11 (мг/кг) та заходу – 8,19 (мг/кг). Середні показники встановлено у центральній частині полігону – 8,2 (мг/кг) та зі сходу – 7,9 (мг/кг). Найнижчий вміст з північного боку – 7,1 (мг/кг) (рис. 4.15).

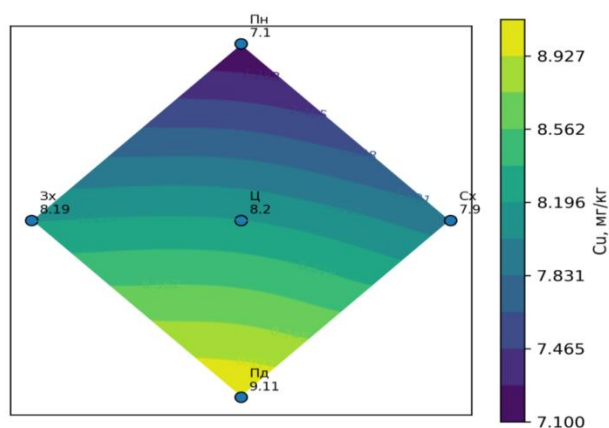


Рисунок 4.15 – Розподіл вмісту купруму у едафотопах із усіх сторін Берегівського полігону (мг/кг) у весняний період

Встановлено, що вміст плумбуму найвищий у центральній частині – 968 (мг/кг) та зі сходу – 850 (мг/кг). Середній вміст з південного боку – 706 (мг/кг), На 50 % менші показники вмісту даного елемента виявлено із півночі – 854 (мг/кг) та західного боку – 560 (мг/кг) (рис. 4.16) .

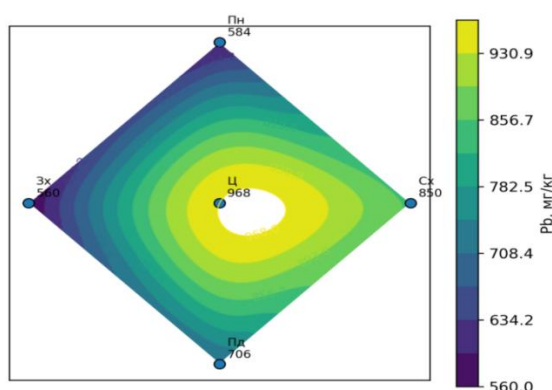


Рисунок 4.16 – Розподіл вмісту плумбуму у едафотопах із усіх сторін Берегівського полігону (мг/кг) у весняний період

Літній період дослідження

Зафіксовано доволі близькі показники вмісту арсену у зразках субстратів: південь – 6,4 (мг/кг), центр – 5,9 (мг/кг), захід – 5,8 (мг/кг), північ – 5,4 (мг/кг) і схід – 5,2 (мг/кг) (рис. 4.17) .

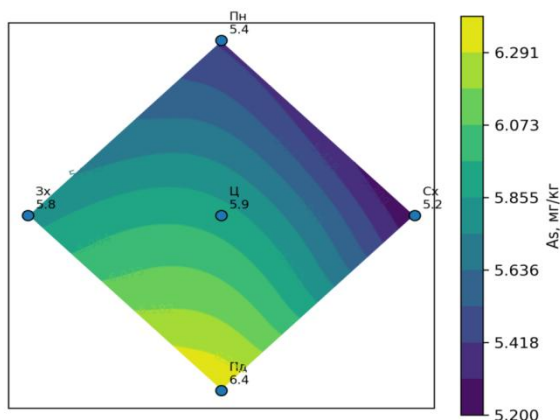


Рисунок 4.17 – Розподіл вмісту арсену у едафотопах із усіх сторін Берегівського полігону (мг/кг) у літній період

Зафіксовано наступну диференціацію показників вмісту іонів кадмію: найвищий показник у західній частині полігону – 0,016 (мг/кг), трохи нижчі у східній – 0,015 (мг/кг), південній – 0,013 (мг/кг), центральній – 0,011 (мг/кг). Найнижчий показник встановлено у субстраті з північного боку – 0,01 (мг/кг) (рис. 4.18) .

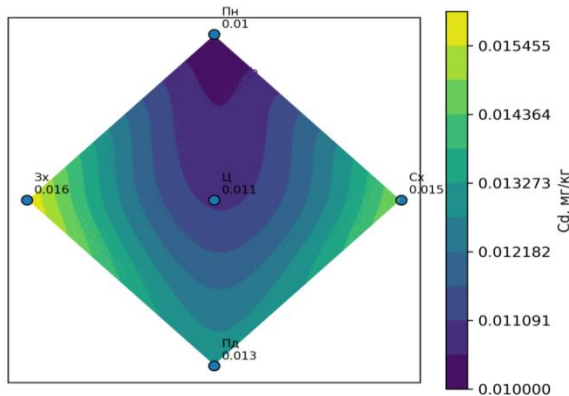


Рисунок 4.18 – Розподіл вмісту кадмію у едафотопах із усіх сторін Берегівського полігону (мг/кг) у літній період

Зафіксовано наступні показники вмісту іонів купруму: найвищий показник у південній частині полігону – 9,14 (мг/кг), центрі – 8,5 (мг/кг), трохи нижчі у зразках, відібраних з західного боку – 8,2 (мг/кг), східного – 8,0 (мг/кг), а найнижчий із північного боку – 7,12 (мг/кг) (рис. 4.19) .

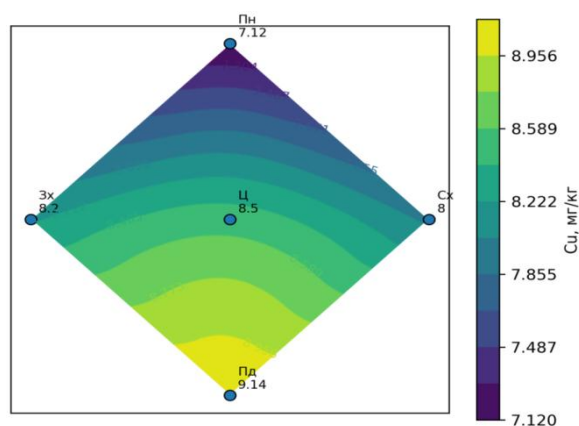


Рисунок 4.19 – Розподіл вмісту купруму у едафотобах із усіх сторін Берегівського полігону (мг/кг) у літній період

Встановлено, що концентрація плумбуму найвища у центральній частині – 964 (мг/кг) та східній – 853 (мг/кг). Дещо нижчі показники концентрації з південного – 713 (мг/кг) та північного боку – 590 (мг/кг). Найнижчий показник встановлено у зразку із західного боку – 564 (мг/кг) (рис. 4.20) .

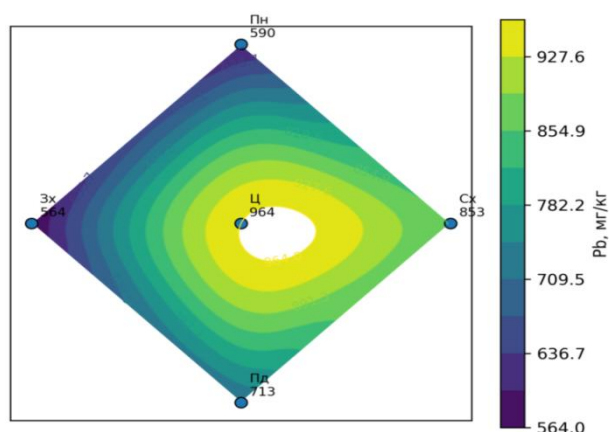


Рисунок 4.20 – Розподіл вмісту плумбуму у едафотобах із усіх сторін Берегівського полігону (мг/кг) у літній період

Осінній період дослідження

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів арсену: найвищі показники зафіксовано у центральній частині – 6,02 (мг/кг) і з південного боку – 6,01 (мг/кг). Середній діапазон

концентрацій виявлено у західній частині полігону – 5,89 (мг/кг) північній та східній – 5,44 (мг/кг) (рис. 4.21) .

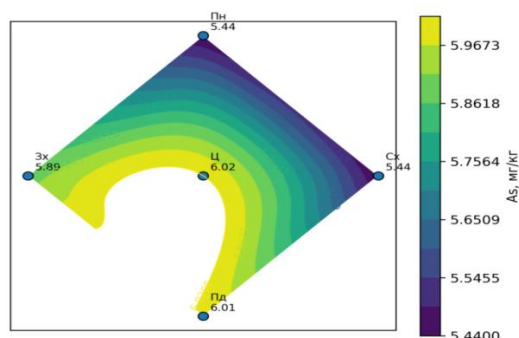


Рисунок 4.21 – Розподіл вмісту арсену у едафотопях із усіх сторін Берегівського полігону (мг/кг) у осінній період

Встановлено наступний діапазон концентрацій кадмію: центр – 0,015 (мг/кг) південь – 0,012 (мг/кг), захід – 0,012 (мг/кг), північ – 0,011 (мг/кг) та схід – 0,011, (мг/кг) (рис. 4.22) .

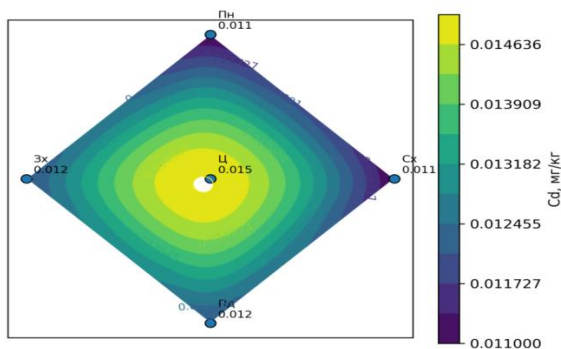


Рисунок 4.22 – Розподіл вмісту кадмію у едафотопях із усіх сторін Берегівського полігону (мг/кг) у осінній період

Встановлено наступний діапазон концентрацій купруму: південь – 9,15 (мг/кг), захід – 8,11 (мг/кг), центр – 8,01 (мг/кг), схід – 7,89 (мг/кг), північ – 7,14 (мг/кг) (рис. 4.23) .

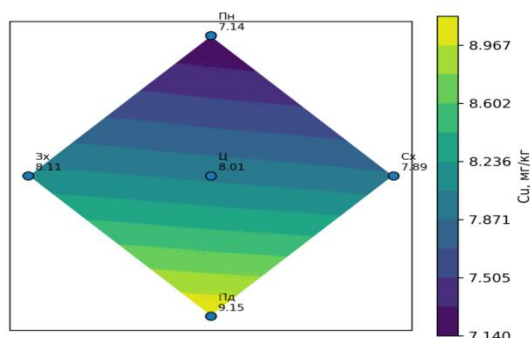


Рисунок 4.23 – Розподіл вмісту купруму у едафотопах із усіх сторін Берегівського полігону (мг/кг) у осінній період

У результаті лабораторних досліджень виявлено наступні концентрації свинцю: центр – 988 (мг/кг), схід – 852 (мг/кг), південь – 711 (мг/кг), північ – 581 (мг/кг) і захід – 554 (мг/кг) (рис. 4.24) .

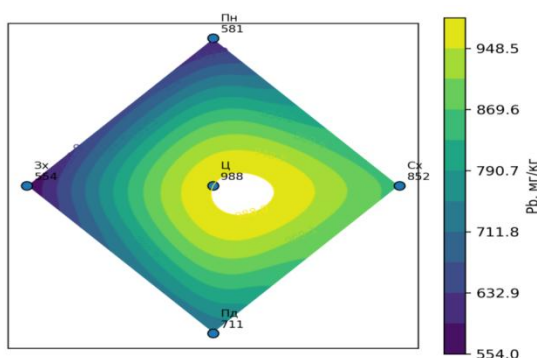


Рисунок 4.24 – Розподіл вмісту пльумбуму у едафотопах із усіх сторін Берегівського полігону (мг/кг) у осінній період

Зведені результати дозволили виявити перевищення рівня ГДК купруму: північний бік – у 2,4 рази, з південного боку – у 3,1 разів, з західного – у 2,7 рази, східного – у 2,6 рази і у центральній частині – у 2,7 рази.

Плюмбуму : північний бік – у 18,2 рази, з південного боку – у 22,2 рази, з західного – 17,3 рай, східного – у 26,6 рази і у центральній частині – у 30,8 разів.

Арсену : північний бік – не виявлено перевищення, з південного боку – у незначне у 1,001 рази, з західного – не виявлено перевищення, східного – не виявлено перевищення і у центральній частині – у 1,003 рази.

4.1.3. Вміст іонів важких металів у едафотобах Мукачівського полігону побутових відходів

Весняний період дослідження

Територіальний розподіл вмісту арсену найвищий у центральній частині полігону – 7,28 (мг/кг) та у східній – 7,4 (мг/кг). Середні показники виявлено у зразку ґрунту із південного боку – 7,2 (мг/кг), заходу – 6,85 (мг/кг) та півночі – 6,79 (мг/кг) (рис. 4.25) .

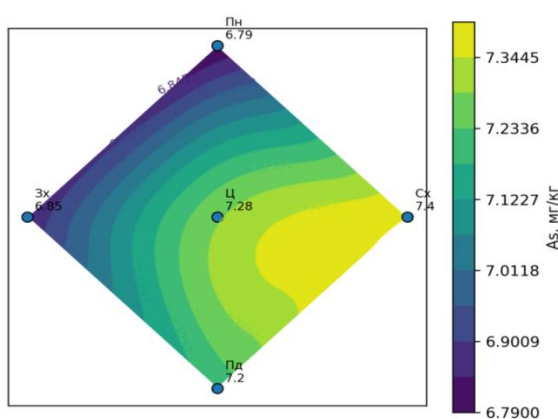


Рисунок 4.25 – Розподіл вмісту арсену у едафотобах із усіх сторін Мукачівського полігону (мг/кг) у весняний період

Розподіл концентрацій кадмію виявлено наступний: північ – 0,028 (мг/кг), захід – 0,026 (мг/кг), схід – 0,027 (мг/кг), центр – 0,019 (мг/кг) і південь – 0,014 (мг/кг) (рис. 4.26)

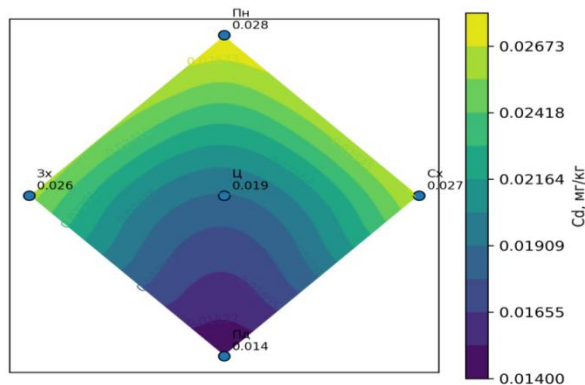


Рисунок 4.26 – Розподіл вмісту кадмію у едафотобах із усіх сторін Мукачівського полігону (мг/кг) у весняний період

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів купруму: найвищі показники зафіксовано у центральній частині – 6,23 (мг/кг) і з західного боку – 5,58 (мг/кг). Практично рівнозначні концентрації виявлено з північного – 5,5 (мг/кг), та східного боків – 5,4 (мг/кг), а найнижчий показник відповідно з південного боку – 5,14 (мг/кг) (рис. 4.27) .

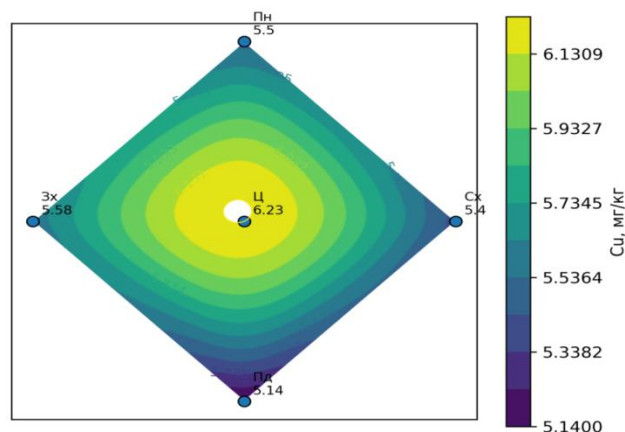


Рисунок 4.27 – Розподіл вмісту купруму у едафотопах із усіх сторін Мукачівського полігону (мг/кг) у весняний період

Зафіксовано наступну диференціацію показників вмісту іонів плюмбуму: найвищий показник у центральній частині – 1036 (мг/кг) та північній – 847 (мг/кг). Нижчий вміст у зразках, відібраних з південного боку – 740 (мг/кг) західного – 655 (мг/кг) та східного – 650 (мг/кг) (рис. 4.28) .

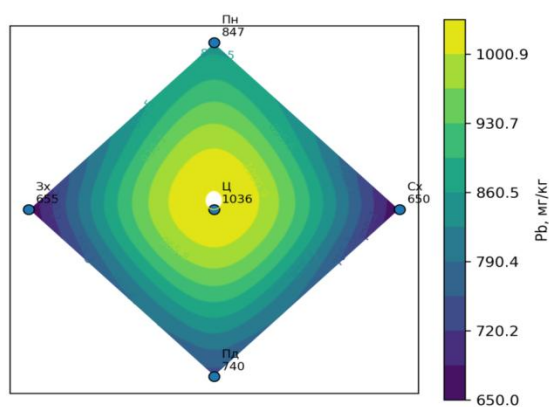


Рисунок 4.28 – Розподіл вмісту кадмію у едафотопах із усіх сторін Мукачівського полігону (мг/кг) у весняний період

Літній період дослідження

Встановлено, що концентрація арсену найвища у центральній частині полігону – 7,3 (мг/кг), східній – 7,52 (мг/кг) та південній – 7,1 (мг/кг). Нижчі показники встановлені у зразку з північного боку – 6,8 (мг/кг) та західного – 6,49 (мг/кг) (рис. 4.29) .

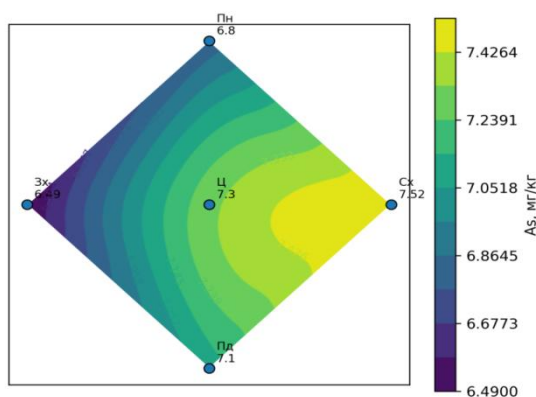


Рисунок 4.29 – Розподіл вмісту арсену у едафотопах із усіх сторін Мукачівського полігону (мг/кг) у літній період

Зафіксовано наступну диференціацію показників вмісту іонів кадмію: найвищі показники у зразках із західного боку – 0,028 (мг/кг), північного – 0,025 (мг/кг), східного – 0,024 (мг/кг) і у центрі – 0,022 (мг/кг). Найнижчий ж показник у зразку із південного боку – 0,016 (мг/кг) (рис. 4.30) .

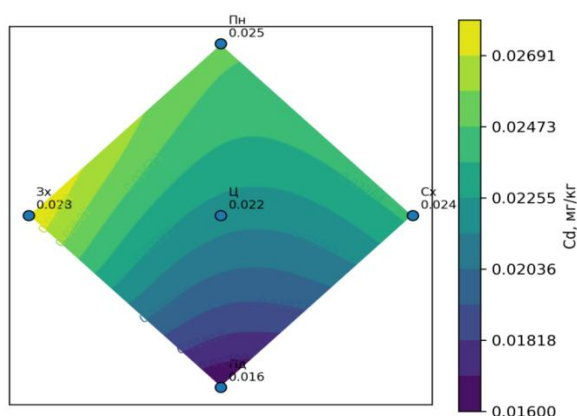


Рисунок 4.30 – Розподіл вмісту кадмію у едафотопах із усіх сторін Мукачівського полігону (мг/кг) у літній період

Зафіксовано наступну диференціацію показників вмісту іонів купруму: найвищі показники у зразках із центральної частини – 6,32 (мг/кг), західній та північній – 5,6 (мг/кг), східній – 5,5 (мг/кг). Найнижчий показник у зразку із південного боку – 5,24 (мг/кг) (рис. 4.31).

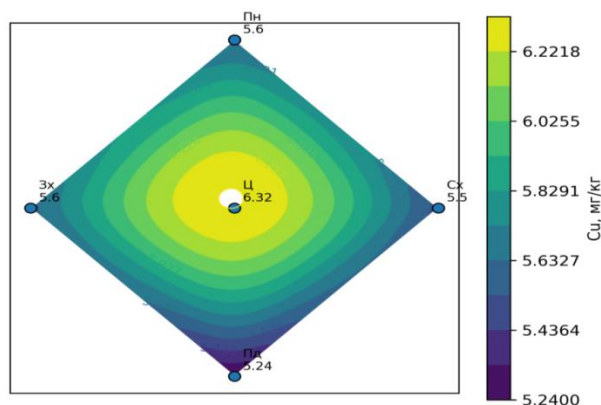


Рисунок 4.31 – Розподіл вмісту купруму у едафотобах із усіх сторін Мукачівського полігону (мг/кг) у літній період

За результатами досліджень встановлено розподіл показників вмісту іонів плумбуму: найвищі показники зафіксовано у центральній частині – 1030 (мг/кг) і з північного боку – 840 (мг/кг). Нижчі концентрації виявлено з південного боку – 752 (мг/кг) та східного боків – 664 (мг/кг), а найнижчі показник відповідно з західного боку – 658 (мг/кг) (рис. 4.32).

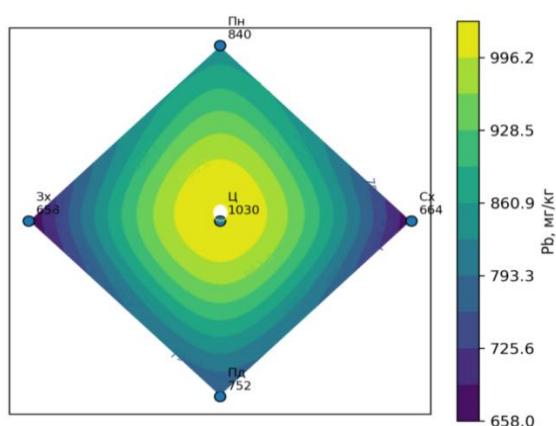


Рисунок 4.32 – Розподіл вмісту плумбуму у едафотобах із усіх сторін Мукачівського полігону (мг/кг) у літній період

Осінній період дослідження

Встановлено, що концентрація арсену найвища із західного боку – 4,88 (мг/кг) та у центрі – 4,6 (мг/кг). Середні показники у зразках з півночі – 4,1 (мг/кг) і сходу – 3,97 (мг/кг), а найнижчий вміст у зразку з південного боку – 3,53 (мг/кг) (рис. 4.33) .

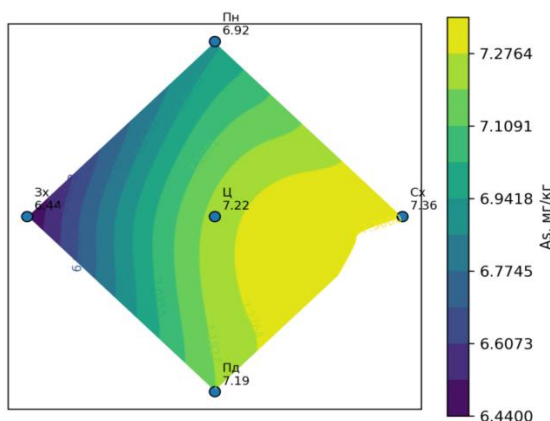


Рисунок 4.33 – Розподіл вмісту арсену у едафотобах із усіх сторін Мукачівського полігону (мг/кг) у осінній період

Встановлено, що концентрація іонів кадмію найвища із західного боку полігону – 0,024 (мг/кг), північного – 0,025 (мг/кг), східного – 0,022 (мг/кг). Нижчі показники встановлено у зразку субстрату із південного боку – 0,018 (мг/кг) та центру – 0,016 (мг/кг) (рис. 4.34) .

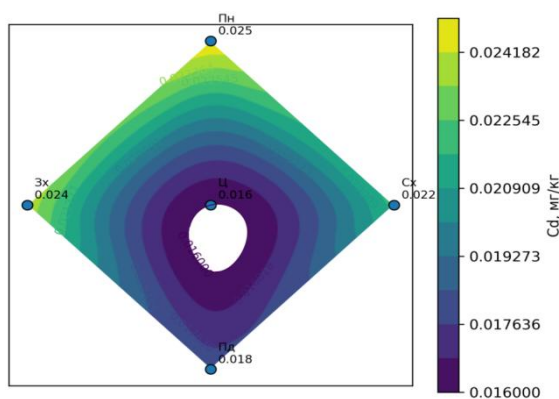


Рисунок 4.34 – Розподіл вмісту кадмію у едафотобах із усіх сторін Мукачівського полігону (мг/кг) у осінній період

Як показав лабораторний аналіз, концентрація іонів купруму найвища у центральній частині – 6,16 (мг/кг) та західній – 5,53 (мг/кг). Дещо нижчі показники з південного боку – 5,44 (мг/кг), північного – 5,42 (мг/кг) та східного – 5,31 (мг/кг) (рис. 4.35).

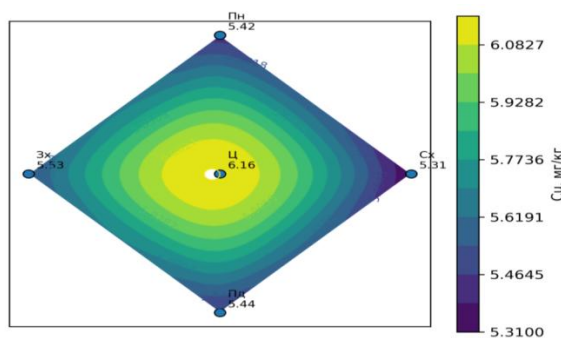


Рисунок 4.35 – Розподіл вмісту купруму у едафотобах із усіх сторін Мукачівського полігону (мг/кг) у осінній період

Як показав лабораторний аналіз, концентрація іонів плумбуму найвища у центральній частині – 1025 (мг/кг) та північній – 850 (мг/кг). Дещо нижчі показники з південного боку – 745 (мг/кг), західного – 652 (мг/кг) та східного – 648 (мг/кг) (рис. 4.36).

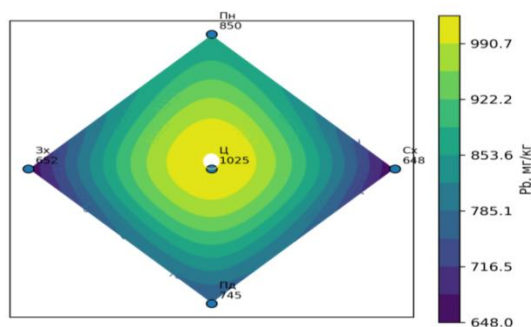


Рисунок 4.36 – Розподіл вмісту плумбуму у едафотобах із усіх сторін Мукачівського полігону (мг/кг) у осінній період

Зведені результати дозволили виявити перевищення рівня ГДК купруму: північний бік – у 1,8 рази, з південного боку – у 1,7 разів, з західного – у 1,8 рази, східного – у 1,7 рази і у центральній частині – у 2 рази.

Плюмбуму : північний бік – у 26,5 рази, з південного боку – у 23,3 рази, з західного – 20,3 рази, східного – у 20,2 рази і у центр – у 32 рази.

Арсену : північний бік – у 1,2 рази, з південного боку – у 1,2 рази, з західного – у 1,07 рази, східного – у 1,2 рази і у центр – у 1,2 рази.

4.2. Вміст іонів важких металів у рослинному покриві полігону побутових відходів

Продовженням попередніх досліджень, зважаючи на те, що на полігонах побутових відходів, міграція та накопичення здійснюється у послідовному ланцюжку “едафотоп-рослини”, було вивчення рівнів накопичення іонів важких металів у надземній частині рослинного покриву, зростаючого на території досліджуваних полігонів побутових відходів. Це дуже актуально тому, що дозволить скласти повну картину міграційно-накопичуючих процесів на даних техногенно-небезпечних об’єктах, відповідно, здійснити оцінку ризиків для здоров’я, здійснити, фітоіндикацію техногенного забруднення, зменшити ризики вторинного забруднення та розробити рекомендації, стосовно майбутнього процесу рекультивації полігонів після виведення їх з експлуатації.

З цією метою впродовж періоду весна-літо-осінь 2025 року, відібрано ряд рослинних зразків, зростаючих, із усіх сторін і центральної частини Ужгородського полігону та здійснено лабораторний аналіз на вміст іонів важких металів. Визначалися концентрації наступних іонів важких металів кадмію, купруму, цинку та плюмбуму.

Досліджувані види: полин гіркий (*Artemisia absinthium* L.), береза повисла (*Betula pendula* Roth.), подорожник ланцетолистий (*Plantago lanceolata* L.), подорожник великий (*Plantago major* L.), осика (*Populus tremula* L.), робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.), верба козяча (*Salix caprea* L.), конюшина лучна (*Trifolium pratense* L.).

Отримані результати, були змодельовані за допомогою програмного комплексу “Surfer” і отримано просторовий розподіл іонів важких металів, представлений рядом графічних моделей.

4.2.1. Вміст іонів важких металів у рослинному покриві Ужгородського полігону побутових відходів

Весняний період 2025 р.

Полін гіркий (Artemisia absinthium L.)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів кадмію: найвищий показник з південного боку – 0,08 (мг/кг), рівнозначні концентрації виявлено з північного та східного боків – 0,1 (мг/кг), а найнижчі показники відповідно у зразку з західного боку та центральної частини полігону – 0,07 (мг/кг). Отримано графічну модель (рис. 4.37).

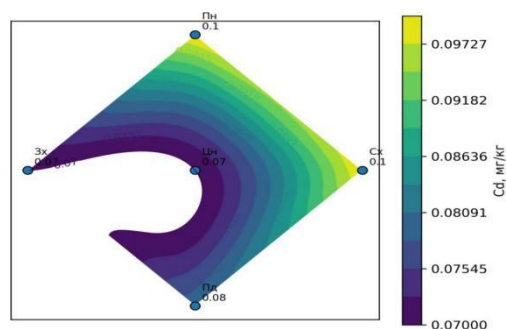


Рисунок 4.37 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів купруму: найвищий показник з північного боку – 6,34 (мг/кг), дещо менше з південного – 6,3 (мг/кг) та західного боків – 6,15 (мг/кг), з сходу – 6,1 (мг/кг) і центру – 5,52 (мг/кг) (рис. 4.38).

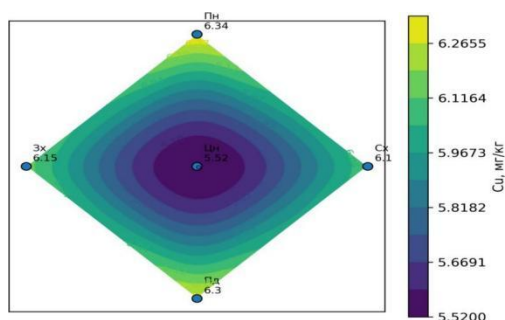


Рисунок 4.38 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів плумбуму: найвищий показник зафіксовано з північного боку – 0,96 (мг/кг). Рівнозначні концентрації виявлено зі східного та південного боків – 0,84 (мг/кг), а дещо менша із західного – 0,63 (мг/кг). Найнижчий показник спостерігається у центральній частині – 0,47 (мг/кг) (рис. 4.39)

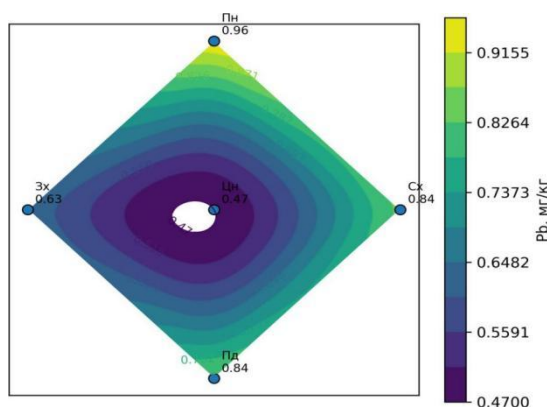


Рисунок 4.39 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів цинку: найвищий показник виявлено у зразку із західного боку – 4,25 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається зі східного – 3,94 (мг/кг), південного – 3,7 (мг/кг) та північного – 3,64 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень вмісту цього елемента традиційно відмічено в центральній частині – 3,25 (мг/кг) (рис. 4.40).

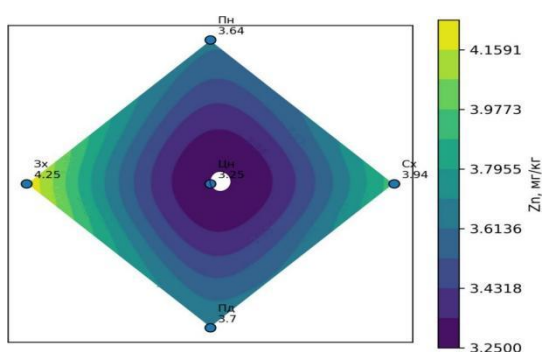


Рисунок 4.40 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Береза повисла (Betula pendula Roth.)

Отримано наступну графічну модель розподілу цинку (рис. 4.41).

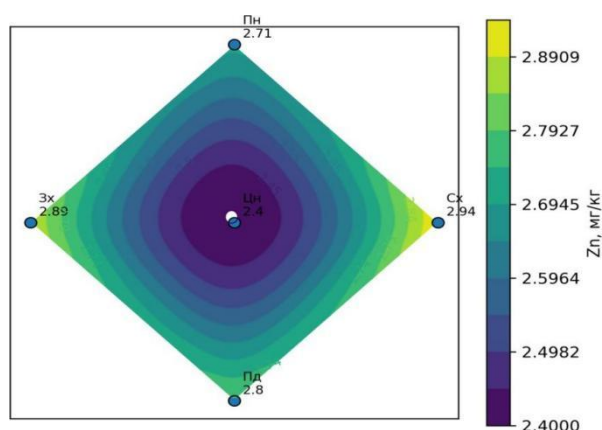


Рисунок 4.41 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів цинку: найвищий показник зафіксовано зі східного боку – 2,94 (мг/кг). Дещо менші концентрації виявлено із західного – 2,89 (мг/кг), південного – 2,8 (мг/кг) та північного – 2,71 (мг/кг) боків. Найнижчий показник традиційно становить – 2,4 (мг/кг) у центральній частині полігону.

Отримано наступну графічну модель розподілу плумбуму (рис. 4.42).

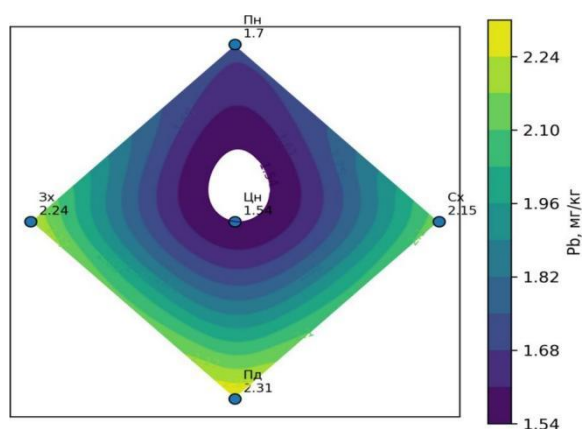


Рисунок 4.42 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів плумбуму: найвищий показник виявлено з південного боку – 2,31 (мг/кг). Поступове

зменшення концентрації спостерігається із західного – 2,24 (мг/кг), східного – 2,15 (мг/кг) та північного – 1,7 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень вмісту цього елемента відмічено в центрі – 1,54 (мг/кг).

Отримано наступну графічну модель накопичення купруму (рис. 4.43).

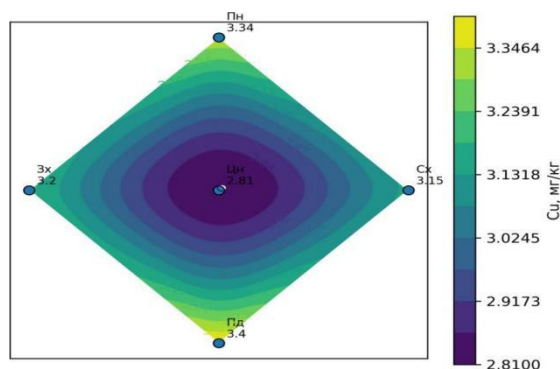


Рисунок 4.43 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів купруму, найвищу концентрацію зафіксовано з південного боку – 3,4 (мг/кг), а дещо меншу з північного – 3,34 (мг/кг). Близькі за значеннями показники виявлено із західного – 3,2 (мг/кг) та східного боків – 3,15 (мг/кг). Найнижчий рівень накопичення становить – 2,81 (мг/кг) у центральному зразку.

Отримано наступний розподіл кадмію (рис. 4.44).

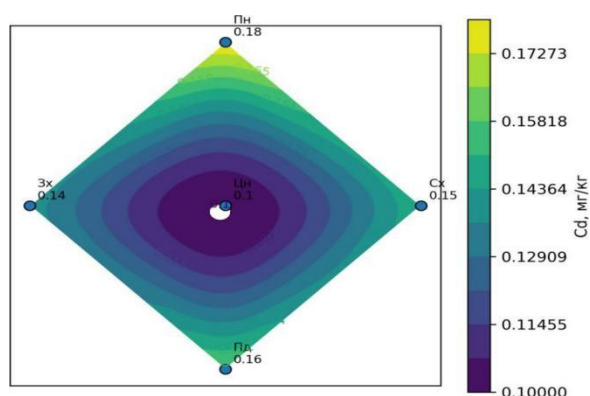


Рисунок 4.44 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів кадмію: найвищий показник зафіксовано з північного боку – 0,18 (мг/кг). Поступове зниження концентрації спостерігається з південного – 0,16 (мг/кг), східного – 0,15 (мг/кг) та західного – 0,14 (мг/кг) боків. Найнижчий показник виявлено у центральній частині – 0,1 (мг/кг).

Подорожник ланцетолистий (Plantago lanceolata L.)

Отримано модель диференціації іонів плумбуму (рис. 4.45).

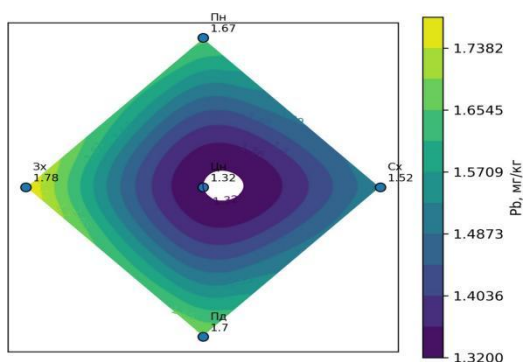


Рисунок 4.45 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів плумбуму, найвищу концентрацію зафіксовано із західного боку – 1,78 (мг/кг). Поступове зменшення показників спостерігається з південного – 1,7 (мг/кг), північного – 1,67 (мг/кг) та східного – 1,52 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень накопичення становить – 1,32 (мг/кг) у центральному зразку.

Отримано наступну модель диференціації іонів купрум (рис. 4.46).

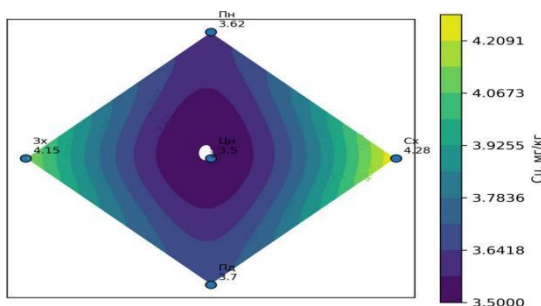


Рисунок 4.46 – Розподіл вмісту купрум у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів купруму: найвищий показник зафіксовано зі східного боку – 4,28 (мг/кг), а дещо менший із західного – 4,15 (мг/кг). З південного та північного боків концентрації становлять – 3,7 (мг/кг) та 3,62 (мг/кг) відповідно. Найнижчий рівень накопичення виявлено у центральній частині – 3,5 (мг/кг).

Отримано наступну модель диференціації іонів кадмію (рис. 4.47).

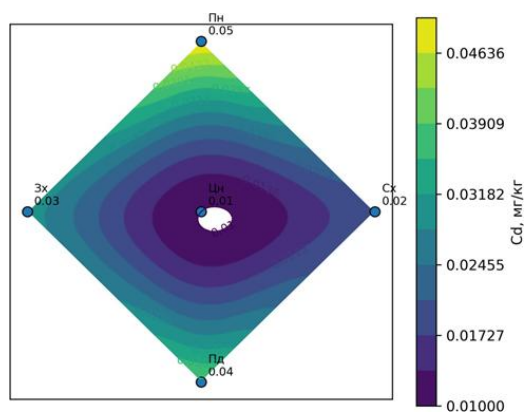


Рисунок 4.47 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів кадмію: найвищий показник виявлено з північного боку – 0,05 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається з південного – 0,04 (мг/кг), західного – 0,03 (мг/кг) та східного – 0,02 (мг/кг) боків. Найнижчий показник традиційно відмічено в центрі – 0,01 (мг/кг).

Отримано наступну графічну модель розподілу цинку (рис. 4.48).

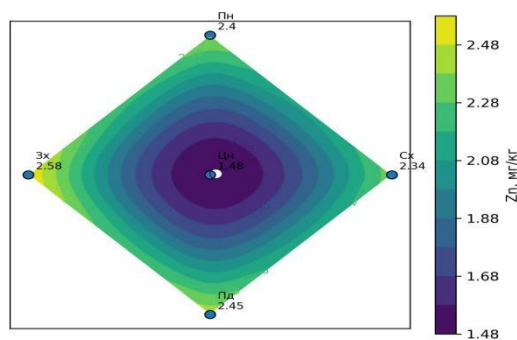


Рисунок 4.48 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів цинку, найвищу концентрацію зафіксовано із західного боку – 2,58 (мг/кг), менші показники спостерігаються з південного – 2,45 (мг/кг), північного – 2,4 (мг/кг) та східного – 2,34 (мг/кг) боків.

Подорожник великий (Plantago major L.)

Отримано наступну модель розподілу плумбуму (рис. 4.49).

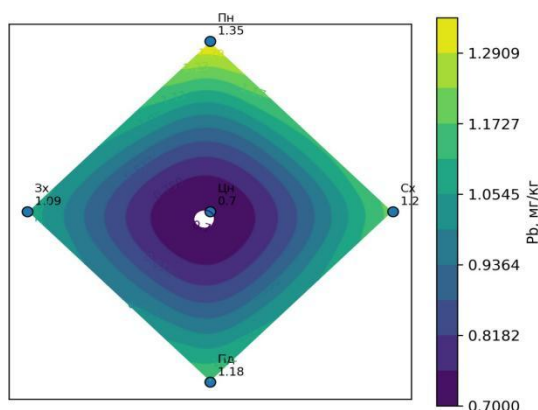


Рисунок 4.49 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів плумбуму: найвищий показник зафіксовано з північного боку – 1,35 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається зі східного – 1,2 (мг/кг), південного – 1,18 (мг/кг) та західного – 1,09 (мг/кг) боків. Найнижчий показник виявлено у центральній частині полігону – 0,8 (мг/кг).

Отримано наступну графічну модель розподілу купруму (рис. 4.50).

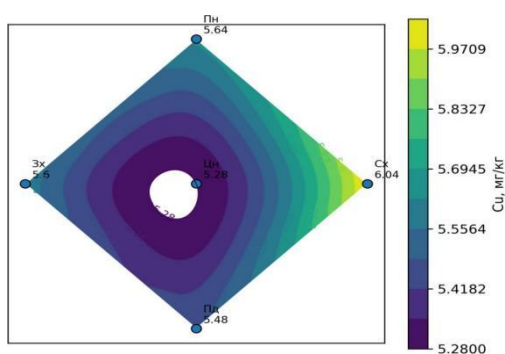


Рисунок 4.50 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів купруму: найвищий показник виявлено зі східного боку – 6,04 (мг/кг). Дещо менші концентрації спостерігаються з північного – 5,64 (мг/кг), західного – 5,6 (мг/кг) та південного – 5,48 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень вмісту цього елемента традиційно відмічено в центрі – 5,28 (мг/кг).

Отримано наступну графічну модель розподілу кадмію (рис. 4.51).

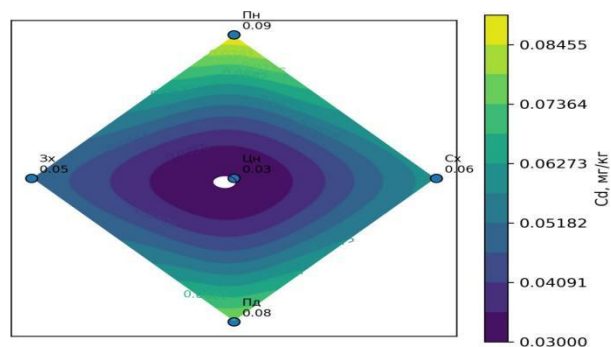


Рисунок 4.51 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів кадмію, найвищу концентрацію зафіксовано з північного боку – 0,09 (мг/кг), а дещо меншу з південного – 0,08 (мг/кг). Зі східного та західного боків показники становлять – 0,06 (мг/кг) та 0,05 (мг/кг) відповідно. Найнижчий рівень накопичення становить – 0,04 (мг/кг) у центральному зразку.

Розподіл іонів цинку набув наступного вигляду (рис. 4.52).

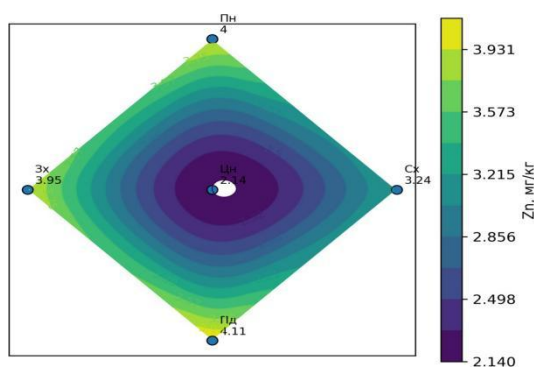


Рисунок 4.52 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів цинку: найвищий показник зафіксовано зі східного боку – 4,24 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається з південного – 4,11 (мг/кг), північного – 4 (мг/кг) та західного – 3,95 (мг/кг) боків. Найнижчий показник традиційно виявлено у центральній частині полігону – 2,14 (мг/кг).

Осика (Populus tremula L.)

Розподіл іонів пльумбу набув наступного вигляду (рис. 4.53).

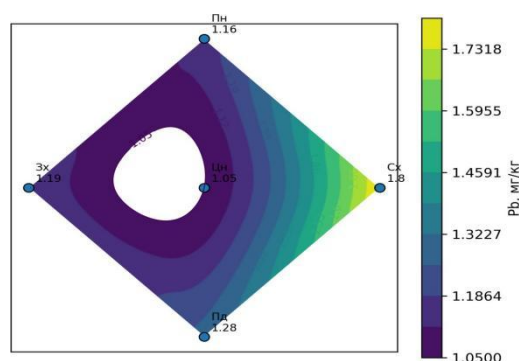


Рисунок 4.53 – Розподіл вмісту пльумбу у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Зафіксовано диференціацію показників вмісту іонів пльумбу: найвищий показник виявлено зі східного боку – 1,8 (мг/кг). Дещо менші концентрації спостерігаються з південного – 1,28 (мг/кг), західного – 1,19 (мг/кг) та північного – 1,16 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень в центрі – 1,05 (мг/кг).

Розподіл іонів купруму набув наступного вигляду (рис. 4.54).

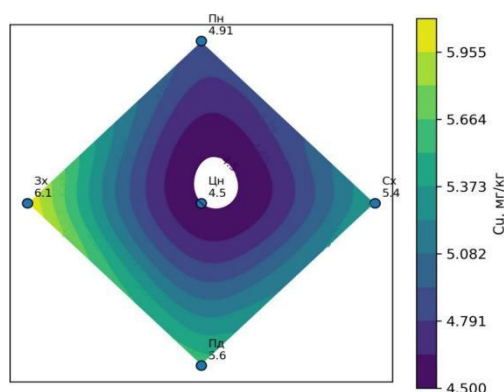


Рисунок 4.54 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів купруму, найвищу концентрацію зафіксовано із західного боку – 6,1 (мг/кг). Поступове зниження показників спостерігається з південного – 5,6 (мг/кг), східного – 5,4 (мг/кг) та північного – 4,91 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень накопичення – 4,5 (мг/кг).

Розподіл іонів кадмію, представлений у вигляді моделі (рис. 4.55).

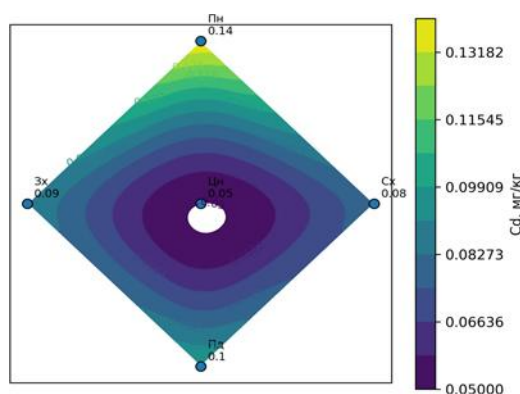


Рисунок 4.55 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів кадмію: найвищий показник зафіксовано з північного боку – 0,14 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається з південного – 0,1 (мг/кг), західного – 0,09 (мг/кг) та східного – 0,08 (мг/кг) боків. Найнижчий показник виявлено у центральній частині полігону – 0,05 (мг/кг).

Розподіл іонів цинку представлений у вигляді моделі (рис. 4.56).

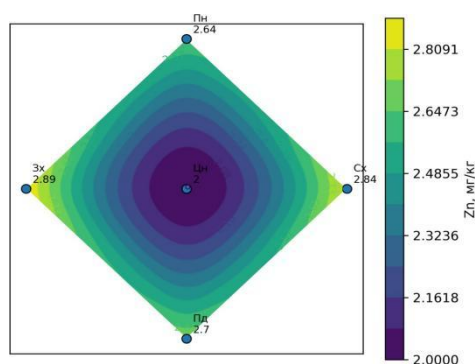


Рисунок 4.56 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів цинку: найвищий показник виявлено із західного боку – 2,89 (мг/кг), а дещо менший зі східного – 2,84 (мг/кг). З південного та північного боків концентрації становлять – 2,7 (мг/кг) та 2,64 (мг/кг) відповідно. Найнижчий рівень вмісту цього елемента відмічено в центрі – 2 (мг/кг).

Робінія звичайна (Robinia pseudoacacia L.)

Розподіл іонів п्लомбуму представлений у вигляді наступної моделі (рис. 4.57).

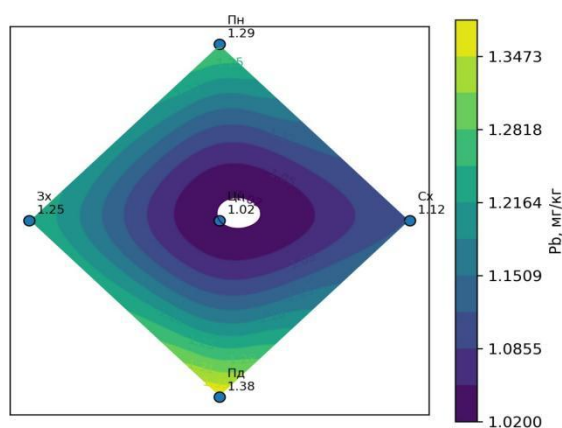


Рисунок 4.57 – Розподіл вмісту п्लомбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів п्लомбуму: найвищий показник зафіксовано з південного боку – 1,38 (мг/кг). Дещо менші концентрації спостерігаються з північного – 1,29 (мг/кг), західного – 1,25 (мг/кг) та східного боків – 1,12 (мг/кг). Найнижчий показник виявлено у центральній частині полігону і становить – 1,02 (мг/кг).

Розподіл іонів купруму представлений у вигляді моделі (рис. 4.58).

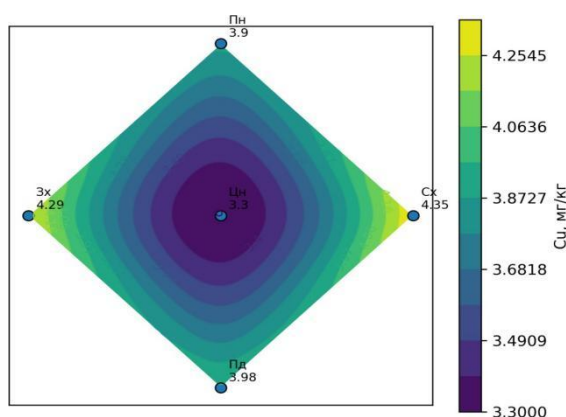


Рисунок 4.58 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів купруму: найвищий показник виявлено зі східного боку – 4,35 (мг/кг), а дещо менший із західного – 4,29 (мг/кг). З південного та північного боків концентрації становлять – 3,98 (мг/кг) та 3,9 (мг/кг) відповідно. Найнижчий рівень вмісту цього елемента традиційно відмічено в центрі – 3,3 (мг/кг).

Розподіл іонів кадмію представлений у вигляді моделі (рис. 4.59).

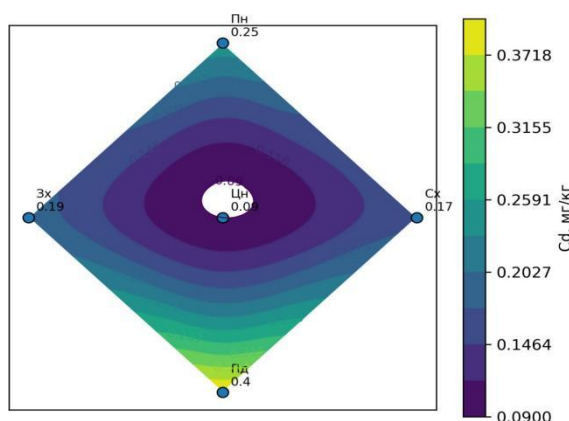


Рисунок 4.59 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів кадмію, найвищу концентрацію зафіксовано з південного боку – 0,4 (мг/кг). Поступове зменшення показників спостерігається з північного – 0,25 (мг/кг), західного – 0,19 (мг/кг) та східного – 0,17 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень накопичення – 0,09 (мг/кг) у центральному зразку.

Розподіл іонів цинку представлений у вигляді моделі (рис. 4.60).

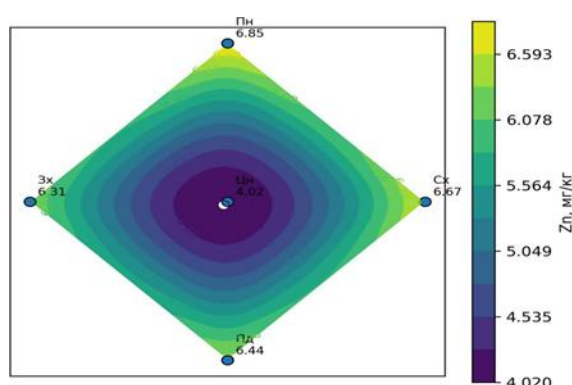


Рисунок 4.60 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів цинку: найвищий показник зафіксовано з північного боку – 6,85 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається зі східного – 6,67 (мг/кг), південного – 6,44 (мг/кг) та західного – 6,31 (мг/кг) боків. Найнижчий показник виявлено у центральній частині полігону – 4,02 (мг/кг).

Верба козяча (Salix caprea L.)

Отримані результати розподілу іонів плумбуму нижче (рис. 4.61).

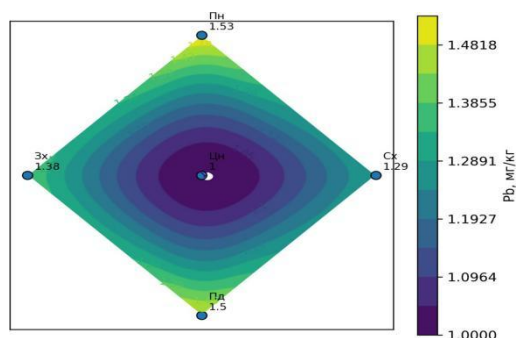


Рисунок 4.61 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів плумбуму, найвищу концентрацію зафіксовано з північного боку – 1,53 (мг/кг). Поступове зменшення показників спостерігається з південного – 1,5 (мг/кг), західного –

1,38 (мг/кг) та східного – 1,29 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень накопичення становить 1,0 (мг/кг) у центральному зразку.

Отримані результати розподілу іонів купруму є нижче (рис. 4.62).

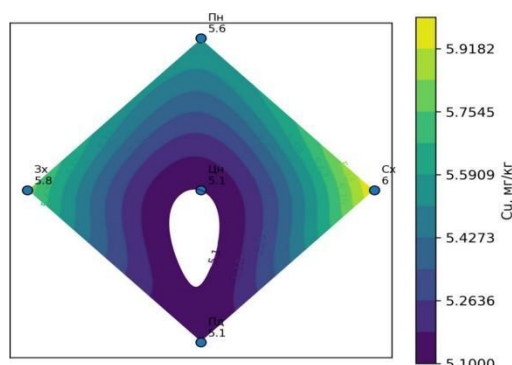


Рисунок 4.62 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено розподіл показників вмісту іонів купруму: найвищий показник зафіксовано зі східного боку – 6 (мг/кг). Деяко менші концентрації із західного – 5,8 (мг/кг) та північного – 5,6 (мг/кг) боків. Найнижчі показники з південного боку та у центральній частині – 5,1 (мг/кг).

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів кадмію: найвищий показник виявлено з південного боку – 0,06 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається зі східного – 0,05 (мг/кг) та північного – 0,04 (мг/кг) боків. Найнижчі та рівнозначні показники відмічено у зразку із західного боку та в центрі – 0,03 (мг/кг) (рис. 4.63).

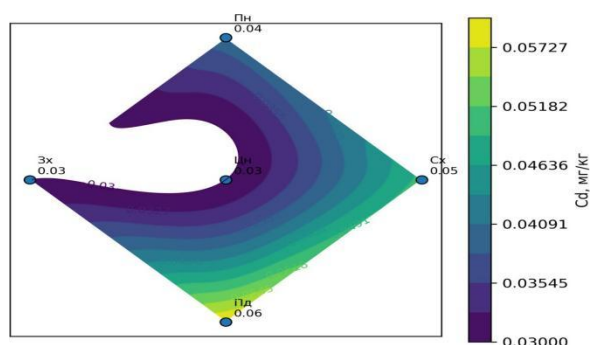


Рисунок 4.63 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Щодо розподілу вмісту іонів цинку, найвищі і майже рівнозначні концентрації зафіксовано із західного та північного боків – 3,22 (мг/кг) та 3,21 (мг/кг). Дещо менші показники з південного – 3,05 (мг/кг) та східного – 2,85 (мг/кг) боків. Найнижчий вміст – 2,4 (мг/кг) у зразку із центру (рис. 4.64).

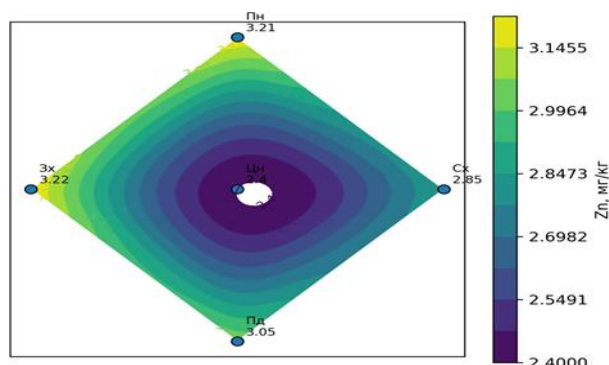


Рисунок 4.64 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Конюшина лучна (Trifolium pratense L.)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів плумбуму: найвищий показник зафіксовано з північного боку – 1,11 (мг/кг). Дещо менші концентрації спостерігаються з південного – 0,98 (мг/кг), західного – 0,94 (мг/кг) та східного – 0,86 (мг/кг) боків. Найнижчий показник виявлено у центральній частині полігону і становить – 0,71 (мг/кг) (рис. 4.65).

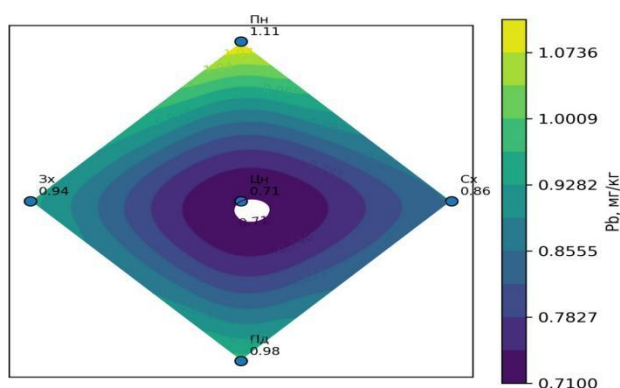


Рисунок 4.65 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Зафіксовано диференціацію показників вмісту іонів купруму: найвищий виявлено зі східного боку – 4,73 (мг/кг), а дещо менший з південного – 4,68 (мг/кг). Із західного та північного боків становлять – 4,57 (мг/кг) та 4,45 (мг/кг). Найнижчий рівень вмісту цього елемента в центрі – 4,34 (мг/кг) (рис. 4.66).

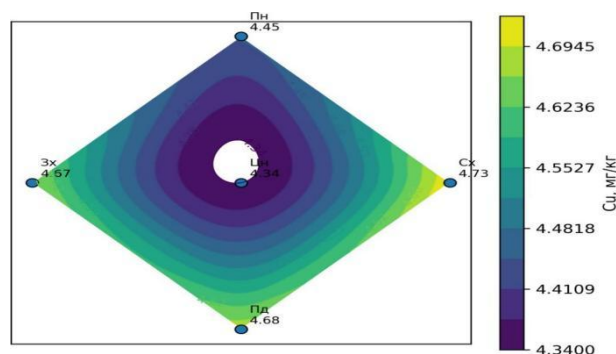


Рисунок 4.66 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів кадмію, найвищу концентрацію зафіксовано з північного боку – 0,09 (мг/кг). Поступове зменшення показників спостерігається із західного – 0,08 (мг/кг), східного – 0,07 (мг/кг) та південного – 0,06 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень накопичення – 0,05 (мг/кг) у центрі (рис. 4.67).

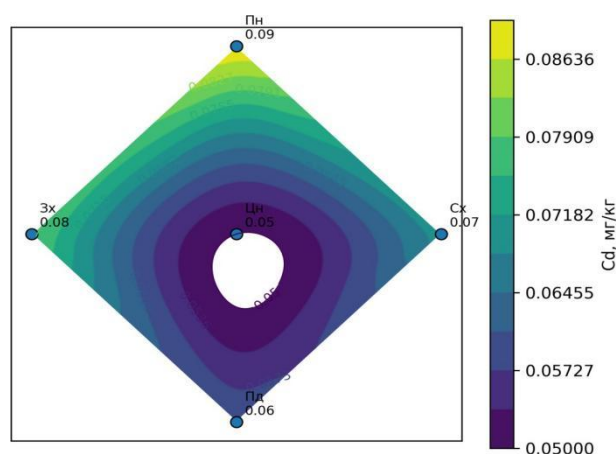


Рисунок 4.67 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів цинку: найвищий показник зафіксовано зі східного боку – 2,74 (мг/кг). Дещо менші концентрації виявлено із західного – 2,6 (мг/кг) та

південного – 2,45 (мг/кг) боків, а в центральній частині показник становить – 1,5 (мг/кг). Найнижчий рівень накопичення нетипово спостерігається з північного боку і становить – 1,19 (мг/кг) (рис. 4.68).

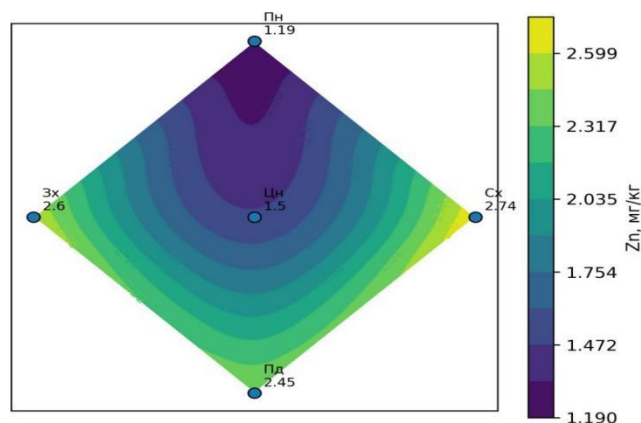


Рисунок 4.68 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у весняний період, (мг/кг)

Літній період дослідження

Полин гіркий (Artemisia absinthium L.)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів плумбуму: найвищий показник з північного боку – 0,92 (мг/кг), рівнозначні концентрації виявлено з південного та східного боків – 0,8 (мг/кг), а найнижчі показники відповідно у зразку з західного боку – 0,63 (мг/кг) та центральної частини – 0,44 (мг/кг) (рис. 4.69).

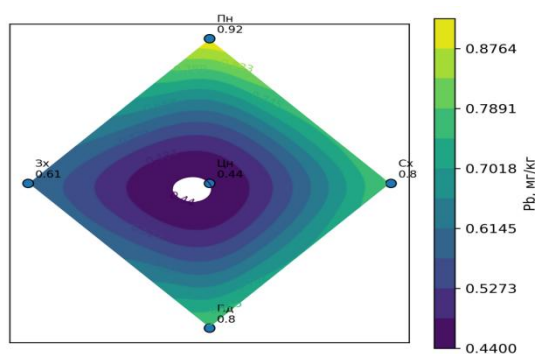


Рисунок 4.69 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів купруму: найвищий показник з північного боку – 6,31 (мг/кг), дещо менше з південного – 6,27 (мг/кг) та західного боків – 6,11 (мг/кг), з сходу – 6,08 (мг/кг) і центру – 5,5 (мг/кг) (рис. 4.70).

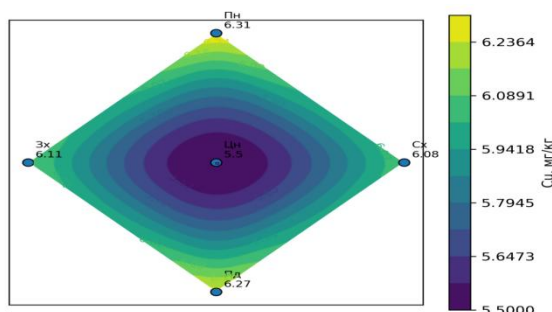


Рисунок 4.70 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

На основі отриманих даних спостерігається певна неоднорідність у концентрації іонів кадмію. Найвищі показники зафіксовано на північному – 0,08 (мг/кг) та східному – 0,08 (мг/кг) напрямках. Дещо нижчий, проте все ще високий рівень концентрації характерний для південної частини – 0,07 (мг/кг), тоді як показники із західного боку – 0,06 (мг/кг) та в центрі – 0,05 (мг/кг) є найменшими серед досліджуваних точок (рис. 4.71).

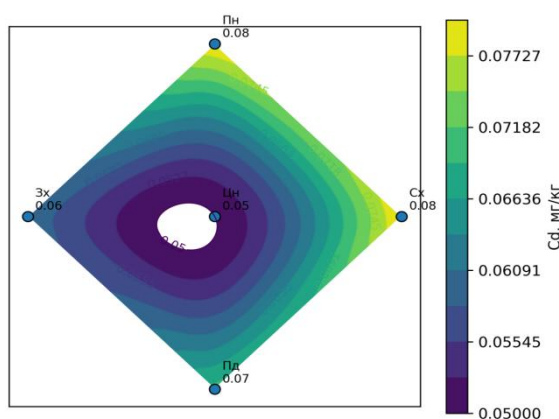


Рисунок 4.71 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Результати дослідження демонструють варіативність концентрації іонів цинку в залежності від обраної точки спостереження. Максимальний рівень вмісту було виявлено у західному напрямку – 4,11 (мг/кг). Дещо нижчі

значення спостерігаються зі східного боку – 3,9 (мг/кг), а також у північній – 3,55 (мг/кг) та південній – 3,51 (мг/кг) частинах. Найменшу концентрацію цього елемента зафіксовано в центрі, де показник становить – 3,21 (мг/кг) (рис. 4.72).

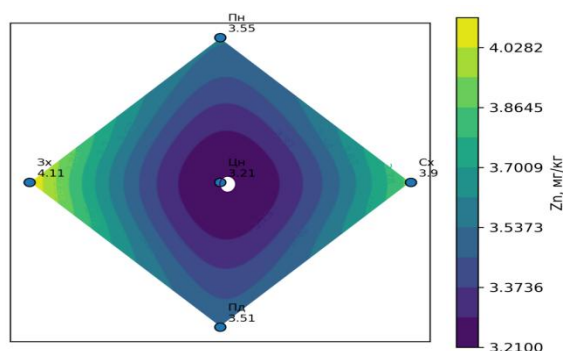


Рисунок 4.72 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Береза повисла (Betula pendula Roth.)

Спостерігаємо нерівномірний розподіл плумбуму. Найвищі концентрації зафіксовано на півдні – 2,25 (мг/кг) та заході – 2,21 (мг/кг). Трохи менші показники характерні для східного – 2,12 (мг/кг) та північного – 1,67 (мг/кг) боків. Мінімальний рівень вмісту елемента спостерігається в центрі – 1,5 (мг/кг) (рис. 4.73).

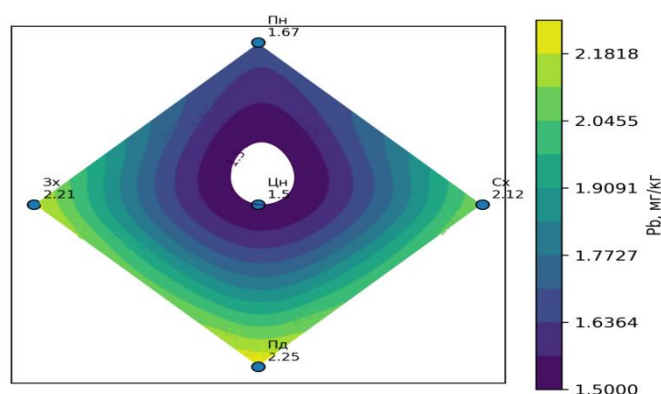


Рисунок 4.73 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Дані вказують на найвищу концентрацію купруму у південній частині – 3,32 (мг/кг) та на півночі – 3,3 (мг/кг). Показники із західного – 3,16 (мг/кг) та

східного – 3,12 (мг/кг) боків є дещо нижчими, тоді як найменший рівень вмісту елемента зафіксовано в центрі – 2,74 (мг/кг) (рис. 4.74).

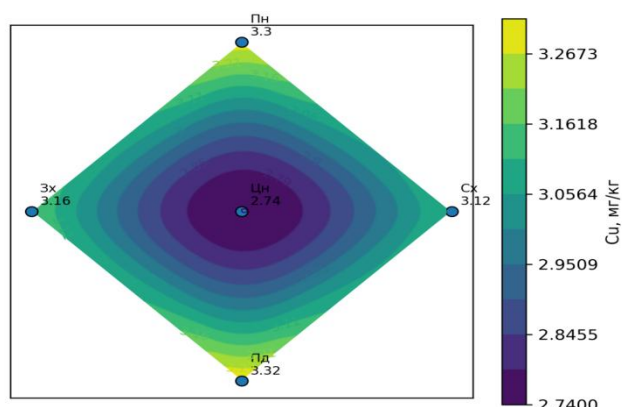


Рисунок 4.74 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Розподіл кадмію характеризується найвищими показниками у північній частині – 0,17 (мг/кг) та на півдні – 0,155 (мг/кг). Дещо менша концентрація спостерігається у східному – 0,14 (мг/кг) та західному – 0,137 (мг/кг) напрямках, а мінімальне значення – у центрі – 0,09 (мг/кг) (рис. 4.75).

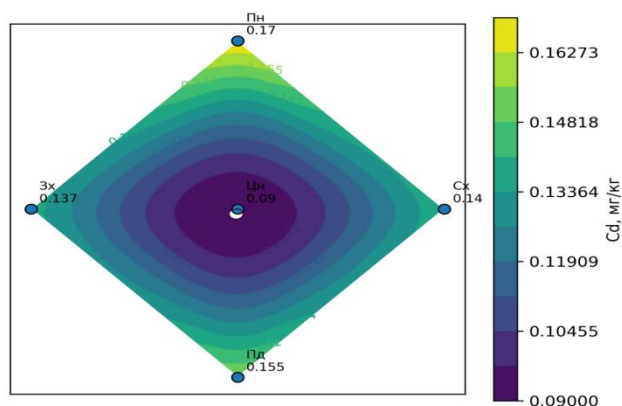


Рисунок 4.75 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Результати аналізу вказують на суттєву диференціацію концентрації іонів цинку. Найвищий рівень накопичення було зафіксовано у східній частині – 2,92 (мг/кг). Високі показники притаманні західному – 2,85 (мг/кг) та південному – 2,74 (мг/кг) напрямкам. Дещо менша концентрація спостерігається у північному

напрямку – 2,67 (мг/кг), тоді як найнижчий показник вмісту цинку, що характеризує центральну частину території – 2,34 (мг/кг) (рис. 4.76).

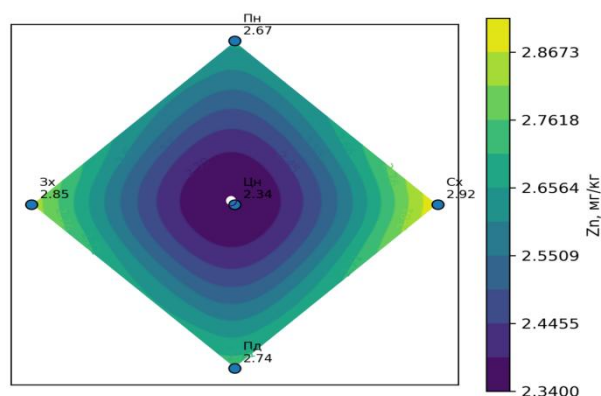


Рисунок 4.76 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Подорожник ланцетолистий (Plantago lanceolata L.)

Дослідження підтверджує, що накопичення плюмбуму відбувається нерівномірно по периметру ділянки. Найвищий рівень забруднення спостерігається у західному секторі – 1,74 (мг/кг). Натомість показники у південній – 1,67 (мг/кг), північній – 1,65 (мг/кг) та східній – 1,5 (мг/кг) зонах нижчі, найменша концентрація зафіксована у центральній частині – 1,3 (мг/кг) (рис. 4.77).

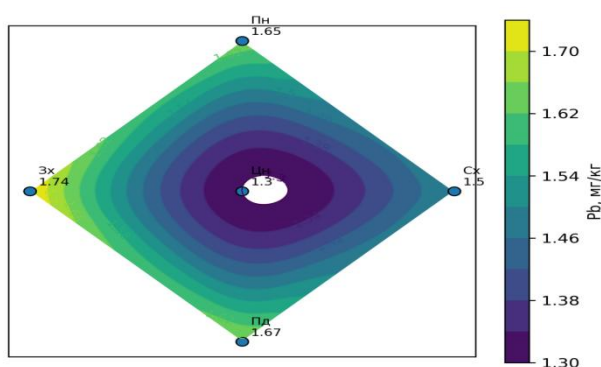


Рисунок 4.77 – Розподіл вмісту плюмбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Розподіл купруму є нерівномірним. Найвищу концентрацію зафіксовано зі східного боку – 4,2 (мг/кг) та у західному секторі – 4,11 (мг/кг). Показники у

південній – 3,64 (мг/кг) та північній – 3,6 (мг/кг) частинах дещо менші, рівень вмісту купруму характерний для центру – 3,41 (мг/кг) (рис. 4.78).

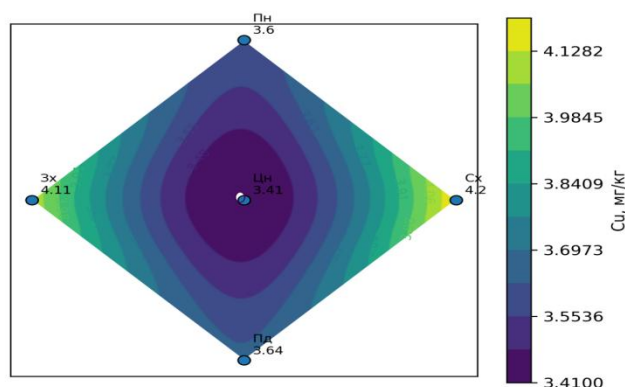


Рисунок 4.78 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Диференціація кадмію на цій території демонструє наступну тенденцію: пікові показники накопичення металу виявлено у північній – 0,04 (мг/кг) та південній – 0,035 (мг/кг) зонах. Дещо нижчий рівень забруднення властивий західному – 0,03 (мг/кг) та східному – 0,028 (мг/кг) секторам, при цьому найменша концентрація зафіксована у центрі – 0,014 (мг/кг) (рис. 4.79).

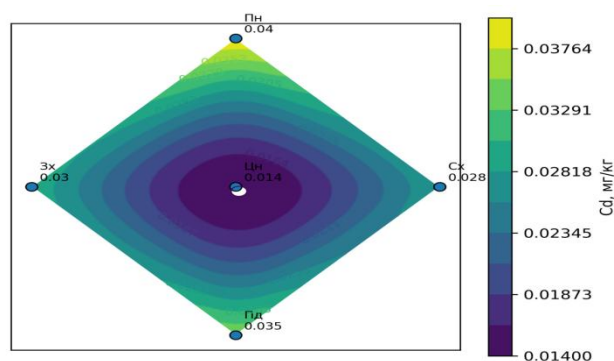


Рисунок 4.79 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Дані вказують на суттєву диференціацію рівня цинку. Найбільші показники накопичення металу зосереджені в західному – 2,55 (мг/кг) та південному – 2,42 (мг/кг) секторах. У північній – 2,38 (мг/кг) та східній – 2,32

(мг/кг) зонах вміст речовини зменшується, тоді як найнижча концентрація припадає на центр – 1,44 (мг/кг) (рис. 4.80).

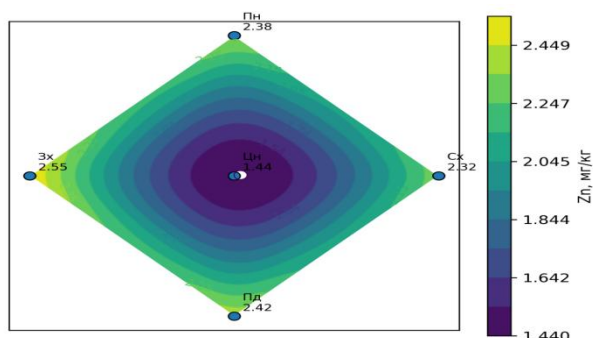


Рисунок 4.80 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Подорожник великий (Plantago major L.)

Результати проведеного дослідження вказують на нерівномірний розподіл плюмбуму на ділянці. Пікові показники концентрації металу зафіксовано у північній частині – 1,31 (мг/кг). У південному – 1,17 (мг/кг), східному – 1,14 (мг/кг) та західному – 1,04 (мг/кг) секторах рівень вмісту поступово зменшується, найнижчі значення виявлені у центрі – 0,65 (мг/кг) (рис. 4.81).

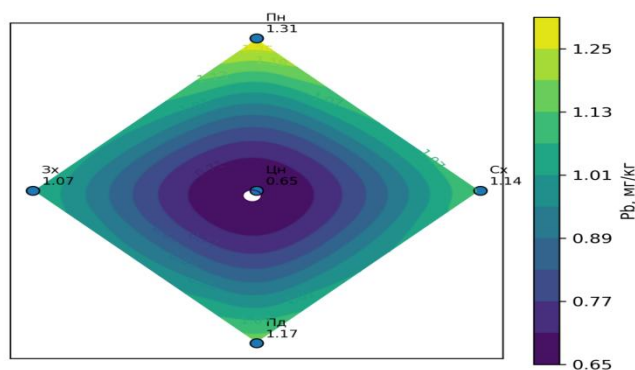


Рисунок 4.81 – Розподіл вмісту плюмбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Згідно з результатами проведеного дослідження, рівень купруму на території демонструє виражену диференціацію. Пікові показники накопичення металу виявлено у східному секторі – 6,01 (мг/кг). У міру віддалення від сходу

до північної – 5,62 (мг/кг), західної – 5,54 (мг/кг) та південної – 5,45 (мг/кг) зон зниження концентрації, найменший рівень є у центрі – 5,24 (мг/кг) (рис. 4.82).

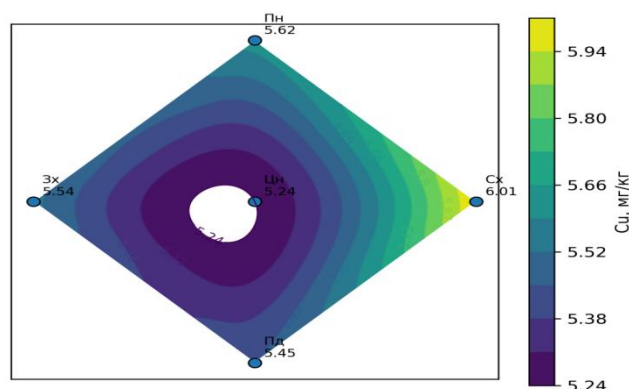


Рисунок 4.82 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Аналіз даних свідчить про неоднорідний розподілу кадмію. Максимальну концентрацію зафіксовано в північному секторі, де її значення – 0,09 мг/кг. Поступове зниження вмісту спостерігається у напрямку до південної – 0,075 (мг/кг), західної – 0,055 (мг/кг) та східної – 0,051 (мг/кг) зон. Мінімальний рівень характерний для центральної частини – 0,035 (мг/кг) (рис. 4.83).

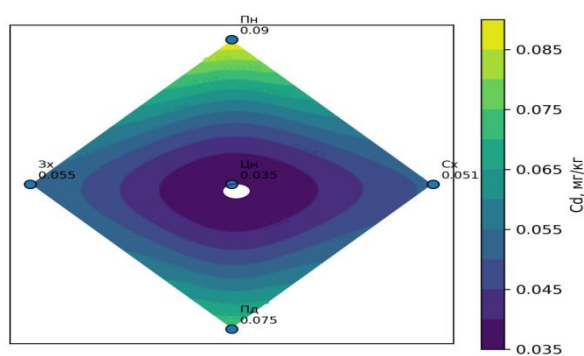


Рисунок 4.83 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Результати просторового моделювання вказують на помітну варіативність концентрації цинку у межах досліджуваної локації. Найвищий рівень акумуляції елемента виявлено у південному секторі, де його вміст досягає максимальної позначки – 4,5 (мг/кг). Дещо нижчі, проте стабільно високі

показники фіксуються у західній – 3,91 (мг/кг) та північній – 3,88 (мг/кг) зонах. Подальше зниження концентрації спостерігається у східному напрямку – 3,2 (мг/кг), мінімальне значення зафіксоване у центрі – 2,12 (мг/кг) (рис. 4.84).

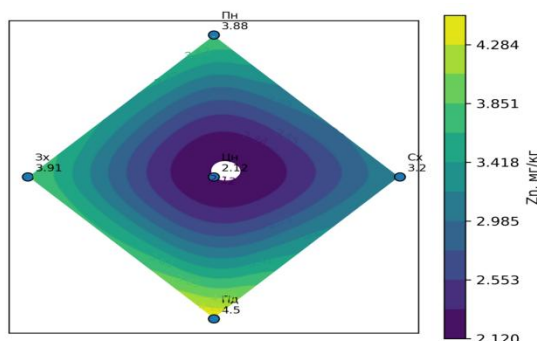


Рисунок 4.84 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Осика (Populus tremula L.)

Оцінка вмісту плумбуму у зразках дозволяє констатувати специфічний характер його просторового розподілу. Пікове техногенне навантаження чітко локалізоване у східному секторі, де концентрація металу становить – 1,74 (мг/кг). З віддаленням від епіцентру в бік півдня – 1,25 (мг/кг), заходу – 1,17 (мг/кг) та півночі – 1,14 (мг/кг) спостерігається поступовий спад рівнів накопичення. Найменш забрудненою залишається центральна зона дослідження, показник якої не перевищує – 1,02 (мг/кг) (рис. 4.85).

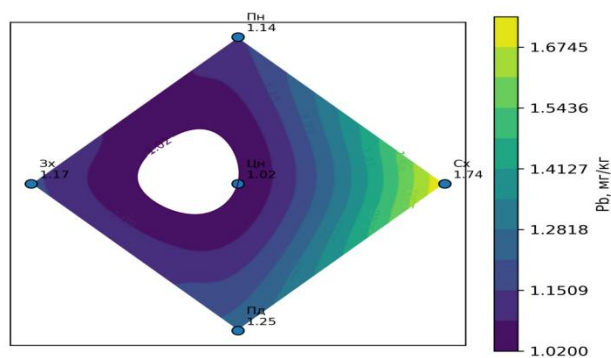


Рисунок 4.85 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Просторовий аналіз вмісту міді демонструє специфічну динаміку накопичення елемента з вираженим градієнтом до периферії. Найбільш інтенсивна акумуляція металу зафіксована у західному секторі, де показник досяг граничної відмітки у 6 (мг/кг). Дещо нижчий рівень забруднення простежується у південній – 5,48 (мг/кг) та східній – 5,1 (мг/кг) зонах. Північний напрямок характеризується значенням – 4,9 (мг/кг), тоді як найменша концентрація купруму – 4,25 мг/кг (рис. 4.86).

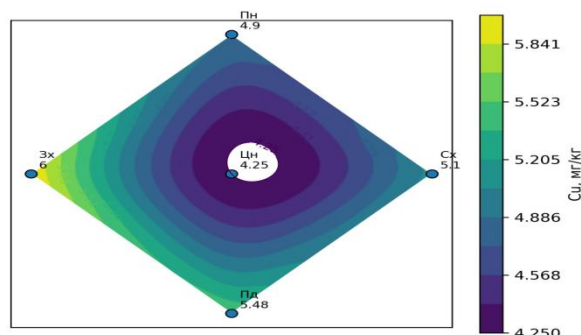


Рисунок 4.86 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Оцінка результатів моделювання свідчить про суттєву територіальну неоднорідність у розподілі кадмію. Максимальний рівень навантаження виявлено в північному секторі дослідження, де концентрація речовини становить – 0,13 (мг/кг). Високі параметри накопичення також фіксуються на півдні – 0,11 (мг/кг). У напрямку до західної – 0,07 (мг/кг) та східної – 0,06 (мг/кг) спостерігається спад вмісту, центр – 0,04 (мг/кг) (рис. 4.87).

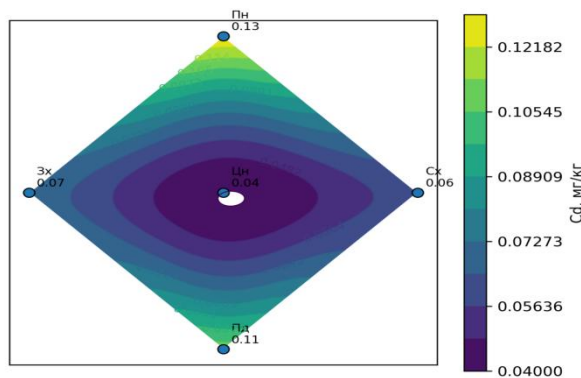


Рисунок 4.87 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Характер просторового розподілу цинку на досліджуваній площі відрізняється відносною симетричністю підвищених значень на флангах. Епіцентрами накопичення цього елемента виступають західний та східний сектори, де зафіксовано майже однакові пікові показники – 2,85 (мг/кг) та 2,82 (мг/кг) відповідно. Помірний вміст металу притаманний південній – 2,67 (мг/кг) та північній – 2,61 (мг/кг) зонам. Натомість ядро території (центр) демонструє найнижчий рівень акумуляції, який не перевищує – 1,94 (мг/кг) (рис. 4.88).

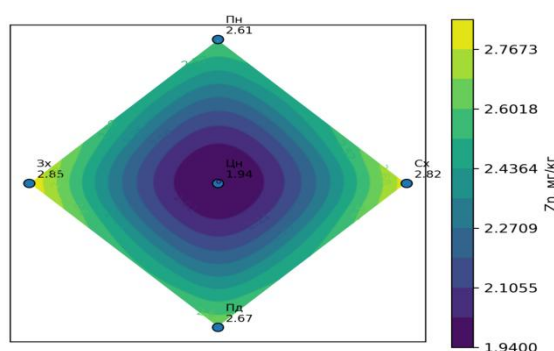


Рисунок 4.88 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Робінія звичайна (Robinia pseudoacacia L.)

Характер просторового розподілу п्लумбуму у біомасі, вказує на помірну концентрацію елемента з вектором зміщення до південної межі. Саме у південному секторі зафіксовано піковий показник акумуляції металу, який становить – 1,32 (мг/кг). Дещо нижчі, проте близькі за значеннями рівні накопичення виявлено на півночі – 1,25 (мг/кг), заході – 1,23 (мг/кг). Східний напрямок відзначився менш інтенсивним навантаженням – 1,1 (мг/кг), а мінімальний вміст токсиканта у центральній частині – 1 (мг/кг) (рис. 4.89).

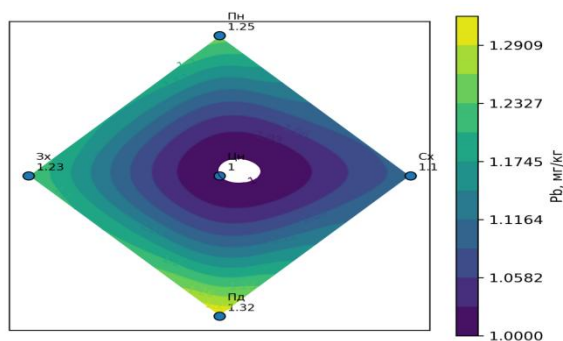


Рисунок 4.89 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Аналіз отриманих графічних даних свідчить про виражену латеральну диференціацію вмісту купруму на досліджуваній території. Максимальні концентрації цього елемента майже симетрично зосереджені на східному – 4,3 (мг/кг) та західному – 4,26 (мг/кг) флангах. Помірні параметри накопичення спостерігаються у південній зоні, де показник – 3,91 (мг/кг), та північній – 3,74 (мг/кг). Найменш виражена акумуляція міді властива внутрішньому (центральному) ядру дослідження, де її рівень – 3,27 (мг/кг) (рис. 4.90).

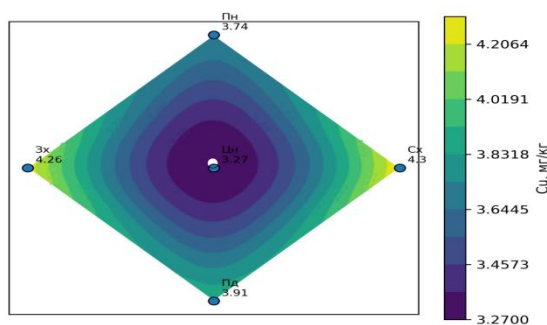


Рисунок 4.90 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Результати просторового моделювання свідчать про територіальну нерівномірність накопичення кадмію. Максимальну концентрацію зафіксовано у південному секторі, де її значення досягає пікової позначки – 0,36 (мг/кг). Дещо нижчий рівень акумуляції спостерігається у північній зоні – 0,23 (мг/кг). У напрямку до західної – 0,17 (мг/кг) та східної – 0,14 (мг/кг) зон фіксується спадання показників. Найменш навантаженим є центр – 0,08 (мг/кг) (рис. 4.91).

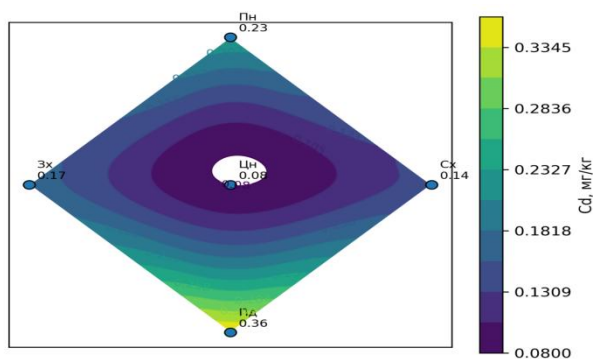


Рисунок 4.91 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Оцінка просторової локалізації цинку дозволяє встановити відносно високий і стабільний рівень його акумуляції по всьому периметру досліджуваної ділянки. Епіцентром концентрації виступає східний сектор, де зафіксовано максимальне значення – 6,6 (мг/кг). Майже аналогічні високі параметри вмісту металу характерні для південної – 6,32 (мг/кг), північної – 6,28 (мг/кг) та західної – 6,22 (мг/кг) зон. Натомість ядро досліджуваної території демонструє виражений спад накопичення елемента, де його показник становить – 4 (мг/кг) (рис. 4.92).

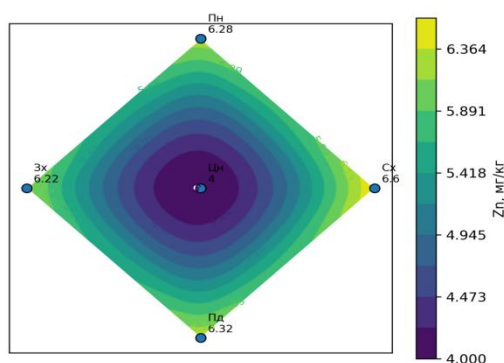


Рисунок 4.92 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Верба козяча (Salix caprea L.)

Оцінка вмісту свинцю у біомасі дозволяє встановити специфічну картину його просторової диференціації. Пікові рівні акумуляції цього токсиканта зміщені до північного та південного флангів, де концентрація становить – 1,51 (мг/кг) та 1,47 (мг/кг) відповідно. Західний бік

характеризується значенням – 1,36 (мг/кг), а дещо менший вміст металу відмічено на сході – 1,26 (мг/кг). Мінімальний ступінь накопичення елемента традиційно ізольований у центральній зоні дослідження, не перевищує 0,86 (мг/кг) (рис. 4.93).

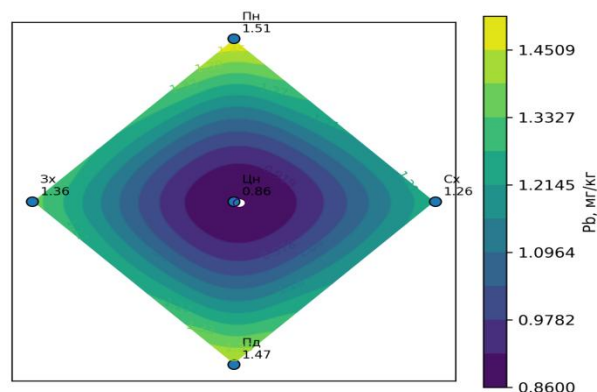


Рисунок 4.93 – Розподіл вмісту пльмбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Характер просторового розподілу купруму свідчить про наявність чітко вираженого периферійного градієнта з максимальним зміщенням у східному напрямку, де концентрація металу сягає пікового значення – 5,74 (мг/кг). Високі параметри акумуляції елемента також фіксуються у північному секторі – 5,52 (мг/кг). Південний та західний фланги демонструють відносно помірні й близькі за значеннями показники – 5,1 (мг/кг) та 5,08 (мг/кг). Мінімальний рівень характерний для центрального ядра досліджуваної ділянки, де вміст купруму становить – 4,79 (мг/кг) (рис. 4.94).

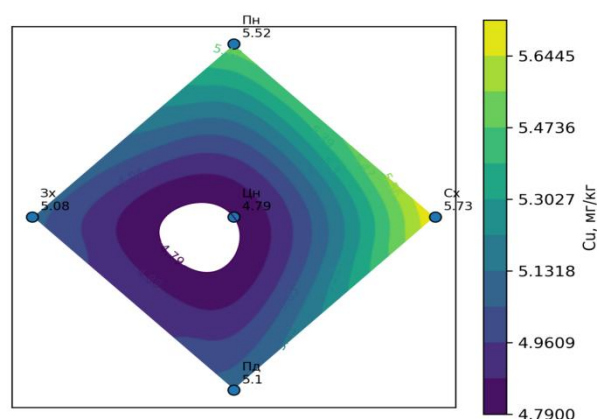


Рисунок 4.94 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Результати просторового моделювання накопичення кадмію вказують на помірну концентрацію цього токсиканта з вектором превалювання на південній межі ділянки. Саме у південному секторі виявлено максимальний рівень акумуляції елемента, який становить 0,05 (мг/кг). Стабільні й однакові значення фіксуються на західному та східному флангах по 0,04 (мг/кг), тоді як у північній зоні спостерігається невелике зниження вмісту до 0,035 (мг/кг), центральна частина – 0,025 (мг/кг) (рис. 4.95).

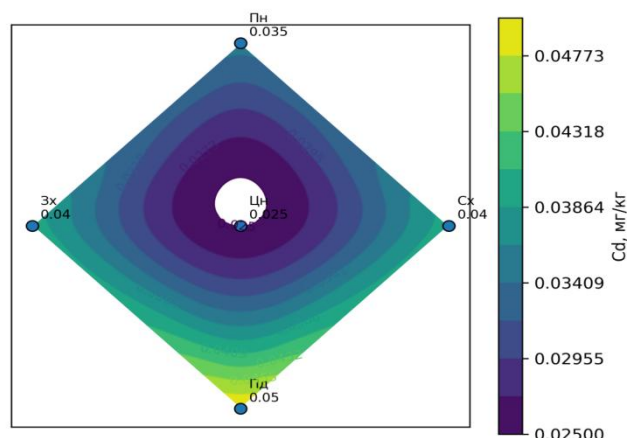


Рисунок 4.95 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Аналіз отриманої картографічної моделі свідчить про відносно рівномірне, але високе накопичення цинку на периферійних ділянках із вектором незначного переважання у північно-західному напрямку. Максимальну концентрацію елемента зафіксовано у північному секторі – 3,2 (мг/кг), до якого впритул наближається показник західної зони – 3,17 (мг/кг). На південній околиці вміст металу становить – 3,01 (мг/кг), а на східній фіксується спад до 2,83 (мг/кг). Локальним ядром мінімальної акумуляції залишається центр досліджуваної території, де значення 2,33 (мг/кг) (рис. 4.96)

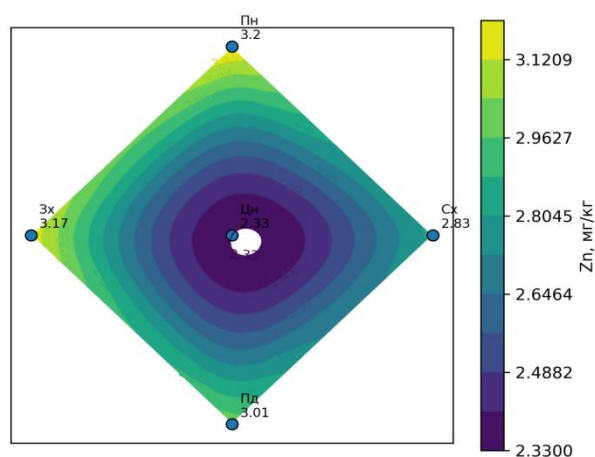


Рисунок 4.96 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Конюшина лучна (Trifolium pratense L.)

Оцінка просторової диференціації плумбуму у фітомасі *Trifolium pratense* вказує на зміщення максимального техногенного пресингу у північний сектор, де концентрація металу досягає пікової позначки – 1,08 (мг/кг). Досить високі рівні акумуляції токсиканта також притаманні південному – 0,95 (мг/кг) та західному – 0,9 (мг/кг) флангам дослідження. Поступове зниження вмісту елемента спостерігається у східному напрямку, де зафіксовано – 0,82 (мг/кг). Натомість найменш забрудненою є центральна зона – 0,66 (мг/кг) (рис. 4.97).

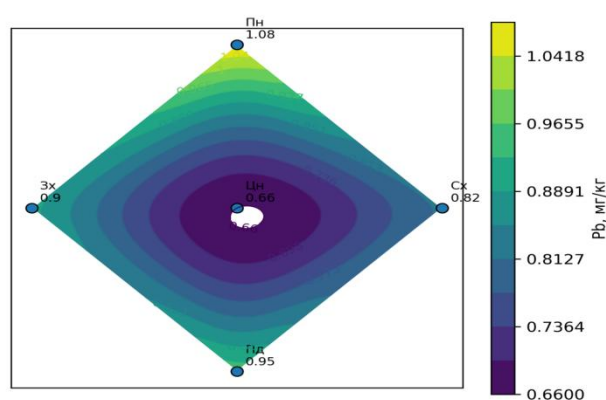


Рисунок 4.97 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Результати просторового розподілу купруму свідчать про наявність вираженого периферійного накопичення елемента з вектором незначного переважання у східно-південному напрямку. Максимальну концентрацію купруму виявлено у східному секторі, де її рівень становить – 4,7 (мг/кг). Досить близькі та високі показники також зафіксовані на півдні – 4,64 (мг/кг) та заході – 4,61 (мг/кг). Північний фланг характеризується дещо меншим рівнем акумуляції – 4,41 (мг/кг), а локальним ядром мінімального антропогенного навантаження залишається центральна частина ділянки, де значення опускається до 4,31 (мг/кг) (рис. 4.98).

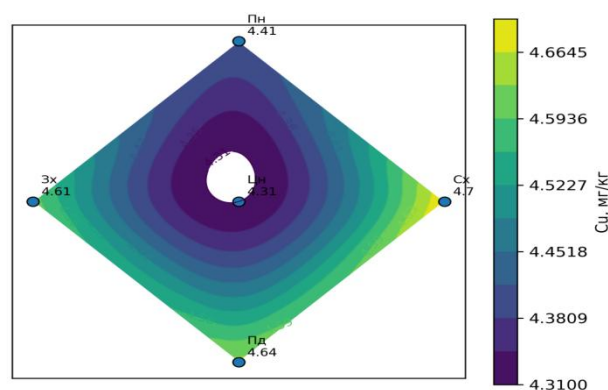


Рисунок 4.98 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Оцінка отриманої моделі накопичення кадмію, вказує на помітну просторову диференціацію цього токсиканта з фокусом превалювання у північному секторі ділянки, де зафіксовано пікову позначку – 0,088 (мг/кг). Стабільно високі параметри вмісту металу також властиві східній – 0,078 (мг/кг) та західній – 0,071 (мг/кг) периферійним зонам. Дещо нижчий рівень акумуляції є у південному напрямку – 0,057 (мг/кг), центральна зона – 0,04 (мг/кг) (рис. 4.99).

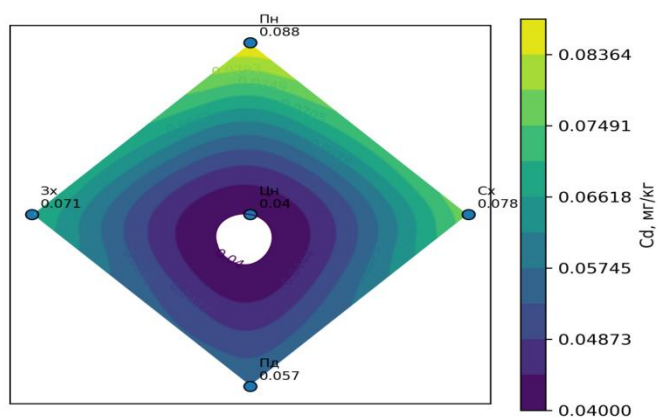


Рисунок 4.99 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Аналіз просторового розподілу цинку виявляє латерально-орієнтований характер накопичення елемента з вираженим превалюванням на східному та західному флангах ділянки. Максимальний рівень акумуляції зафіксовано у східному секторі, де його значення сягає – 2,71 (мг/кг). Досить висока концентрація металу також властива західній – 2,57 (мг/кг) та південній – 2,42 (мг/кг) зонам дослідження. Різкий спад вмісту речовини спостерігається у північному напрямку – 1,14 (мг/кг), тоді як локальним ядром мінімального навантаження залишається центр із показником – 1,47 (мг/кг) (рис. 4.100).

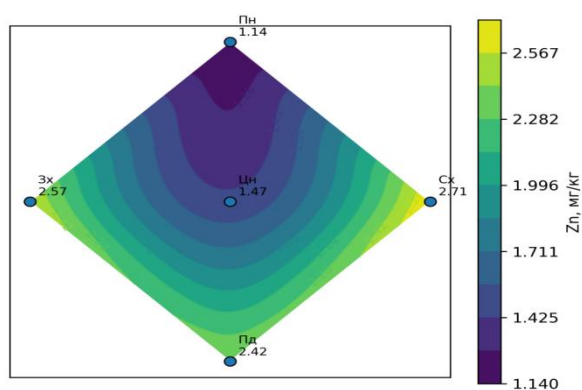


Рисунок 4.100 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у літній період, (мг/кг)

Осінній період дослідження

Полін гіркий (*Artemisia absinthium* L.)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів плумбуму: найвищий показник зафіксовано з південного боку – 0,85 (мг/кг). Дещо менші концентрації спостерігаються із західного – 0,74 (мг/кг) та північного боку – 0,63 (мг/кг), а в центральній частині показник становить 0,71 (мг/кг). Найнижчий рівень вмісту цього елемента виявлено у зразку зі східного боку – 0,55 (мг/кг) (рис. 4.101).

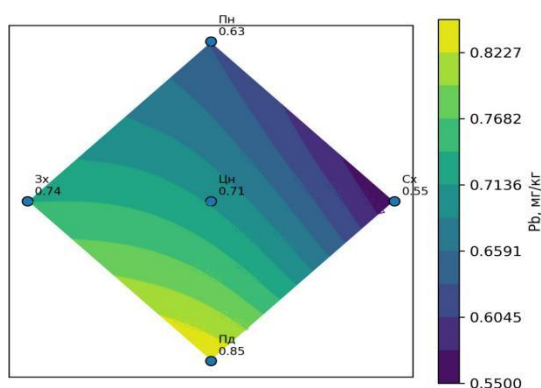


Рисунок 4.101 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів купруму: найвищий показник виявлено з південного боку – 6,24 (мг/кг), менший з північного – 6,21 (мг/кг). Із західного та східного боків показники – 6,12 (мг/кг) та 6,01 (мг/кг) відповідно. Найнижчий рівень – 5,38 (мг/кг) у центрі (рис. 4.102).

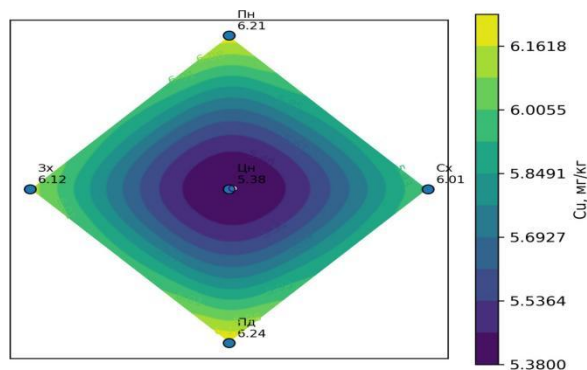


Рисунок 4.102 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів кадмію, найвищу концентрацію зафіксовано зі східного боку – 0,09 (мг/кг). Поступове зменшення показників спостерігається з північного – 0,08 (мг/кг), південного – 0,07 (мг/кг) та західного – 0,06 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень вмісту цього елемента в центрі – 0,05 (мг/кг) (рис. 4.103).

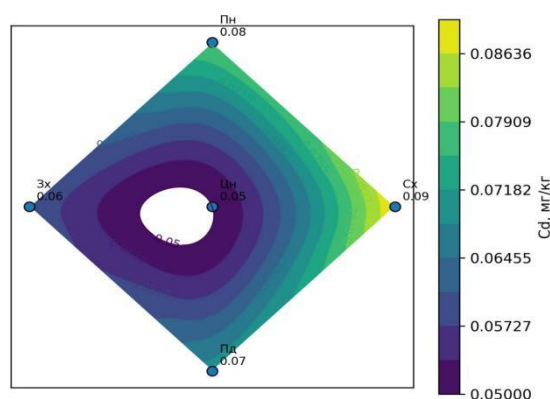


Рисунок 4.103 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів цинку: найвищий показник зафіксовано із західного боку – 4,07 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається зі східного – 3,8 (мг/кг), південного – 3,68 (мг/кг) та північного – 3,5 (мг/кг) боків, у центральній частині полігону – 3,15 (мг/кг) (рис. 4.104).

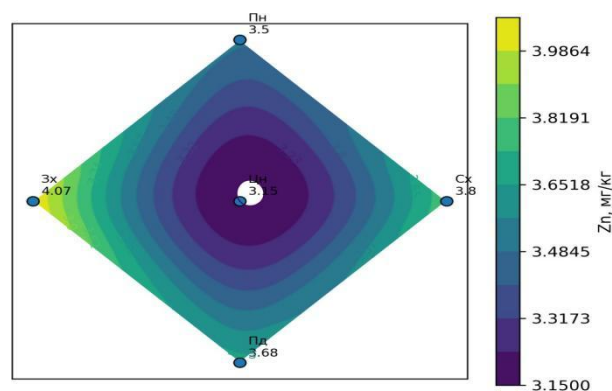


Рисунок 4.104 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Береза повисла (Betula pendula Roth.)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів плумбуму: найвищий показник виявлено зі східного боку – 2,1 (мг/кг), а дещо менший із західного – 2 (мг/кг). З північного та південного боків концентрації становлять – 1,734 (мг/кг) та 1,68 (мг/кг) відповідно. Найнижчий рівень вмісту цього елемента відмічено у центрі – 1,54 (мг/кг) (рис. 4.105).

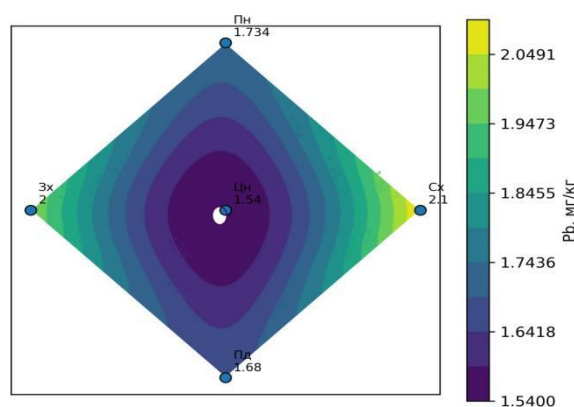


Рисунок 4.105 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів купрум, найвищу концентрацію зафіксовано із західного боку – 3,78 (мг/кг). Менші показники спостерігаються з південного – 3,34 (мг/кг), північного – 3,21 (мг/кг) та східного боків – 3,01 (мг/кг). Найнижчий рівень накопичення – 2,7 (мг/кг) у центрі (рис. 4.106).

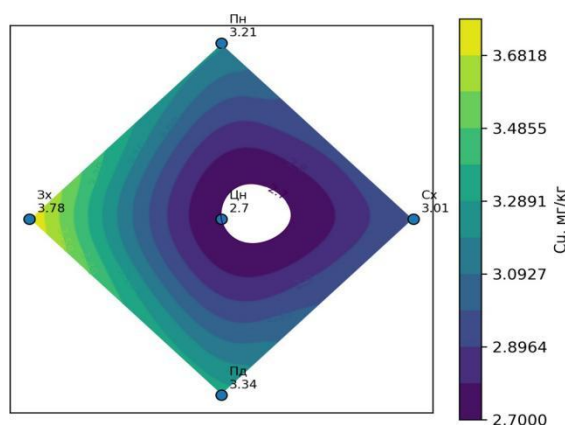


Рисунок 4.106 – Розподіл вмісту купрум у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів кадмію: найвищий показник зафіксовано з північного боку – 0,15 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається зі східного – 0,14 (мг/кг), південного – 0,13 (мг/кг) та західного – 0,11 (мг/кг), у центральній частині – 0,08 (мг/кг) (рис. 4.107).

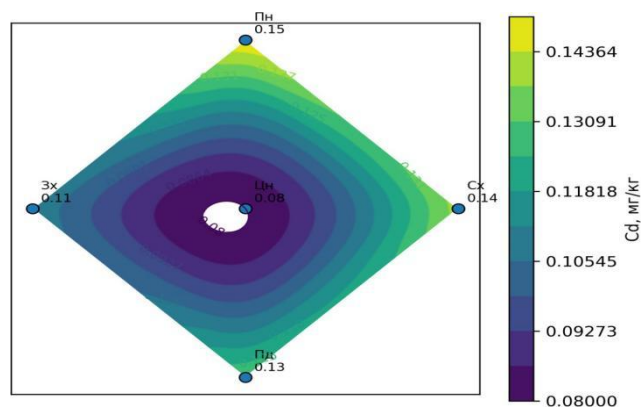


Рисунок 4.107 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів цинку: найвищий показник виявлено із західного боку – 2,95 (мг/кг), а дещо менший зі східного – 2,91 (мг/кг). З південного та північного боків концентрації становлять 2,74 (мг/кг) та 2,68 (мг/кг) відповідно. Найнижчий рівень вмісту цього елемента відмічено в центрі – 2,31 (мг/кг) (рис. 4.108).

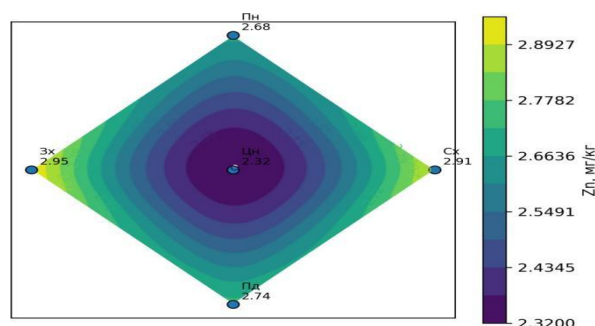


Рисунок 4.108 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Подорожник ланцетолістий (*Plantago lanceolata* L.)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів кадмію: найвищі та рівнозначні показники зафіксовано зі східного та південного боків – 0,05 (мг/кг). Дещо менші концентрації спостерігаються з північного – 0,04 (мг/кг) та західного – 0,03 (мг/кг) боків, у центральній частині – 0,02 (мг/кг) (рис. 4.109).

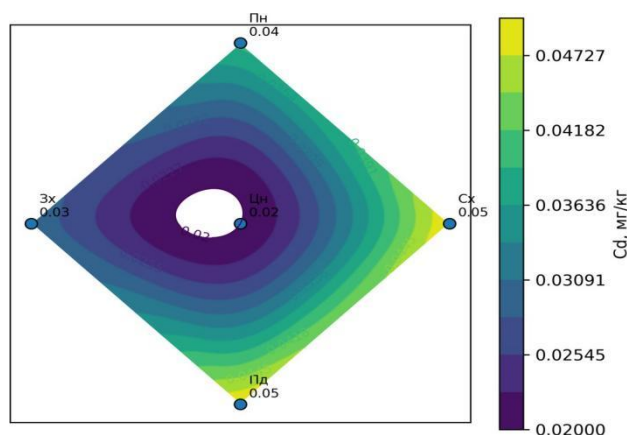


Рисунок 4.109 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів цинку: найвищий показник виявлено із західного боку – 2,51 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається з південного – 2,4 (мг/кг), північного – 2,32 (мг/кг) та східного – 2,2 (мг/кг) боків. Найнижчий вміст у центрі – 1,3 (мг/кг) (рис. 4.110).

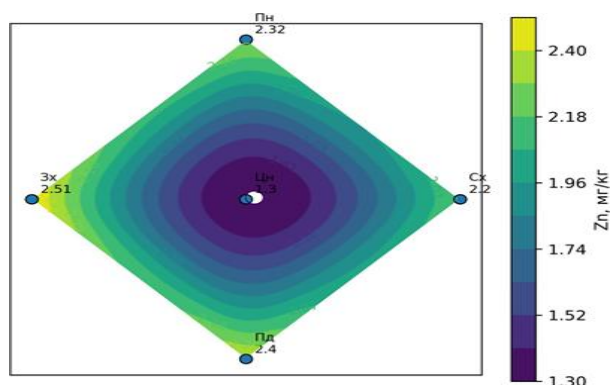


Рисунок 4.110 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів плумбуму, найвищу концентрацію зафіксовано із західного боку – 1,81 (мг/кг). У центральній частині полігону показник становить – 1,6 (мг/кг), а з південного та північного боків – 1,55 (мг/кг) та 1,546 (мг/кг) відповідно. Найнижчий рівень вмісту цього елемента нетипово відмічено у зразку зі східного боку – 1,4 (мг/кг) (рис. 4.111).

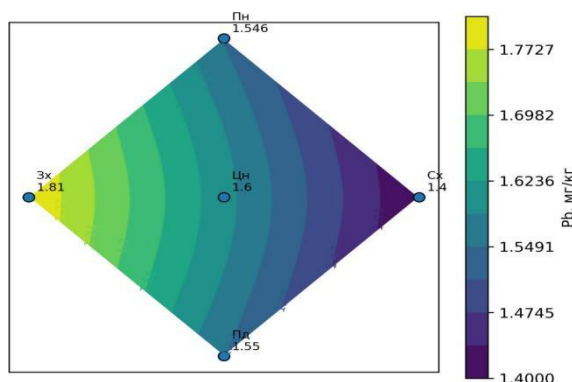


Рисунок 4.111 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів купруму: найвищий показник зафіксовано зі східного боку – 4,15 (мг/кг), а дещо менший із західного – 4,1 (мг/кг). З південного та північного боків концентрації становлять 3,65 (мг/кг) та 3,58 (мг/кг) відповідно, у центральній частині – 3,44 (мг/кг) (рис. 4.112).

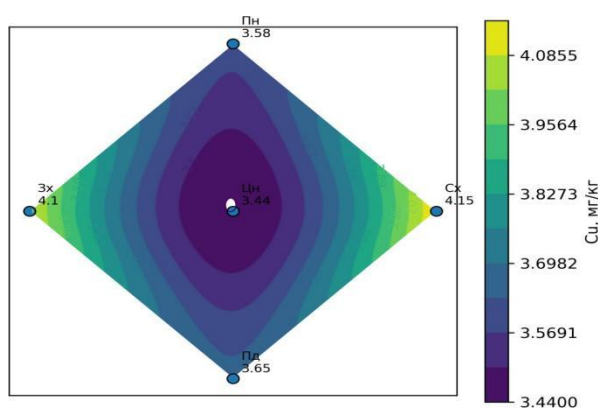


Рисунок 4.112 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Подорожник великий (Plantago major L.)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів цинку: найвищий показник виявлено з північного боку – 3,98 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається з південного – 3,4 (мг/кг), західного – 2,97 (мг/кг) та східного – 2,46 (мг/кг) боків полігону. У центрі – 2,08 (мг/кг) (рис. 4.113).

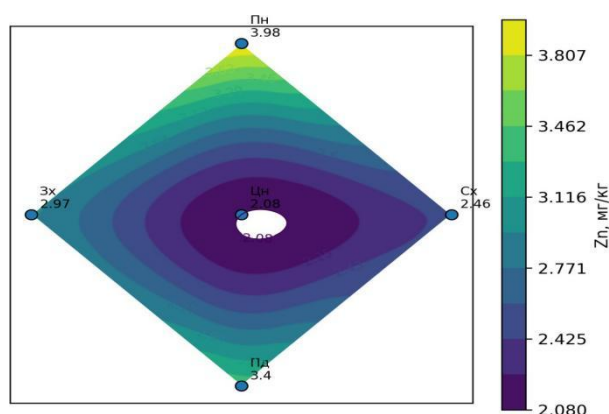


Рисунок 4.113 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів плумбуму, найвищу концентрацію зафіксовано з південного боку – 1,24 (мг/кг). Поступове зниження показників спостерігається із західного – 1,12 (мг/кг), східного – 1,05 (мг/кг) та північного 1,002 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень накопичення становить – 0,9 (мг/кг) (рис. 4.114).

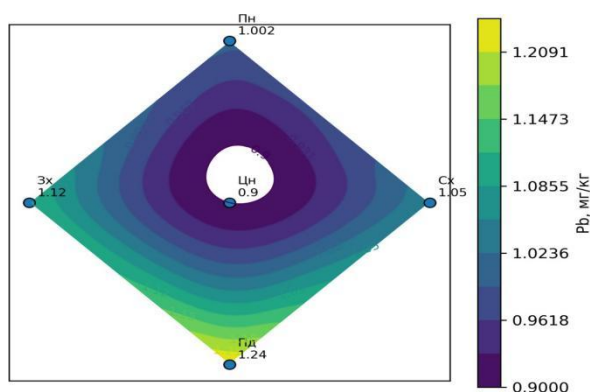


Рисунок 4.114 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів купруму: найвищий показник зафіксовано зі східного боку – 6,01 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається з північного – 5,61 (мг/кг), західного – 5,58 (мг/кг) та південного – 5,4 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень накопичення становить – 5,24 (мг/кг) у центральному зразку (рис. 4.115).

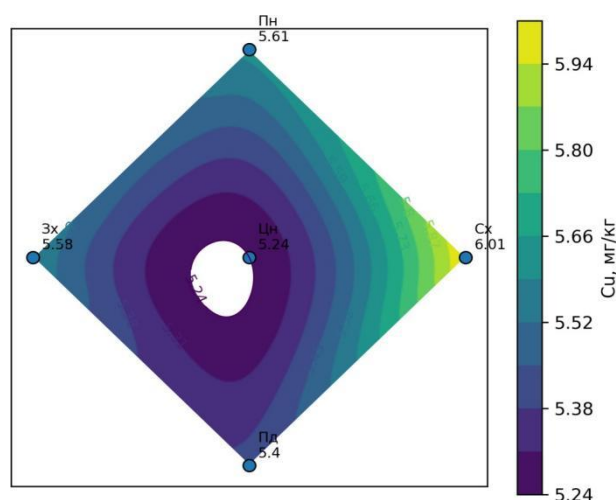


Рисунок 4.115 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів кадмію: найвищий показник виявлено з північного боку – 0,07 (мг/кг), а дещо менший з південного – 0,06 (мг/кг). Зі східного та західного боків показники становлять – 0,04 (мг/кг) та 0,03 (мг/кг) відповідно, у центральній частині – 0,02 (мг/кг) (рис. 4.116).

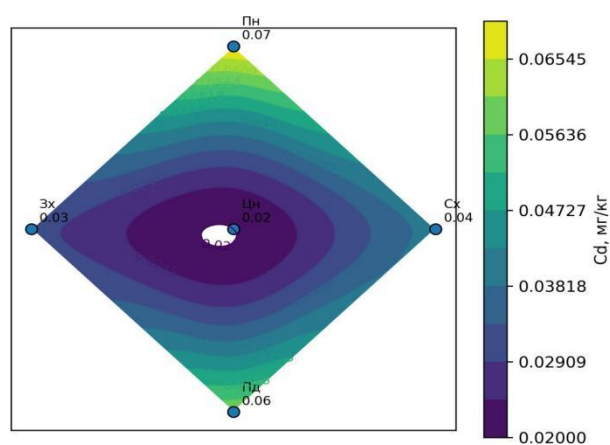


Рисунок 4.116 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Осика (Populus tremula L.)

Щодо розподілу показників вмісту іонів плумбуму, найвищу концентрацію зафіксовано із західного боку – 1,2 (мг/кг). Децю менші показники спостерігаються зі східного – 1,14 (мг/кг), північного – 1,07 (мг/кг) та південного – 1,05 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень накопичення – 1,0 (мг/кг) (рис. 4.117).

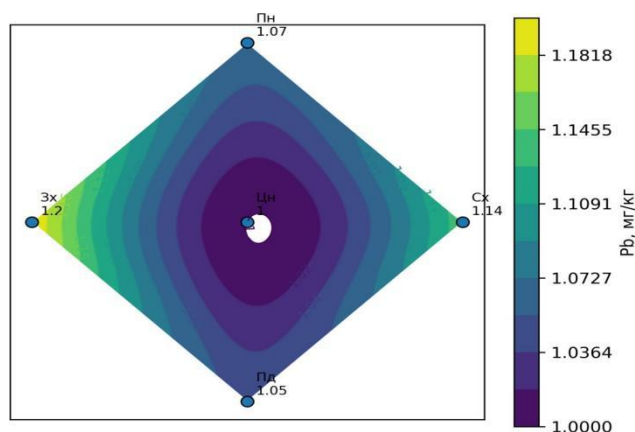


Рисунок 4.117 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів купруму: найвищий показник зафіксовано із західного боку – 5,9 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається з південного – 5,5 (мг/кг), східного – 5,2 (мг/кг) та північного – 4,8 (мг/кг) боків. У зразку із центру – 4,4 (мг/кг) (рис. 4.118).

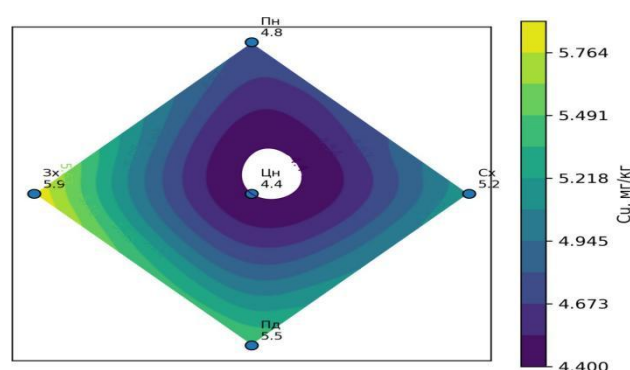


Рисунок 4.118 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів кадмію: найвищий показник виявлено з північного боку – 0,12 (мг/кг). Дещо менші концентрації спостерігаються з південного – 0,09 (мг/кг), західного – 0,08 (мг/кг) та східного – 0,06 (мг/кг) боків. Найнижчий рівень вмісту цього елемента відмічено в центрі – 0,04 (мг/кг) (рис. 4.119).

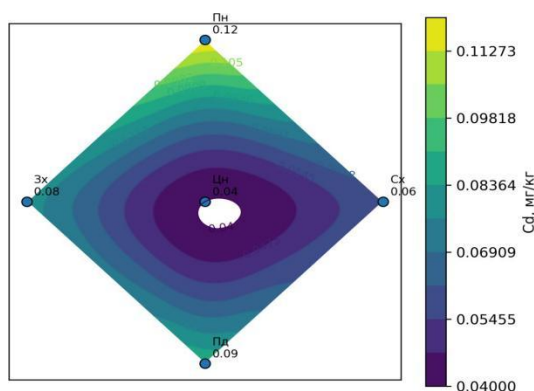


Рисунок 4.119 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів цинку, найвищу концентрацію зафіксовано з північного боку – 2,81 (мг/кг), а дещо меншу зі східного – 2,8 (мг/кг). Із західного та південного боків показники становлять – 2,52 (мг/кг) та 2,4 (мг/кг) відповідно. Найнижчий рівень вмісту цього елемента становить – 1,88 (мг/кг) у центральній частині полігону (рис. 4.120).

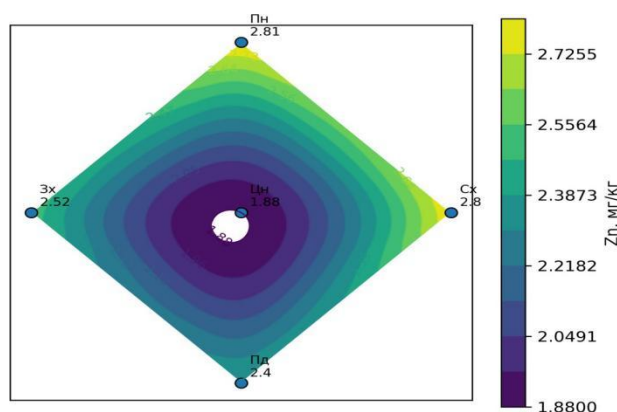


Рисунок 4.120 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Робінія звичайна (Robinia pseudoacacia L.)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів плумбуму: найвищий показник виявлено із західного боку – 1,32 (мг/кг). Дещо менші концентрації спостерігаються з південного – 1,28 (мг/кг) та північного – 1,138 (мг/кг) боків, а в центральній частині рівень накопичення становить – 1,1 (мг/кг). Найнижчий рівень вмісту цього елемента є у зразку зі східного боку полігону – 1,05 (мг/кг) (рис. 4.121).

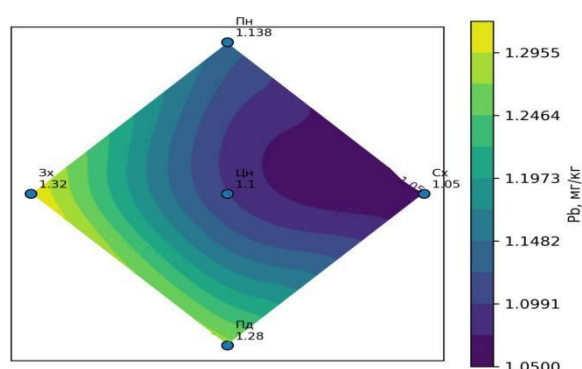


Рисунок 4.121 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів купруму, найвищу концентрацію зафіксовано зі східного боку – 4,28 (мг/кг), а дещо меншу із західного – 4,2 (мг/кг). З південного та північного боків показники становлять – 3,9 (мг/кг) та 3,84 (мг/кг). Найнижчий рівень накопичення становить – 3,15 (мг/кг) у центральному зразку (рис. 4.122).

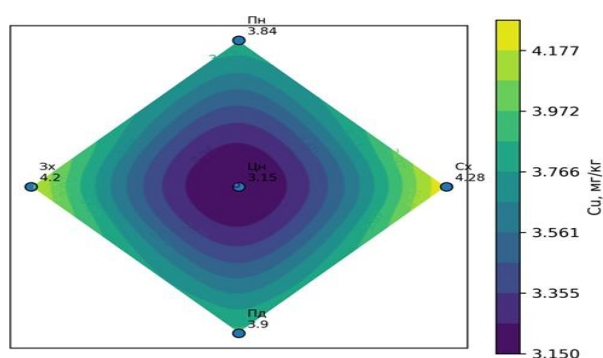


Рисунок 4.122 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів кадмію: найвищий показник зафіксовано з південного боку – 0,34 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається з північного – 0,22 (мг/кг), західного – 0,17 (мг/кг), східного боку – 0,14 (мг/кг). Найнижчий показник виявлено у центральній частині полігону – 0,05 (мг/кг) (рис. 4.123).

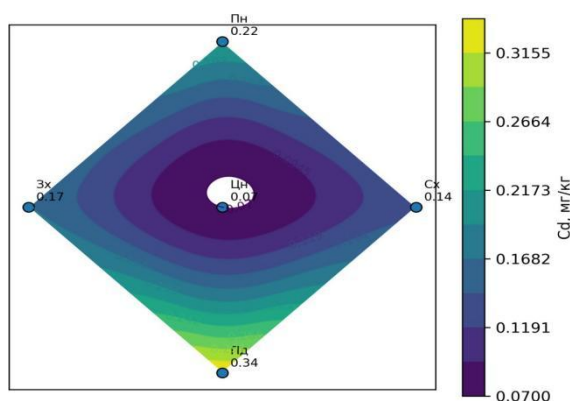


Рисунок 4.123 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів цинку: найвищий показник виявлено з південного боку – 6,71 (мг/кг). Дещо менші концентрації спостерігаються із західного – 6,34 (мг/кг), східного – 6,2 (мг/кг) та північного боків – 5,45 (мг/кг). Найнижчий рівень вмісту цього елемента виявлено у зразку з центру – 4,15 (мг/кг) (рис. 4.124).

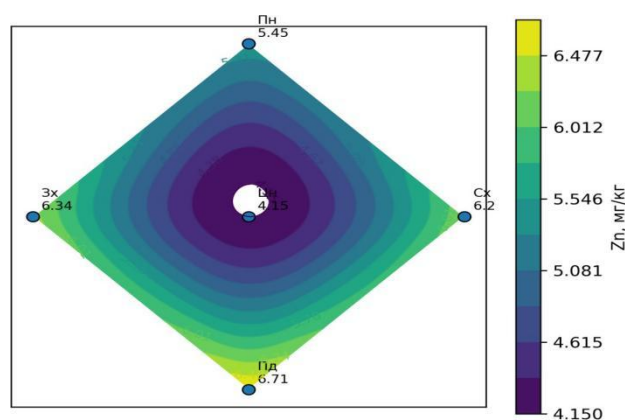


Рисунок 4.124 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Верба козяча (Salix caprea L.)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів плумбуму: найвищий показник нетипово зафіксовано у центральній частині полігону – 1,52 (мг/кг), а дещо менший із західного боку – 1,5 (мг/кг). З південного та північного боків концентрації становлять – 1,41 (мг/кг) та 1,356 (мг/кг) відповідно. Найнижчий рівень вмісту цього елемента відмічено у зразку зі східного боку полігону – 1,25 (мг/кг) (рис. 4.125).

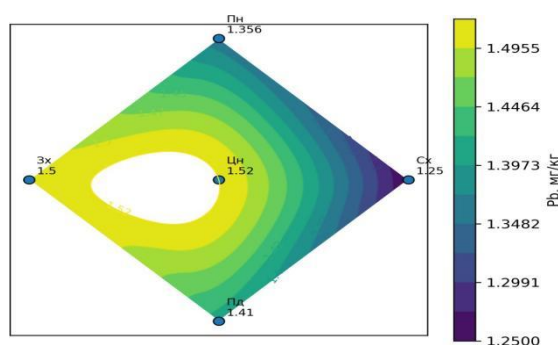


Рисунок 4.125 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів купруму: найвищий показник виявлено зі східного боку – 5,8 (мг/кг), а дещо менший із західного – 5,6 (мг/кг). З північного та південного боків показники становлять – 5,3 (мг/кг) та 5 (мг/кг), а у зразку з центру – 4,9 (мг/кг) (рис. 4.126).

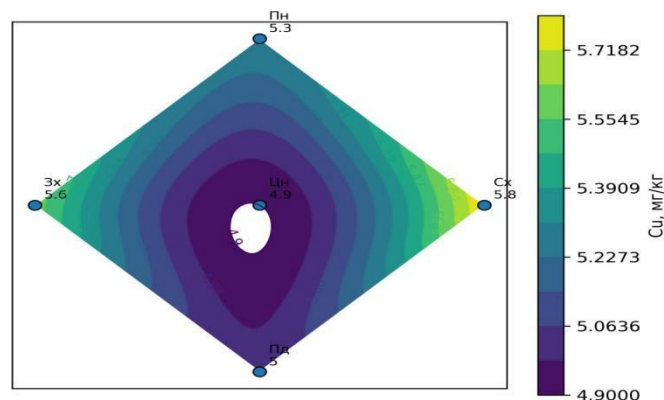


Рисунок 4.126 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів кадмію, найвищу концентрацію зафіксовано зі східного боку – 0,05 (мг/кг). Поступове зменшення показників спостерігається з південного – 0,04 (мг/кг) та північного – 0,03 (мг/кг) боків. Найнижчі та рівнозначні рівні вмісту цього елемента відмічено у зразку із західного боку та в центрі – 0,02 (мг/кг) (рис. 4.127).

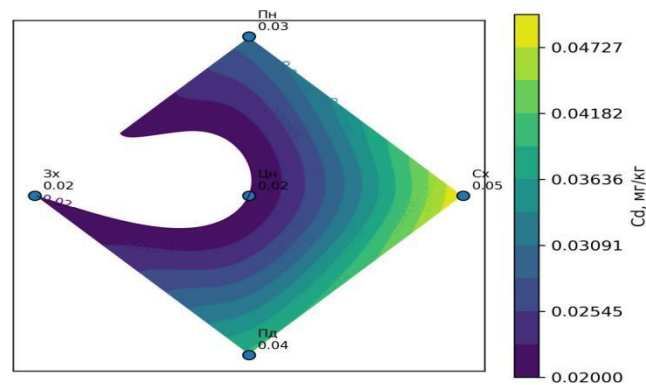


Рисунок 4.127 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів цинку: найвищий показник зафіксовано з північного боку – 3,46 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається з південного – 3,04 (мг/кг), західного – 2,97 (мг/кг) та східного боків полігону – 2,74 (мг/кг), у центральній частині полігону – 2,31 (мг/кг) (рис. 4.128).

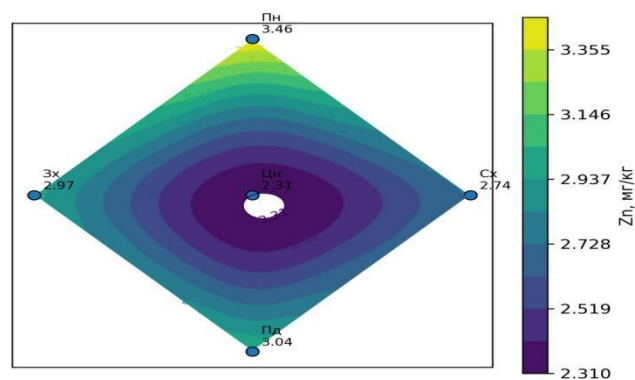


Рисунок 4.128 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Конюшина лучна (Trifolium pratense L.)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів плумбуму: найвищий показник виявлено з південного боку – 1 (мг/кг). У центральній частині полігону показник – 0,8 (мг/кг), а із західного та північного боків концентрації – 0,73 (мг/кг) та 0,72 (мг/кг) відповідно. Найнижчий рівень вмісту цього елемента нетипово відмічено у зразку зі сходу – 0,65 (мг/кг) (рис. 4.129).

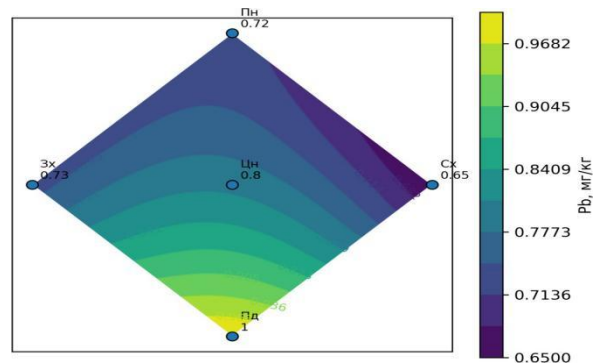


Рисунок 4.129 – Розподіл вмісту плумбуму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Щодо розподілу показників вмісту іонів купруму, найвищу концентрацію зафіксовано зі східного боку – 4,65 (мг/кг), а дещо меншу із західного – 4,57 (мг/кг). З південного та північного боків показники становлять – 4,35 (мг/кг) та 4,32 (мг/кг). Найнижчий рівень накопичення встановлено на рівні – 4,2 (мг/кг) у центральній частині полігону (рис. 4.130).

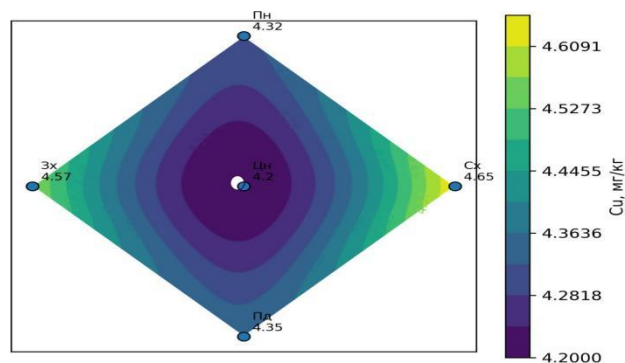


Рисунок 4.130 – Розподіл вмісту купруму у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Шляхом проведених досліджень встановлено наступний розподіл показників вмісту іонів кадмію: найвищий показник зафіксовано з північного боку – 0,07 (мг/кг). Дещо меншу концентрацію виявлено із західного боку – 0,06 (мг/кг). Зі східного та південного боків показники рівнозначні – 0,05 (мг/кг). Найнижчий показник виявлено у центрі полігону – 0,04 (мг/кг) (рис. 4.131).

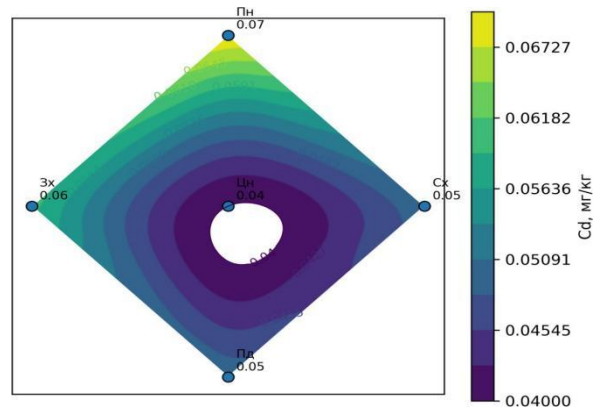


Рисунок 4.131 – Розподіл вмісту кадмію у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Зафіксовано таку диференціацію показників вмісту іонів цинку: найвищий показник виявлено зі східного боку – 2,67 (мг/кг). Поступове зменшення концентрації спостерігається із західного – 2,5 (мг/кг), південного – 2,34 (мг/кг), північного – 1,85 (мг/кг) боків полігону. Найнижчий рівень вмісту цього елемента виявлено у зразку з центру полігону – 1,75 (мг/кг) (рис. 4.132).

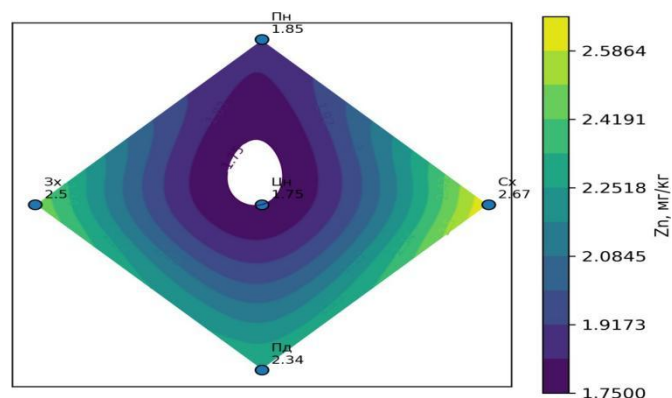


Рисунок 4.132 – Розподіл вмісту цинку у рослинному матеріалі із усіх сторін полігону у осінній період, (мг/кг)

Зведені результати дозволили виявити перевищення рівнів ГДК у ряді досліджуваних видів.

У весняний період дослідження зафіксовано наступне перевищення ГДК:

кадмію: (*Robinia pseudoacacia* L.): північний бік – 0,22 мг/кг, з південного боку – 0,34 мг/кг, з західного – 0,17 мг/кг, східного – 0,14 мг/кг і у центральній частині – 0,07 мг/кг; (*Populus tremula* L.): північний бік – 0,12 мг/кг, з південного боку – 0,09 мг/кг, з західного – 0,08 мг/кг, східного – 0,06 мг/кг; (*Betula pendula* Roth.): північний бік – 0,15 мг/кг, з південного боку – 0,13 мг/кг, з західного – 0,11 мг/кг, східного – 0,14 мг/кг і у центральній частині – 0,08 мг/кг; (*Plantago major* L.): північний бік – 0,07 мг/кг, з південного боку – 0,06 мг/кг; (*Trifolium pratense* L.): північний бік – 0,07 мг/кг, з південного боку – 0,05 мг/кг, з західного – 0,06 мг/кг, східного – 0,05 мг/кг; (*Artemisia absinthium* L.): північний бік – 0,08 мг/кг, з південного боку – 0,07 мг/кг, з західного – 0,06 мг/кг, східного – 0,09 мг/кг і у центральній частині – 0,05 мг/кг.

купрум: (*Populus tremula* L.): з південного боку – 5,5 мг/кг, з західного – 5,9 мг/кг, східного – 5,2 мг/кг; (*Salix caprea* L.): північний бік – 5,3 мг/кг, з південного боку – 5,0 мг/кг, з західного – 5,6 мг/кг, східного – 5,8 мг/кг. (*Plantago major* L.): північний бік – 5,61 мг/кг, з південного боку – 5,4 мг/кг, з західного – 5,58 мг/кг, східного – 6,01 мг/кг і у центральній частині – 5,24 мг/кг; (*Artemisia absinthium* L.): північний бік – 6,21 мг/кг, з південного боку – 6,24 мг/кг, з західного – 6,12 мг/кг, східного – 6,01 мг/кг і у центральній частині – 5,38 мг/кг.

У літній період дослідження зафіксовано наступне перевищення ГДК:

кадмію: (*Robinia pseudoacacia* L.): північний бік – 0,25 мг/кг, з південного боку – 0,4 мг/кг, з західного – 0,19 мг/кг, східного – 0,17 мг/кг і у центральній частині – 0,09 мг/кг; (*Populus tremula* L.): північний бік – 0,4 мг/кг, з південного боку – 0,1 мг/кг, з західного – 0,09 мг/кг, східного – 0,08

мг/кг; (*Betula pendula* Roth.): північний бік – 0,18 мг/кг, з південного боку – 0,16 мг/кг, з західного – 0,14 мг/кг, східного – 0,15 мг/кг і у центральній частині – 0,1 мг/кг; (*Plantago major* L.): північний бік – 0,09 мг/кг, з південного боку – 0,08 мг/кг, схід – 0,06 мг/кг; (*Trifolium pratense* L.): північний бік – 0,09 мг/кг, з південного боку – 0,06 мг/кг, з західного – 0,08 мг/кг, східного – 0,07 мг/кг; (*Artemisia absinthium* L.): північний бік – 0,1 мг/кг, з південного боку – 0,08 мг/кг, з західного – 0,07 мг/кг, східного – 0,1 мг/кг і у центральній частині – 0,07 мг/кг.

купруму: (*Populus tremula* L.): з південного боку – 5,6 мг/кг, з західного – 6,1 мг/кг, східного – 5,4 мг/кг; (*Salix caprea* L.): північний бік – 5,6 мг/кг, з південного боку – 5,1 мг/кг, з західного – 5,8 мг/кг, східного – 6,0 мг/кг і у центральній частині – 5,1 мг/кг; (*Plantago major* L.): північний бік – 5,64 мг/кг, з південного боку – 5,48 мг/кг, з західного – 5,6 мг/кг, східного – 6,04 мг/кг і у центральній частині – 5,28 мг/кг; (*Artemisia absinthium* L.): північний бік – 6,34 мг/кг, з південного боку – 6,30 мг/кг, з західного – 6,15 мг/кг, східного – 6,1 мг/кг і у центральній частині – 5,52 мг/кг.

У осінній період дослідження зафіксовано наступне перевищення ГДК:

кадмію: (*Robinia pseudoacacia* L.): північний бік – 0,23 мг/кг, з південного боку – 0,36 мг/кг, з західного – 0,17 мг/кг, східного – 0,14 мг/кг і у центральній частині – 0,08 мг/кг; (*Populus tremula* L.): північний бік – 0,13 мг/кг, з південного боку – 0,11 мг/кг, з західного – 0,07 мг/кг, східного – 0,06 мг/кг; (*Betula pendula* Roth.): північний бік – 0,17 мг/кг, з південного боку – 0,16 мг/кг, з західного – 0,14 мг/кг, східного – 0,14 мг/кг і у центральній частині – 0,09 мг/кг; (*Plantago major* L.): північний бік – 0,09 мг/кг, з південного боку – 0,06 мг/кг, схід – 0,05 мг/кг; (*Trifolium pratense* L.): північний бік – 0,09 мг/кг, з південного боку – 0,06 мг/кг, з західного – 0,07 мг/кг, східного – 0,08 мг/кг; (*Artemisia absinthium* L.): північний бік – 0,08 мг/кг, з південного боку – 0,07 мг/кг, з західного – 0,06 мг/кг, східного – 0,08 мг/кг і у центральній частині – 0,05 мг/кг.

купруму: (*Populus tremula* L.): з південного боку – 5,48 мг/кг, з західного – 6,0 мг/кг, східного – 5,1 мг/кг; (*Salix caprea* L.): північний бік – 5,2 мг/кг, з південного боку – 5,1 мг/кг, з західного – 5,08 мг/кг, східного – 5,73 мг/кг і у центральній частині – 5,73 мг/кг; (*Plantago major* L.): північний бік – 5,62 мг/кг, з південного боку – 5,45 мг/кг, з західного – 5,54 мг/кг, східного – 6,01 мг/кг і у центральній частині – 5,24 мг/кг; (*Artemisia absinthium* L.): північний бік – 6,31 мг/кг, з південного боку – 6,27 мг/кг, з західного – 6,11 мг/кг, східного – 6,08 мг/кг і у центральній частині – 5,5 мг/кг.

Висновки до Розділу 4

1. Важливою інформаційно-науковою складовою досліджень, який є невід’ємним елементом комплексного моніторингу стану полігонів побутових відходів, є вивчення концентрацій іонів важких металів у едафотопах, яке дозволяє виявити масштаби забруднення, попередити отруєння ґрунтових вод і накопичення токсичних елементів у ланцюгу “едафотоп-рослини”.

Зведені результати дозволили виявити перевищення рівня ГДК купруму: північний бік – у 1,8 рази, з південного боку – у 1,7 разів, з західного – у 1,8 рази, східного – у 1,7 рази і у центральній частині – у 2 рази.

Плюмбуму : північний бік – у 26,5 рази, з південного боку – у 23,3 рази, з західного – 20,3 рази, східного – у 20,2 рази і у центр – у 32 рази.

Арсену : північний бік – у 1,2 рази, з південного боку – у 1,2 рази, з західного – у 1,07 рази, східного – у 1,2 рази і у центр – у 1,2 рази.

2. На полігонах побутових відходів, міграція та накопичення здійснюється у послідовному ланцюжку “едафотоп-рослини”, було вивчення рівнів накопичення іонів важких металів у надземній частині рослинного покриву, зростаючого на території досліджуваних полігонів побутових відходів. Це дуже актуально тому, що дозволить скласти повну картину міграційно-накопичуючих процесів на даних техногенно-небезпечних об’єктах, відповідно, здійснити оцінку ризиків для здоров’я, здійснити, фітоіндикацію техногенного забруднення, зменшити ризики вторинного забруднення та розробити рекомендації, стосовно майбутнього процесу рекультивації полігонів після виведення їх з експлуатації.

На території Ужгородського полігону здійснено лабораторний аналіз на вміст іонів важких металів у рослинному матеріалі.

Зведені результати дозволили виявити перевищення рівнів ГДК у ряді досліджуваних видів. У весняний період: кадмію: *Robinia pseudoacacia* L., *Populus tremula* L., *Betula pendula* Roth., *Plantago major* L., *Trifolium pratense* L., *Artemisia absinthium* L.; купруму: *Populus tremula* L., *Salix*

caprea L., *Plantago major* L., *Artemisia absinthium* L., купруму: *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Plantago major* L., *Artemisia absinthium* L.

У літній період: кадмію: *Robinia pseudoacacia* L., *Populus tremula* L., *Betula pendula* Roth., *Plantago major* L., *Trifolium pratense* L., *Artemisia absinthium* L.; купруму: *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Plantago major* L., *Artemisia absinthium* L., купруму: *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Plantago major* L., *Artemisia absinthium* L.

У осінній період: кадмію: *Robinia pseudoacacia* L., *Populus tremula* L., *Betula pendula* Roth., *Plantago major* L., *Trifolium pratense* L., *Artemisia absinthium* L.; купруму: *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Plantago major* L., *Artemisia absinthium* L., купруму: *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Plantago major* L., *Artemisia absinthium* L.

РОЗДІЛ 5. ПРОПОЗИЦІЇ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ СПРЯМОВАНІ НА ОПТИМІЗАЦІЮ СИСТЕМИ УПРАВЛІННЯ ПОЛІГОНАМИ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

5.1. Збереження рослинного вкриття в процесі природної фітомеліорації полігонів побутових відходів

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.

Зважаючи на обсяг і комплексні напрямки проведених досліджень в межах вибраних полігонів побутових відходів Закарпатської низовини, важливим є комплекс заходів, спрямованих на удосконалення заходів, спрямованих на оптимізацію заходів з моніторингу досліджуваних полігонів.

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 [148].

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.

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

Мінімізація впливу полігонів на довкілля та здоров'я населення, потребує комплексного підходу, що базується на поєднанні науково обґрунтованих методів моніторингу, технічних рішень та екологічних практик (рис. 5.1).

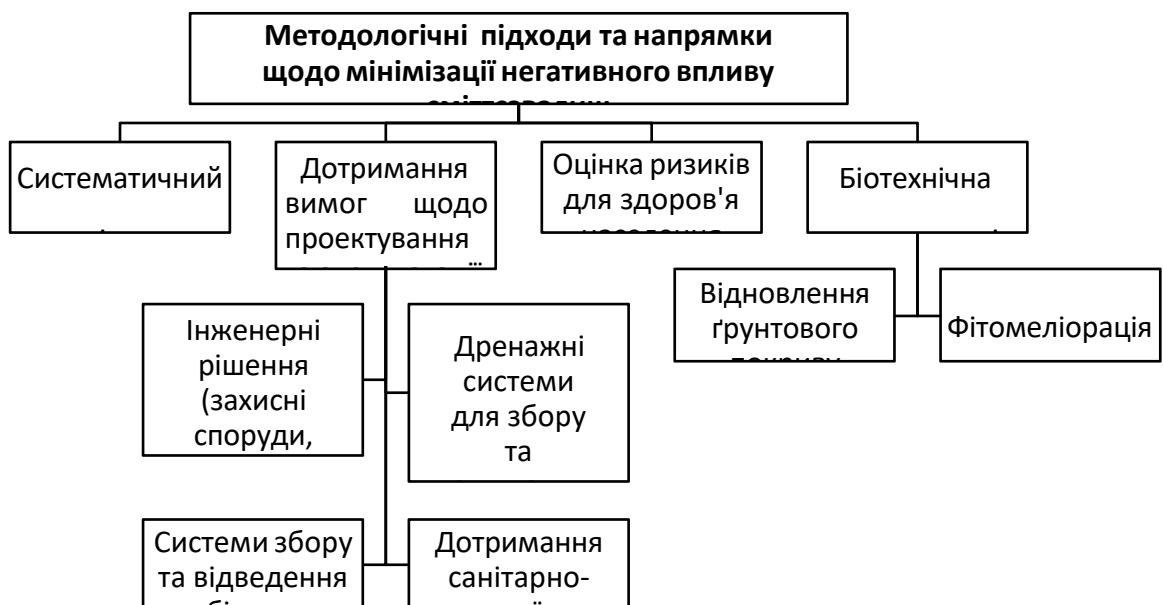


Рисунок 5.1 – Методологічні підходи та напрями щодо мінімізації негативного впливу полігонів побутових відходів [148].

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 рекультивация, 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.

5.3. Підходи та рекомендації, спрямовані на оптимізацію системи екологічного моніторингу полігонів побутових відходів Закарпатської низовини

Сучасний стан поводження з побутовими відходами в Україні характеризується значною кількістю полігонів і сміттєзвалищ, значна частина яких функціонує з порушенням екологічних вимог та не відповідає сучасним стандартам екологічної безпеки. Особливо актуальною ця проблема є для Закарпатської низовини, яка характеризується високою щільністю населення, інтенсивним господарським освоєнням території, розвиненою річковою мережею та складними гідрогеологічними умовами. За таких обставин забезпечення ефективного екологічного моніторингу полігонів побутових відходів є одним із ключових інструментів запобігання деградації природних екосистем та виникненню екологічних ризиків.

Проведений аналіз існуючої системи контролю за станом довкілля в районах розміщення полігонів свідчить про наявність низки проблем яких:

- недостатня кількість спостережних пунктів,
- нерегулярність відбору проб,

- відсутність автоматизованих засобів контролю,
- обмежене використання геоінформаційних технологій
- недостатня інтеграція результатів моніторингу в систему прийняття управлінських рішень.

У зв'язку з цим виникає необхідність удосконалення існуючих підходів до організації екологічного моніторингу шляхом впровадження сучасних методів спостереження, аналізу та прогнозування.

Одним із пріоритетних напрямів оптимізації системи моніторингу є створення регіональної інтегрованої інформаційної системи, яка забезпечуватиме накопичення, обробку та аналіз екологічних даних щодо функціонування полігонів побутових відходів. Така система повинна об'єднувати результати спостережень за станом атмосферного повітря, поверхневих і підземних вод, ґрунтового покриву, рослинності та санітарно-епідеміологічної ситуації на прилеглих територіях. Використання єдиної інформаційної платформи сприятиме оперативному виявленню негативних змін та забезпечить наукове обґрунтування природоохоронних заходів.

Важливим елементом удосконалення моніторингу є розширення мережі спостережних пунктів у межах зон впливу полігонів. Особлива увага повинна приділятися контролю якості підземних вод, оскільки для Закарпатської низовини характерна висока проникність окремих геологічних порід та наявність значних запасів підземних вод, які використовуються для господарсько-питного водопостачання. Регулярний контроль за вмістом важких металів, сполук азоту, органічних забруднювачів та інших небезпечних компонентів дозволить своєчасно виявляти загрози забруднення горизонтів.

Перспективним напрямом є впровадження геоінформаційних систем та технологій дистанційного зондування Землі. Використання супутникових даних і безпілотних літальних апаратів дає можливість здійснювати оперативний контроль за змінами земельного покриву, поширенням забруднення, розвитком ерозійних процесів та виникненням несанкціонованих місць складування відходів. Просторовий аналіз отриманої інформації дозволяє визначати

найбільш уразливі ділянки та прогнозувати можливі екологічні наслідки функціонування полігонів.

Особливе значення має впровадження автоматизованих систем екологічного контролю, які забезпечують безперервне спостереження за параметрами навколишнього середовища. Насамперед це стосується:

- моніторингу концентрації полігонного газу,
- складу фільтрату,
- температурного режиму тіла полігону
- показників атмосферного повітря.

Автоматизація процесів спостереження підвищує достовірність отриманих даних та дозволяє оперативно реагувати на виникнення аварійних ситуацій.

Для підвищення ефективності екологічного моніторингу доцільно застосовувати ризик-орієнтований підхід, який передбачає визначення територій з найбільшим рівнем потенційної екологічної небезпеки. Такий підхід дозволяє концентрувати ресурси на найбільш проблемних об'єктах та забезпечує раціональне використання фінансових і технічних можливостей органів управління.

Таким чином, оптимізація системи екологічного моніторингу полігонів побутових відходів Закарпатської низовини повинна базуватися на принципах комплексності, системності, безперервності та наукової обґрунтованості. Реалізація запропонованих заходів сприятиме підвищенню рівня екологічної безпеки регіону, своєчасному виявленню негативних змін у навколишньому природному середовищі та забезпеченню ефективного управління об'єктами поводження з відходами.

Висновки до Розділу 5

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

2. 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).

3. Автоматизація процесів спостереження підвищує достовірність отриманих даних та дозволяє оперативно реагувати на виникнення аварійних ситуацій.

4. Для підвищення ефективності екологічного моніторингу доцільно застосовувати ризик-орієнтований підхід, який передбачає визначення територій з найбільшим рівнем потенційної екологічної небезпеки. Такий підхід дозволяє концентрувати ресурси на найбільш проблемних об'єктах та забезпечує раціональне використання фінансових і технічних можливостей органів управління.

ВИСНОВКИ

1. Полігони побутових відходів є потужними джерелами техногенного навантаження. За основними факторами їх впливу на довкілля, можна виділити кілька категорій: 1) Забруднення водних ресурсів, через утворення фільтрату, створення загроз для підземних і поверхневих вод; 2) Викиди в атмосферне повітря в результаті токсичного випаровування, горіння, утворення біогазу; 3) Деградація ґрунтів та ландшафтів внаслідок часто докорінних змін рельєфу та порушення біоценозів, генерування значної кількості хімічних забрудників, 4) Значний біологічний та епідеміологічний вплив через поширення патогенів і збудників різних захворювань; 5) Соціально-економічний фактор, зумовлений втратою рекреаційної та економічної цінності земель.

2. Горіння полігонів побутових відходів являє собою надзвичайну екологічну та техногенну катастрофу. Наслідки горіння відходів для навколишнього середовища мають комплексний негативний характер. Під час неконтрольованого горіння полігонів утворюється високотоксичний дим, що містить канцерогени (діоксини, фурани), іони важких металів, отруйні задимлюючі гази. Результатом чого, є забруднення повітря, чадним газом, оксидами азоту і сірки, парниковими газами, створення загроз для особового складу ДСНС, працівників полігонів, довколишнього населення. Крім того відбувається отруєння ґрунтів, поверхневих та підземних вод, токсичним попелом, золою, яка містить важкі метали, забруднення водоносних горизонтів токсичними фільтратами. Значний вплив здійснюється також на флору і фауну регіону, наслідком чого є скорочення біорізноманіття.

3. Фільтрати полігонів побутових відходів створюють катастрофічні наслідки для гідрографічної мережі. Просочуючись через ґрунти, високотоксичні рідини, забруднюють підземні водоносні горизонти та поверхневі водойми (річки, струмки) іонами важких металів і небезпечними хімічними сполуками. Наслідком чого, є отруєння водних організмів, масове

цвітіння води та порушення екологічного балансу водних екосистем, скорочення різноманіття гідробіонтів.

4. Питання моніторингу впливу полігонів побутових відходів є вкрай важливим інструментом забезпечення належного рівня екологічної безпеки регіону, збереження компонентів довкілля та зменшення негативного впливу на населення. Тому важливим є комплексний підхід, який включає вивчення атмосферного середовища едафічних та гідрологічних умов, використання фітоценотичних, фенологічних, фізико-хімічних методів дослідження.

5. Як показав попередній аналіз, усі досліджувані полігони побутових відходів функціонують із порушенням еколого-санітарних норм, які спричиняють забруднення компонентів довкілля, утворення фільтратів, загорання. Крім того усі досліджені об'єкти суттєво перевантажені побутовими відходами, котрі і генерують значний обсяг загроз.

6. Вивчення токсичності ґрунтів на полігонах за допомогою тест-рослин, є важливим для оцінки екологічної безпеки порушених територій, зокрема токсичності едафотопів. За отриманими результатами *Lepidium sativum* L. і *Sinapis alba* L. виявили доволі високу енергію проростання, від 50 до 90%.

На субстратах з Ужгородського полігону, найвищий рівень проростання з південного боку (90% / 80%), мінімальний у центрі (50% / 50%), з східного (80% / 70%), західного (70% / 60%), з північного боку (60% / 50%).

На субстратах Березівського полігону теж найвищий рівень проростання у зразку з південного боку (80% / 70%), східного (70% / 70%), західного (60% / 50%), північного (50% / 50%) і в центральній частині (40% / 50%),

Нижчі показники проростання встановлено на субстратах з Мукачівського полігону: південний бік (70% / 70%), схід (60% / 60%), північ (60% / 50%), захід (50% / 50%) і центр (50% / 40%).

7. Проведений аналіз статистики пожеж за період 2023–2026 рр. підтверджує, що досліджувані полігони, перебувають у стані прогресуючої екологічної деградації. Пожежі стали не випадковими, а закономірним результатом накопичення внутрішньої енергії у масивах відходів. Подальше

їхнє функціонування без докорінної зміни підходів до управління ними, призведе до незворотного забруднення регіону. Лише через поєднання технологічного контролю, впровадження систем раннього моніторингу та переходу до замкнутого циклу переробки відходів, можна зменшити ризик пожеж, підвищити рівень екологічної безпеки регіону.

8. Оцінка рівня жаростійкості, який ілюструє стійкість рослин до умов зростання на полігонах розділилась наступним чином: найвищий рівень (у балах): *Galinsoga ciliata* (Rafin.) - 8,2; *Impatiens parviflora* DC. - 8,2; *Potentilla anserina* L. - 8,2; *Tussilago farfara* L. - 9,4; *Plantago major* L. - 9,4 і *Plantago lanceolata* L. - 9,4. Середній рівень: *Galium aparine* L. - 10,2; *Polygonum hydropiper* L. - 10,2; *Achillea submillefolium* Klok. - 11,0 і *Chenopodium glaucum* L. - 11,2. Найнижчий рівень: *Bidens tripartita* L. - 12,2; *Artemisia vulgaris* L. - 12,2; *Arctium lappa* L. - 12,4; *Taraxacum officinale* L. - 12,8; *Artemisia absinthium* L. - 13,6 і *Sonchus arvensis* L. - 13,6.

9. За результатами досліджень посухостійкості, трав'янисті піонерні види, розподілені на три категорії: високо посухостійкі (*Artemisia vulgaris* L. - 4,7, *Taraxacum officinale* L. - 4,7, *Plantago lanceolata* L. - 4,7, *Tussilago farfara* L. - 4,8 і *Plantago major* L. - 4,8), середньо посухостійкі (*Arctium lappa* L. - 4,5, *Artemisia absinthium* L. - 4,5, *Bidens tripartita* L. - 4,5, *Chenopodium glaucum* L. - 4,5, *Potentilla anserina* L. - 4,5, *Elymus repens* (L.) Gould. - 4,5, *Equisetum arvense* L. - 4,5 і *Rumex conglomeratus* Murr. - 4,5) і низько посухостійкі (*Galium aparine* L. - 4,2, *Impatiens parviflora* DC. - 4,2, *Thlaspi arvense* - 4,2, *Achillea submillefolium* Klok. - 4,3, *Galinsoga ciliata* (Rafin.) - 4,3, *Sonchus arvensis* L. - 4,3 і *Polygonum hydropiper* L. - 4,3).

10. Аналіз рівнів газостійкості рослин на території полігонів засвідчив, що найбільшою уражаючою знатністю володіє NO₂, дещо нижчою Cl₂ і O₃, а найменшою SO₂. Найвищу стійкість до дії газів, проявили види *Tussilago farfara* L., *Taraxacum officinale* L., *Artemisia vulgaris* L. Помірний рівень газостійкості *Chenopodium album* L., а низький рівень у *Plantago major* L. та *Arctium lappa* L.

11. Найвищий рівень солестійкості зафіксовано у видів: *Artemisia vulgaris* L. (4% NaCl - 10%, 4% Na₂SO₄ - 25%, контроль - 6%), *Chenopodium glaucum* L. (4% NaCl - 11%, 4% Na₂SO₄ - 25%, контроль - 4%), *Bidens tripartita* L. (4% NaCl - 12%, 4% Na₂SO₄ - 28%, контроль - 3%), *Taraxacum officinale* L. (4% NaCl - 15%, 4% Na₂SO₄ - 29%, контроль - 6%). Нижча солестійкість у *Plantago major* L. (4% NaCl - 19%, 4% Na₂SO₄ - 40%, контроль - 5%), *Impatiens parviflora* DC. (4% NaCl - 22%, 4% Na₂SO₄ - 43%, контроль - 8%), *Polygonum hydropiper* L. (4% NaCl - 20%, 4% Na₂SO₄ - 45%, контроль - 5%).

12. У сезонному аспекті рівень імпедансу зростає з травня по липень, а з серпня по вересень поступово зменшується. Найвищі показники імпедансу зафіксовані у *Betula pendula* L., *Pinus sylvestris* L., *Populus nigra* L., дещо нижчі у *Acer negundo* L., *Populus tremula* L.

Співвідношення індексів життєвості трав'янистої рослинності досліджуваних полігонів за показниками флуоресценції хлорофілів, вказує що найвищі рівні індексу життєвості, зафіксовані у рослин, відібраних на території Ужгородського полігону (сумарне значення 2,33), дещо нижче з полігону у м. Берегово (сумарне значення 2,11) і найнижче у рослинних зразках з полігону у м. Мукачево (сумарне значення 1,95).

13. Розподіл за рівнем фітонцидності як фактора покращення санітарного стану досліджуваних полігонів побутових відходів, є наступним: дуже високою фітонцидні види (*Pinus sylvestris* L., *Populus tremula* L., *Betula pendula* L., *Prunus spinosa* L., *Populus alba* L.), високофітонцидні (*Quercus robur* L., *Salix alba* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *Robinia pseudoacacia* L., *Salix caprea* L.), середньофітонцидні (*Rosa canina* L., *Malus sylvestris* Mill.).

14. Оцінка санітарного стану деревно-чагарникових насаджень полігонів показала, що найбільшу частку з типів ушкоджень посідають висихаючі насадження, які становили частку 65–74%. Найбільше їх виявлено на території Ужгородського полігону – 74%, Берегівського – 70%, Мукачівського – 65%.

Дещо меншу частку займають суховершинні насадження: Ужгородський полігон – 15%, Мукачівський – 20% і Берегівський – 21%. Розподіл сухостоїв:

Ужгородського полігон – 5%, Мукачівський – 8%, Берегівський – 3%, аварійних: Мукачівський полігон – 7%, Ужгородський – 6% і Берегівський – 3%.

15. Досліджувані види за атрактивністю відносимо до наступних груп:
а) високо декоративні: *Robinia pseudoacacia* L. (6,8; 7,3), *Salix caprea* L. (6,5; 6,8), *Betula pendula* L. (6,6; 7,0), *Populus alba* L. (6,3; 6,5); б) декоративні: *Quercus robur* L. (6,0; 6,2), *Malus sylvestris* Mill. (5,7; 6,1), *Salix alba* L. (5,5; 5,9), *Sambucus nigra* L. (5,3; 5,5); низькодекоративні: *Acer negundo* L. (5,0; 5,4), *Populus tremula* L. (4,8; 5,2). Дослідження показали, що найбільше представлені види I та II груп – 40%, III – 20%.

16. Зведені результати дозволили виявити перевищення рівня ГДК купрум: північний бік – у 1,8 рази, з південного боку – у 1,7 разів, з західного – у 1,8 рази, східного – у 1,7 рази і у центральній частині – у 2 рази.

Плюмбуму : північний бік – у 26,5 рази, з південного боку – у 23,3 рази, з західного – 20,3 раи, східного – у 20,2 рази і у центр – у 32 рази.

Арсену : північний бік – у 1,2 рази, з південного боку – у 1,2 рази, з західного – у 1,07 рази, східного – у 1,2 рази і у центр – у 1,2 рази.

17. На території Ужгородського полігону здійснено лабораторний аналіз на вміст іонів важких металі у рослинному матеріалі.

Зведені результати дозволили виявити перевищення рівнів ГДК у ряді досліджуваних видів. У весняний період: кадмію: *Robinia pseudoacacia* L., *Populus tremula* L., *Betula pendula* Roth., *Plantago major* L., *Trifolium pratense* L., *Artemisia absinthium* L.; купрум: *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Plantago major* L., *Artemisia absinthium* L., купрум: *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Plantago major* L., *Artemisia absinthium* L.

У літній період: кадмію: *Robinia pseudoacacia* L., *Populus tremula* L., *Betula pendula* Roth., *Plantago major* L., *Trifolium pratense* L., *Artemisia absinthium* L.; купрум: *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Plantago major* L., *Artemisia absinthium* L., купрум: *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Plantago major* L., *Artemisia absinthium* L.

У осінній період: кадмію: *Robinia pseudoacacia* L., *Populus tremula* L., *Betula pendula* Roth., *Plantago major* L., *Trifolium pratense* L., *Artemisia absinthium* L.; купруму: *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Plantago major* L., *Artemisia absinthium* L., купруму: *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Plantago major* L., *Artemisia absinthium* L.

18. 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).

19. Автоматизація процесів спостереження підвищує достовірність отриманих даних та дозволяє оперативно реагувати на виникнення аварійних ситуацій.

20. Для підвищення ефективності екологічного моніторингу доцільно застосовувати ризик-орієнтований підхід, який передбачає визначення територій з найбільшим рівнем потенційної екологічної небезпеки. Такий підхід дозволяє концентрувати ресурси на найбільш проблемних об'єктах та забезпечує раціональне використання фінансових і технічних можливостей органів управління.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Андрейцев В. І., Пустовойт М. А., Калиновський С. В. та ін. Екологічна експертиза: право та практика. Київ, 1992. 206 с.
2. Бабич О. В., Шуляк М. В. Біотехнології в охороні навколишнього середовища : навч. посіб. Львів : Видавництво Львівської політехніки, 2015. 322 с.
3. Безсонова В. П. Практикум з фізіології рослин. Дніпропетровськ, 2006. 316 с.
4. Березюк О. В., Краєвський В., Березюк Л. Світові тенденції зменшення кількості сміттєзвалищ на прикладі США. Наукові праці Вінницького національного технічного університету. 2020. № 1.
5. Березюк О. В. Регресійна залежність концентрації міді в ґрунтах при віддаленні від полігонів твердих побутових відходів. Наукові праці Вінницького національного технічного університету. 2023. № 3.
6. Боголюбов В. М., Клименко М. О., Мокін В. Б. та ін. Моніторинг довкілля. Київ : НУБіП України, 2018. 435 с.
7. Бойко Т. В., Попович В. В., Скиба Т. К., Босак П. В. Горіння сміттєзвалищ та їх вплив на біоту. *Current Issues of Science, Education and Society: Experience and Prospects : Proceedings of the International Scientific and Practical Conference (Tampere, Finland, July 19, 2024)*. Tampere, 2024. С. 25–26.
8. Бойко Т. В., Дочинець В. В., Попович В. В. Адаптація правової політики України до *acquis* ЄС щодо моделі поводження із побутовими відходами. Закарпатські правові читання. Адаптація правової політики України до *acquis* ЄС : матеріали XVIII Міжнар. наук.-практ. конф. (Ужгород, 23–24 квіт. 2026 р.). Ужгород, 2026. С. 382–384. DOI: <https://doi.org/10.36059/978-966-397-601-3-88>
9. Водна рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. Київ, 2006. 244 с.
10. Водний кодекс України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-вр#Text>

11. Войціховська А., Кравченко О., Мелень-Забрамна О., Панькевич М. Кращі європейські практики управління відходами / за заг. ред. О. Кравченко. Львів : Компанія «Манускрипт», 2019. 64 с.
12. Гардашук Т. В. Поводження з відходами як глобальна проблема. Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології : матеріали Національного форуму. Київ, 2016.
13. Геник Я. Еколого-біологічні основи відновлення ландшафтів, порушених звалищами та полігонами твердих побутових відходів. Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України. 2009. Т. 19, № 2. С. 77–81.
14. Герман Т. Ю. Фітоекстракція в технології очищення ґрунтів від важких металів : монографія. Львів : Видавництво Львівської політехніки, 2019. 300 с.
15. Гончаренко В. Ф. Використання біоіндикації у моніторингу якості навколишнього середовища. Науковий вісник НУБіП України. Серія: Екологія. 2019. № 281. С. 123–129.
16. Гончаренко І. В. Фітоіндикація антропогенного навантаження. 2021. URL: https://www.researchgate.net/publication/321857776_Fitoindikacia_antropogenного_navantazenna
17. Горелов О. М. Еколого-морфологічні основи концепції фітогенного поля : автореф. дис. ... д-ра біол. наук. Київ, 2014. 37 с.
18. Грицалик О. А., Хром'як У. В. Тверді побутові відходи – важлива проблема сучасного суспільства. Проблеми та перспективи розвитку системи безпеки життєдіяльності : тези доп. XII Міжнар. наук.-практ. конф. молодих вчених, курсантів та студентів (Львів, 23–24 берез. 2017 р.). Львів : ЛДУ БЖД, 2017. С. 268.
19. Гудков І. М., Кашпаров В. О., Паренюк О. Ю. Радіоекологічний моніторинг : навч. посіб. Київ : НУБіП України, 2019.
20. Гуменюк Г. Д. Поводження з відходами: вимоги Європейського Союзу і законодавства України. Стандартизація, сертифікація, якість. 2015. № 3. С. 26–29.

21. Гуменюк О., Цискарідзе Д., Кошеру І. Розумне управління відходами спільнот : посібник. 2018. 42 с.
22. ДБН В.2.4-2-2005. Полігони твердих побутових відходів. Основи проектування. Київ, 2005.
23. Денчиля-Сакаль Г. М. М., Ніколайчук В. І., Колесник А. В. та ін. Особливості акумуляції важких металів у рослинах *Trifolium pratense* L. Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія. 2012. № 33. С. 189–191.
24. Департамент екології та природних ресурсів Закарпатської обласної державної адміністрації : офіц. сайт. URL: <https://ecozakarpat.gov.ua/>
25. Дзядусь Д., Романська Р. Сміттєва криза – виклик людству. Тенденції та перспективи розвитку науки і освіти в умовах глобалізації : матеріали Міжнар. наук.-практ. інтернет-конф. (Переяслав, 28 лют. 2023 р.). Переяслав, 2023. Вип. 91. С. 161–164.
26. Дідух Я. П. Основи біоіндикації : монографія. Київ : Наукова думка, 2012. 344 с.
27. Доповідь про стан навколишнього природного середовища Закарпатської області за 2022 рік. Ужгород : Департамент екології та природних ресурсів Закарпатської обласної державної адміністрації, 2023. 146 с. URL: https://ecozakarpat.gov.ua/wp-content/nd/Zakarpat_rehdop_za_2022.pdf
28. Доповідь про стан навколишнього природного середовища Закарпатської області за 2023 рік. Ужгород : Департамент екології та природних ресурсів Закарпатської обласної державної адміністрації, 2024. 148 с. URL: <https://ecozakarpat.gov.ua>
29. Доповідь про стан навколишнього природного середовища Закарпатської області за 2024 рік. Ужгород : Департамент екології та природних ресурсів Закарпатської обласної державної адміністрації, 2025. 140 с. URL: <https://ecozakarpat.gov.ua>
30. Дочинець В. В., Шуплат Т. І. Проблематика та шляхи поводження з відходами руйнування інфраструктури внаслідок військових дій в Україні.

Лісові пожежі в умовах війни : матеріали круглого столу (24 трав. 2024 р.). Львів, 2024. С. 13–17.

31. Дочинець В. В., Шуплат Т. І., Попович Н. П. Еколого-біобезпекові проблеми, породжені стихійними сміттєзвалищами Закарпатської області. Біологічні, хімічні та екологічні загрози під час війни. 2025. С. 245–255. DOI: <https://doi.org/10.32447/bcet.2025.17>

32. Дочинець В. В. Екологічна небезпека пожеж на полігонах побутових відходів як фактор впливу на сталий розвиток Закарпатської області. Реалії, проблеми та перспективи розвитку географії, географічної освіти, екології, туризму та сфери гостинності в Україні : матеріали XXVII Всеукр. студент.-аспірант. наук. конф. (Львів, 24–26 квіт. 2026 р.). Львів, 2026.

33. Дочинець В. В., Шуплат Т. І. Наслідки військових дій для водних ресурсів України. Відновлення довкілля України внаслідок збройної агресії Росії. Львів, 2023. С. 22–28.

34. Дочинець В. В., Шуплат Т. І., Попович В. В. Оцінка рівня газостійкості рослинного покриву полігонів побутових відходів Закарпатської області. Проблеми та перспективи розвитку безпеки життєдіяльності в умовах війни : зб. наук. праць. Львів : ЛДУ БЖД, 2026. С. 773–778.

35. Дочинець В. В., Попович Н. П. Відходи руйнувань як об'єкти техногенної небезпеки. Цивільний захист в умовах війни : матеріали II Міжнар. наук.-практ. конф. (Львів, 15 квіт. 2026 р.). Львів : ЛДУ БЖД, 2026. С. 26–27.

36. Дочинець В. В., Шуплат Т. І. Наслідки військових дій для водних ресурсів України. Відновлення довкілля України внаслідок збройної агресії Росії : матеріали круглого столу (Львів, 17 берез. 2023 р.). Львів : ЛДУ БЖД, 2023. С. 22–28.

37. ДСТУ 4289:2004. Якість ґрунту. Методи визначення органічної речовини. Київ : Держспоживстандарт України, 2004. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=56400

38. ДСТУ 4405:2005. Якість ґрунту. Визначення рухомих сполук фосфору і калію за методом Кірсанова в модифікації ННЦ ІГА. Київ :

- Держспоживстандарт України, 2005. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=60252
39. ДСТУ 7537:2014. Якість ґрунту. Визначення гідролітичної кислотності. Київ : Мінекономрозвитку України, 2014. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=62116
40. ДСТУ 7863:2015. Якість ґрунту. Визначення легкогідролізного азоту методом Корнфілда. Київ : ДП «УкрНДНЦ», 2015. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=62745
41. ДСТУ Б В.2.1-21:2009. Основи та підвалини будинків і споруд. Ґрунти. Визначення щільності ґрунтів методом заміщення об'єму. Київ : Мінрегіонбуд України, 2009. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=25931
42. ДСТУ 2195-93. Охорона природи. Поводження з відходами. Технічний паспорт відходу. Склад, вміст, виклад і правила внесення змін. Київ, 1993. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=51481
43. ДСТУ 4462.3.01:2006. Охорона природи. Поводження з відходами. Порядок здійснення операцій. Київ : Держспоживстандарт України, 2006.
44. ДСТУ 7737:2015. Якість ґрунту. Родючість ґрунтів. Терміни та визначення понять. Київ : ДП «УкрНДНЦ», 2015. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=62362
45. ДСТУ 8606-1:2015. Вода природних джерел. Захист від забруднювання. Частина 1. Основні положення. Київ : ДП «УкрНДНЦ», 2015. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=73820
46. Екологічний паспорт Закарпатської області. Ужгород : Закарпатська обласна державна адміністрація, 2023. 196 с. URL: <https://ecozakarpat.gov.ua>
47. Екологічний паспорт Закарпатської області. Ужгород : Закарпатська обласна державна адміністрація, 2024. 171 с. URL: <https://ecozakarpat.gov.ua>
48. Екологічний паспорт Закарпатської області. Ужгород : Закарпатська обласна державна адміністрація, 2025. 168 с. URL: <https://ecozakarpat.gov.ua>

49. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року : Закон України від 28.02.2019 № 2697-VIII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text>
50. Про охорону атмосферного повітря : Закон України від 16.10.1992 № 2707-XII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2707-12#Text>
51. Про охорону земель : Закон України від 19.06.2003 № 962-IV. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/962-15#Text>
52. Про управління відходами : Закон України від 20.06.2022 № 2320-IX. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2320-20#Text>
53. Про охорону навколишнього природного середовища : Закон України від 25.06.1991 № 1264-XII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text>
54. Земельний кодекс України : Закон України від 25.10.2001 № 2768-III. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2768-14#Text>
55. Іванюта С. Про організацію поводження з відходами, що утворились внаслідок війни. Київ : Національний інститут стратегічних досліджень, 2023.
56. Капустяник В. Б., Мокрий В. І. Оптико-спектральні методи в науково-технічній експертизі. Львів, 2004. 206 с.
57. Клименко М. О., Бедункова О. О., Троцюк В. С., Мороз О. Т. Управління та поводження з відходами : практикум. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2019. 180 с.
58. Клименко М. О., Прищепа А. М., Вознюк Н. М. Моніторинг довкілля. Рівне : НУВГП, 2023. 350 с.
59. Корнієнко І. В., Кошма А. І. Стан і напрями розв'язування проблеми утилізації екологічно небезпечних побутових відходів. Чернігівський науковий часопис. Серія 2. Техніка і природа. 2012. № 1(3). С. 122–127.
60. Король К., Попович В. В. Екологічна безпека побутових відходів на території туристично-рекреаційного комплексу Львівської області. Подільські читання. Екологія, охорона довкілля, збереження біотичного та ландшафтного різноманіття: наука, освіта, практика : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. Хмельницький, 2019.

61. Кучерявий В. П. Загальна екологія. Ч. 1. Львів : Новий Світ–2000, 2026. 290 с.
62. Кучерявий В. П. Загальна екологія. Ч. 2. Львів : Новий Світ–2000, 2026. 340 с.
63. Кучерявий В. П., Попович В. В. Полігони твердих побутових відходів Західного Лісостепу України та проблеми їх фітомеліорації. Науковий вісник НЛТУ України. 2012. Вип. 22.2. С. 56–66.
64. Кучерявий В. П. Фітомеліорація. Львів : Світ, 2003. 540 с.
65. Мальований М., Бойчишин Л., Жук В., Горбач В., Решетняк О., Серета А., Слюсар В. Двостадійна аеробно-реагентна технологія очищення інфільтратів сміттєзвалищ. Сталий розвиток – стан та перспективи : матеріали Міжнар. наук. симпозіуму SDEV'2018 (Львів–Славське, 28 лют. – 3 берез. 2018 р.). Львів, 2018. С. 147–150.
66. Мальований М. С., Боголюбов В. М., Шаніна Т. П., Шмандій В. М., Сафранов Т. А. Техноекологія : підручник. Львів : Львівська політехніка, 2013. 424 с.
67. МЕТЕОPOST : архів погоди. Статистика погоди. Клімат. URL: <http://meteorpost.com/weather/archive/>
68. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України : офіц. сайт. URL: <https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/ekologichnyj-monitoring/ekologichnyj-monitoring-dovkillya/>
69. Мороз О. І. Аналіз перспектив аеробного очищення інфільтратів сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів. Науковий вісник НЛТУ України. 2017. Т. 27, № 3. С. 83–88.
70. Державний класифікатор України. Класифікатор відходів ДК 005-96 : затв. наказом Держстандарту України від 29.02.1996 № 89.
71. Національна стратегія поводження з твердими побутовими відходами в Україні: звіт про існуючу ситуацію в секторі та стратегічні питання. Київ, 2004. 220 с.

72. Переробка відходів в розвинених країнах світу. URL: <http://www.biowatt.com.ua/analitika/pererobka-vidhodiv-v-rozvinenih-krayinah-svitu/>
73. Петрук В. Г., Васильківський І. В., Іщенко В. А., Петрук Р. В. Управління та поводження з відходами. Ч. 4. Технології переробки твердих побутових відходів. Вінниця : ВНТУ, 2013. 234 с.
74. Петрук В. Г., Васильківський І. В., Кватернюк С. М. та ін. Управління та поводження з відходами. Ч. 2. Тверді побутові відходи : навч. посіб. Вінниця : ВНТУ, 2015. 100 с.
75. Попович В. В. Екологічна структура та закономірності розвитку водної та прибережно-водної рослинності техногенних водойм сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів у межах Західного Лісостепу України. Науковий вісник НЛТУ України. 2012. Т. 22, № 13. С. 106–113.
76. Попович В. В. Полігони твердих побутових відходів у вироблених кар'єрах, ярах, траншеях і особливості їх фітомеліорації. Науковий вісник НЛТУ України. 2012. Т. 22, № 11. С. 119–128.
77. Попович В. В. Особливості використання транспортних засобів під час транспортування, сортування, утилізації та фітомеліорації твердих побутових відходів. Науковий вісник НЛТУ України. 2012. Т. 22, № 10. С. 90–96.
78. Попович В. В. Фізико-механічні властивості едафотопів довкола техногенних водойм сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів у межах Західного Лісостепу України. Науковий вісник НЛТУ України. 2012. Т. 22, № 14. С. 106–110.
79. Попович В. В., Кучерявий В. П. Вплив продуктів горіння полігонів твердих побутових відходів на організм людини та біоту. Пожежна безпека. 2012. № 20. С. 60–66.
80. Попович В. В. Вплив техноедафотопів сміттєзвалищ на природні фітомеліоративні процеси. Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія «Лісівництво та декоративне садівництво». 2013. Вип. 187, ч. 1. С. 339–347.

81. Попович В. В., Кучерявий В. П. Горіння полігонів твердих побутових відходів як загроза здоров'ю людини та фактор техногенного навантаження на довкілля. Вісник ДДАУ. 2012. № 1. С. 162–166.
82. Попович В. В. Девастровані ландшафти в зоні нагромадження твердих побутових відходів і їх фітомеліорація. Науковий вісник НЛТУ України. 2013. Т. 23, № 9. С. 376–380.
83. Попович В. В. Екологічна небезпека фільтрату сміттєзвалищ. Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи : матеріали II Міжнар. наук.-практ. конф. (Львів, 4–6 листоп. 2015 р.). Львів : ЛДУ БЖД, 2015. С. 165–166.
84. Попович В. В. Еколого-техногенна небезпека сміттєзвалищ та наукові основи фітомеліоративних заходів їх виведення з експлуатації : дис. ... д-ра техн. наук : 21.06.01. Львів, 2017. 530 с.
85. Попович В. В., Домінік А. М. Особливості температурного поля сміттєзвалищ. Комунальне господарство міст. Серія: Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика. 2015. № 120(1). С. 209–212.
86. Попович В. В. Пожежна небезпека стихійних сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів. Пожежна безпека. 2012. № 21. С. 140–147.
87. Попович В. В. Температурний режим технодафотопів сміттєзвалищ та його вплив на природні фітомеліоративні процеси. Наукові праці Лісівничої академії наук України. 2013. № 11. С. 168–171.
88. Попович В. В. Технодафотопи сміттєзвалищ та їх вплив на природні фітомеліоративні процеси. Рослини та урбанізація : матеріали III Міжнар. наук.-практ. конф. (Дніпропетровськ, 19–20 берез. 2013 р.). Дніпропетровськ, 2013. С. 27–28.
89. Попович В. В. Фітомеліорація як засіб виведення сміттєзвалищ із експлуатації. Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. 2015. № 11. С. 126–130.

90. Попович В. В., Кучерявий В. П. Екологічна небезпека фільтраційних водойм сміттєзвалищ. Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. 2015. № 12. С. 77–84.
91. Popovych V. V. Devastated landscapes in the zone of municipal solid waste accumulation and their phytomelioration. Науковий вісник НЛТУ України. 2013. Т. 23, № 9. С. 376–380.
92. Popovych V., Popovych N., Vosak P. Моніторинг надзвичайних ситуацій Львівської області, пов'язаних із пожежами на об'єктах складування відходів. Науковий вісник: Цивільний захист та пожежна безпека. 2020. № 2(10). С. 32–38. DOI: <https://doi.org/10.33269/nvcz.2020.2.32-38>
93. Про затвердження Правил надання послуги з управління побутовими відходами та типових договорів про надання послуги з управління побутовими відходами : Постанова Кабінету Міністрів України від 08.08.2023 № 835.
94. Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля : Постанова Кабінету Міністрів України від 30.03.1998 № 391. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/391-98-п#Text>
95. Про затвердження Порядку класифікації відходів та Національного переліку відходів : Постанова Кабінету Міністрів України від 20.10.2023 № 1102. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1102-2023-п#Text>
96. Про комплекс заходів щодо вдосконалення проведення моніторингу довкілля та державного регулювання поводження з відходами в Україні : рішення Ради національної безпеки і оборони України від 25.04.2013. URL: <https://zakon.rada.gov.ua>
97. Про схвалення Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року : розпорядження Кабінету Міністрів України від 08.11.2017 № 820-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-р#Text>
98. Про схвалення Стратегії інтегрованої автоматизованої системи радіаційного моніторингу на період до 2024 року : розпорядження Кабінету Міністрів України від 29.03.2022 № 323-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/323-2022-р#Text>

99. Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року : Указ Президента України від 30.09.2019 № 722/2019. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/722/2019#Text>
100. Прокіп А. В. Еколого-економічна оцінка заміщення невідновлюваних енергоресурсів біологічно відновлюваними. Львів, 2010. 212 с.
101. Радовенчик В.М. Тверді відходи: збір, переробка, складування // В.М. Радовенчик, М.Д. Гомеля / К.: Кондор, 2010. 552 с
102. Риженко, Н. О. (2018). Наукові основи оцінки фітотоксичності металів (Cd, Pb, Co, Cu, Ni, Zn). *Екологічні науки*, 2(21), 81–91. <http://eco.j.dea.kiev.ua/archives/2018/2/16.pdf>
103. Розпорядження Кабінету Міністрів України від 08.11.2017 р. № 820-р Про схвалення Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року.
104. Рудишин С. Д., Курята В. Г. Практикум з основ загальної екології. Вінниця, 2004. 101 с.
105. Самойленко, В. М., Діброва, І. О., & Пласкальний, В. В. (2018). Антропоізація ландшафтів: монографія. Київ: Ніка-Центр. URL : https://geo.knu.ua/old/images/doc_file/navch_lit/Antropizazia%20landchaftiv_Samo_ylenko.pdf
106. 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>
107. Снітинський, В., Іванків, М., Качмар, Н., Дацько, Т., Дидів, А., & Городиська, І. (2023). Принципи рекультивациі та фітомеліорації порушених ландшафтів. *Вісник Львівського національного університету природокористування. Серія: Агронімія*, (27), 13–21. <https://doi.org/10.31734/agronomy2023.27.013>
108. 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>

109. 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>
110. Український гідрометеорологічний центр. URL: http://meteo.gov.ua/ua/33345/climate/climate_stations/
111. Утворення та поводження з відходами I–IV класів небезпеки. Державна служба статистики України. База даних «Статистична інформація». http://database.ukrcensus.gov.ua/statbank_lviv
112. Хром'як У.В., Войтович М.О. Проблеми забруднення навколишнього природного середовища відходами в Україні. Четверта студентська науково – практична конференція «Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування». Львів, 2011.С. 40-41.
113. Хром'як У.В., Кочмар І.М. Особливості та проблеми управління побутовими відходами у Львівській області. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2026. № 33. С. 93-105. DOI: [10.32447/20784643.33.2026.08](https://doi.org/10.32447/20784643.33.2026.08)
114. Шаніна Т.П., Губанова О.Р., Клименко М.О., Сафранов Т.А., Коріневська В.Ю., Бедункова О.О., Волков А.І. Управління та поводження з відходами. Одеса: Вид-во Одеса, 2011. с. 258 с.
115. Шмандій В.М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти) : дис. докт. техн. наук: 21.06.01 «Екологічна безпека» / Володимир Михайлович Шмандій. Харків, 2003. 356 с.
116. Abdel-Shafy, H. I., Ibrahim, A. M., Al-Sulaiman, A. M., & Okasha, R. A. (2024). Landfill leachate: Sources, nature, organic composition, and treatment: An environmental overview. *Ain Shams Engineering Journal*, 15(1), 102293. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2023.102293>
117. Abidin, A. U., Maziya, F. B., Susetyo, S. H., Yoneda, M., & Matsui, Y. (2024). Heavy metal air pollution in an Indonesian landfill site: Characterization, sources,

- and health risk assessment for informal workers. *Environmental Advances*, 15, 100512. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2024.100512>
118. Abidin, A. U., Munawaroh, A. L., Rosinta, A., & Sulistiyani, A. T. (2025). Heat stress in landfill environments: Evaluating worker exposure and occupational risks. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 11, 101097. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2025.101097>
119. Ademola, K. A., Dosunmu, O. G., Olaoye, M. A., & Abodunrin, O. P. (2023). Background gamma radiation measurements with modified thermoluminescent dosimeters from municipal dumpsites in Lagos metropolis. *Radiation Protection and Environment*, 46(4), 138-143. https://doi.org/10.4103/rpe.rpe_41_22
120. Alemran, A., Mishra, M. V. M., Gupta, V., & Whig, P. (2026). Hazardous waste treatment and disposal. In *Sustainable Solutions for Environmental Pollution* (pp. 399-421). <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-33145-9.00006-7>
121. Ali, M. T., & Rafizul, I. M. (2024). Environmental risks of plastic losses from landfills: A comparative study of divisional cities in Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 16, 100507. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100507>
122. Al-Jundi, J., & Al-Tarazi, E. (2008). Radioactivity and elemental analysis in the Ruseifa municipal landfill, Jordan. *Journal of environmental radioactivity*, 99 (1), 190-198. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2007.10.015>
123. Almeida, M. M., Saczk, A. A., da Silva Felix, F., Penido, E. S., Santos, T. A. R., de Souza Teixeira, A., & Magalhães, F. (2023). Characterization of electric arc furnace dust and its application in photocatalytic reactions to degrade organic contaminants in synthetic and real samples. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 438, 114585. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2023.114585>
124. 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). <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1548/1/012001>

125. Archibong, B. E., & Chiaghanam, N. O. (2020). Radiation emission levels from a waste dumpsite in Calabar, cross river state, Nigeria. *Science & Technology*, 6(21), 20-27.
126. Ashwood, F., Barreto, C., Butt, K. R., Lampert, M., Doick, K., & Vanguelova, E. I. (2022). Earthworms and soil mesofauna as early bioindicators for landfill restoration. *Soil Research*, 61(4), 311-328. <https://doi.org/10.1071/SR21286>
127. Avwiri, G. O., Nte, F. U., & Olanrewaju, A. I. (2011). Determination of radionuclide concentration of landfill at Elioju, Port Harcourt, Rivers State. *Scientia Africana*, 10(1). <https://doi.org/10.4314/sa.v10i1>
128. Bandarra, B. S., Mesquita, C., Passos, H., Martins, R. C., Coelho, P. A. L. F., Pereira, J. L., & Quina, M. J. (2023). An integrated characterisation of incineration bottom ashes towards sustainable application: Physicochemical, ecotoxicological, and mechanical properties. *Journal of Hazardous Materials*, 455, 131649. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131649>
129. Beinabaj, S. M. H., Heydariyan, H., Aleii, H. M., & Hosseinzadeh, A. (2023). Concentration of heavy metals in leachate, soil, and plants in Tehran's landfill: Investigation of the effect of landfill age on the intensity of pollution. *Heliyon*, 9(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13017>
130. Bhagwat, A., Ojha, C. S. P., Pant, A., & Kumar, R. (2023). Interaction among heavy metals in landfill leachate and their effect on the phytoremediation process of Indian Marigold. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 27(1), 04022039. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000731](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000731)
131. Chaudhary, I. J., Aher, V., Supekar, A., Chauhan, R., Kale, S. S., & Gosavi, S. W. (2024). Dynamic interaction of heavy metals and mineralogical shifts in stream sediments exposed to MSW landfill leachate in a semi-arid basaltic terrain. *Groundwater for Sustainable Development*, 26, 101282. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101282>
132. 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). <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85792-5.00014-9>

133. Chulliparambil, V. R., Shearer, H., Cortes-Ramirez, J., Matthews, T., & Michael, R. N. (2024). Identifying the potential for ecological rehabilitation of landfills in Queensland: A spatial analysis. *Australasian Journal of Environmental Management*, 31(1), 64–82. <https://doi.org/10.1080/14486563.2024.2306342>
134. Demir, A. T., & Moslem, S. (2024). Evaluating the effect of the COVID-19 pandemic on medical waste disposal using preference selection index with CRADIS in a fuzzy environment. *Heliyon*, 10(5). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e26997>
135. Detho, A., Kadir, A.A. & Zawani, Z.I.B. Heavy Metal Characteristics of Soil and Leachate Resistivity Mapping of Malacca Landfill. *Water Air Soil Pollut* 235, 115 (2024). <https://doi.org/10.1007/s11270-024-06940-w>
136. Dhamsaniya, M., Sojitra, D., Modi, H., Shabiimam, M. A., & Kandya, A. (2023). A review of the techniques for treating the landfill leachate. *Materials Today: Proceedings*, 77, 358-364. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.11.496>
137. Drall, J. K., Rautela, R., Jambhulkar, R., Kataria, A. K., & Kumar, S. (2025). Effect of heavy metals contamination due to leachate migration from uncontrolled dumpsites: A comprehensive analysis on soil and groundwater. *Journal of Environmental Management*, 373, 123473. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123473>
138. Dubey, A. P., & Thalla, A. K. (2025). Bioprospecting indigenous bacteria from landfill leachate for enhanced polypropylene microplastics degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 487, 137139. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.137139>
139. Duwiejuah, A. B., Yabdo, A. M., & Sulemana, A. (2024). Adsorption of Heavy Metals from Landfill Leachate using Fish Scale Biochar. *West African Journal of Applied Ecology*, 32(2), 1-9. <https://www.ajol.info/index.php/wajae/article/view/284698>
140. Esi, O. E., Odedede, O. P., & Eyankware, M. O. (2026). Integration of geophysical and radiological assessment of solid waste disposal impact on groundwater and human health in southern Nigeria. *Geosystems and Geoenvironment*, 5(1), 100425. <https://doi.org/10.1016/j.geogeo.2025.100425>

141. Essien, J. P., Ikpe, D. I., Inam, E. D., Okon, A. O., Ebong, G. A., & Benson, N. U. (2022). Occurrence and spatial distribution of heavy metals in landfill leachates and impacted freshwater ecosystem: An environmental and human health threat. *Plos one*, 17(2), e0263279. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0304882>
142. Fayshal, M. A. (2024). Current practices of plastic waste management, environmental impacts, and potential alternatives for reducing pollution and improving management. *Heliyon*, 10(23). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40838>].
143. Gani, A., Hussain, A., Pathak, S. et al. Analysing Heavy Metal Contamination in Groundwater in the Vicinity of Mumbai's Landfill Sites: An In-depth Study. *Top Catal* 67, 1009–1023 (2024). <https://doi.org/10.1007/s11244-024-01955-3>
144. Gautam, P., Kumar, S., Vishwakarma, S., & Gautam, A. (2022). Synergistic optimization of electrocoagulation process parameters using response surface methodology for treatment of hazardous waste landfill leachate. *Chemosphere*, 290, 133255. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133255>
145. Gitifar, A., Naghibalsadati, F., Karimi, N., Abha, A. T., Chowdhury, R., & Ng, K. T. W. (2025). Influence of geometrical shape on thermal heterogeneity in closed landfill sites. *Ecological Informatics*, 103219. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2025.103219>
146. Godvin Sharmila, V., Shanmugavel, S. P., Tyagi, V. K., & Banu, J. R. (2023). Microplastics as emergent contaminants in landfill leachate: Source, potential impact and remediation technologies. *Journal of Environmental Management*, 343, 118240. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118240>
147. Goldberg, M. S., Al-Homsi, N., Goulet, L., & Riberdy, H. (1995). Incidence of Cancer among Persons Living Near a Municipal Solid Waste Landfill Site in Montreal, Québec. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 50(6), 416–424. <https://doi.org/10.1080/00039896.1995.9935977>
148. Hanson, J. L., Onnen, M. T., Yeşiller, N., & Kopp, K. B. (2022). Heat energy potential of municipal solid waste landfills: Review of heat generation and

assessment of vertical extraction systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 167, 112835. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112835>

149. Heindri, N., Dewi, O. C., Putra, N., Flynn, A., Hanjani, T., & Rahmasari, K. (2024). Vertical greenery systems as microbial air quality filters for community houses located near the landfill site. *International Journal of Technology*, 15(5), 1361-1379. <https://doi.org/10.14716/ijtech.v15i5.6958>

150. Hlaba, A., Maleka, P., Rabiou, A. M., & Osibote, O. A. (2017). Landfill operations effects on natural radionuclide activities. *International Proceedings of Chemical, Biological and Environmental Engineering*. <http://hdl.handle.net/11189/6427>

151. Huda, N., Ahmed, T., Masum, M. H., Faruque, N., & Islam, M. S. (2025). Assessment of surface water quality using advanced statistical techniques around an urban landfill: A multi-parameter analysis. *City and Environment Interactions*, 100237. <https://doi.org/10.1016/j.cacint.2025.100237>

152. Karuppasamy, M. B., Natesan, U., Seethapathy, C., & Seshachalam, S. (2024). Environmental radioactivity, radiological hazards, and trace elements assessment of nearshore sediment in the Bay of Bengal. *International Journal of Sediment Research*, 39(1), 70-82. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2023.12.002>

153. Knox, E. G. (2000). Childhood cancers, birthplaces, incinerators and landfill sites. *International Journal of Epidemiology*, 29(3), 391-397. <https://doi.org/10.1093/ije/29.3.391>

154. Koda, E., Chormański, J., Pasternak, G., Osiński, P., & Józwiak, J. (2023). Drones capabilities and use in post remediated landfill sites development plans. ISSMGE: Chania, Greece.

155. Koda, E., Osiński, P., Podlasek, A., Markiewicz, A., Winkler, J., & Vaverková, M. D. (2023). Geoenvironmental approaches in an old municipal waste landfill reclamation process: Expectations vs reality. *Soils and Foundations*, 63(1), 101273. <https://doi.org/10.1016/j.sandf.2023.101273>

156. 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*. 2023. 24(1) 29-37 URL:<https://doi.org/10.12912/27197050/154910>

157. Korol K., Popovych V., Pinder V., Shyplat T., Bosak P. (2022). Chemical content of landfill neoreliefs in the territory of the subcarpathia forestry district of Ukraine. *Journal of Ecological Engineering* 2022. URL:<https://doi.org/10.12911/22998993/153457>

158. Krause, M. J., Eades, W., Detwiler, N., Marro, D., Schwarber, A., & Tolaymat, T. (2023). Assessing moisture contributions from precipitation, waste, and leachate for active municipal solid waste landfills. *Journal of environmental management*, 344, 118443. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118443>

159. Kumar, V., Gaurav, G., Khan, V., Choudhary, S., & Dangayach, G. S. (2023). Life cycle assessment and its application in medical waste disposal. *Materials Today: Proceedings*. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.12.255>

160. Lestari, P., Purwiandono, G., Amalia, A. N., Ma'Rufi, E. K. I., Firdaus, M. R., & Wacano, D. (2025). Coexistence of microplastic particles and heavy metals in landfill leachate: a case study of a landfill in Indonesia. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 11, 101082. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.101082>].

161. Lindamulla, L., Nanayakkara, N., Othman, M. et al. Municipal Solid Waste Landfill Leachate Characteristics and Their Treatment Options in Tropical Countries. *Curr Pollution Rep* 8, 273–287 (2022). <https://doi.org/10.1007/s40726-022-00222-x>

162. Lodh, A., Shafi, M., & Goel, S. (2025). Microplastics in municipal solid waste landfill leachate and their removal in treatment units: A perspective of controlled and uncontrolled landfills. *Environmental Pollution*, 369, 125853. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.125853>

163. Mary, R., Nasir, R., Alam, A., Tariq, A., Nawaz, R., Javied, S. & Khan, S. N. (2023). Exploring hazard quotient, cancer risk, and health risks of toxic metals of the Mehmood Booti and Lakhodair landfill groundwaters, Pakistan. *Environmental*

Nanotechnology, Monitoring & Management, 20, 100838. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100838>

164. Mohery, M., Mindil, A., & Soliman, M. (2024). Assessing the adverse impacts of biodegradable plastic bags: Chemical elements and radionuclides considerations. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(1), 111887. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.111887>.

165. Mor, S., & Ravindra, K. (2023). Municipal solid waste landfills in lower-and middle-income countries: Environmental impacts, challenges and sustainable management practices. *Process Safety and Environmental Protection*, 174, 510-530. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.04.014>

166. Nalladiyil, A., Babu, G.L.S. Dumpsite Remediation Through Landfill Mining and Rehabilitation: A Circular Economy Perspective. *J Indian Inst Sci* 104, 489–518 (2024). <https://doi.org/10.1007/s41745-024-00445-5>

167. Noudeng, V., Pheakdey, D. V., & Xuan, T. D. (2024). Toxic heavy metals in a landfill environment (Vientiane, Laos): Fish species and associated health risk assessment. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 108, 104460. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2024.104460>

168. Pasternak, G., Zaczek-Peplinska, J., Pasternak, K., Józwiak, J., Pasik, M., Koda, E., & Vaverková, M. D. (2023). Surface monitoring of an MSW landfill based on linear and angular measurements, TLS, and LIDAR UAV. *Sensors*, 23(4), 1847. <https://doi.org/10.3390/s23041847>

169. 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>

170. 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>

171. Popovych, V., Bosak, P., Dumas, I., Kopystynskiy, 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>
172. 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>
173. Popovych N., Malyovanyy M., Telak O., Voloshchyshyn A., Popovych V. Environmental hazard of uncontrolled accumulation of industrial and municipal solid waste of different origin in Ukraine. *Environmental problems*. 2018. №1. P. 53-58.
174. Popovych, V., Stepova, K., & Prydatko, O. (2018). Environmental hazard of Novoyavorivsk municipal landfill. In *MATEC Web of Conferences* (Vol. 247, p. 00025). <https://doi.org/10.1051/matecconf/201824700025>
175. Rahman, M. M., Sultan, M. B., & Alam, M. (2023). Microplastics and adsorbed micropollutants as emerging contaminants in landfill: A mini review. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 31, 100420. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100420>
176. Redko, V., Wolska, L., Potrykus, M., Olkowska, E., Cieszyńska-Semenowicz, M., & Tankiewicz, M. (2024). Environmental impacts of 5-year plastic waste deposition on municipal waste landfills: A follow-up study. *Science of The Total Environment*, 906, 167710. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167710>
177. Rodrigues, M. C., Silveira, E. A., & Junior, A. C. B. (2023). On the correlation between thermal imagery and fugitive CH₄ emissions from MSW landfills. *Waste Management*, 166, 163-170. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.05.005>
178. Saha, P., Saikia, K. K., Kumar, M., & Handique, S. (2023). Assessment of health risk and pollution load for heavy and toxic metal contamination from leachate in soil and groundwater in the vicinity of dumping site in Mid-Brahmaputra Valley, India. *Total Environment Research Themes*, 8, 100076. <https://doi.org/10.1016/j.totert.2023.100076>

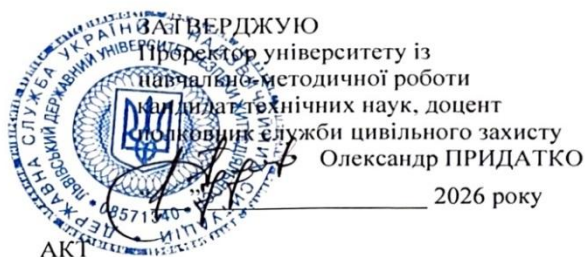
179. Samaila, B., Ishaku, A., & Garba, I. I. (2024). Radiological Implication of Some Selected Dumpsites in Birnin Kebbi: Natural Background Ionizing Radiation Measurement and Excess Life Cancer Risks Estimation. <https://doi.org/10.59657/2997-6103.brs.24.032>
180. Samy, M., Alalm, M. G., Khalil, M. N., Ezeldean, E., El-Dissouky, A., Nasr, M., & Tawfik, A. (2023). Treatment of hazardous landfill leachate containing 1, 4 dioxane by biochar-based photocatalysts in a solar photo-oxidation reactor. *Journal of Environmental Management*, 332, 117402. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117402>
181. Sangeetha, A., Gandhimathi, R., & Nidheesh, P. V. (2023). Treatment of stabilized landfill leachate using pyrite-activated persulfate oxidation process. *Process Safety and Environmental Protection*, 171, 413-422. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.01.012>
182. Sarkar, S., Patil, S. & Endait, M. Performance evaluation of sustainable adsorbents for heavy metal removal from municipal landfill leachate: batch analysis, kinetic models & error functions. *Environ Geochem Health* 47, 463 (2025). <https://doi.org/10.1007/s10653-025-02767-4>
183. Singa, P. K., Isa, M. H., Sivaprakash, B., Ho, Y. C., Lim, J. W., & Rajamohan, N. (2023). PAHs remediation from hazardous waste landfill leachate using fenton, photo-fenton and electro-fenton oxidation processes—performance evaluation under optimized conditions using RSM and ANN. *Environmental research*, 231, 116191. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116191>
184. Skyba, T., & Popovych, V. (2025, May). Radioecological analysis of landfill ecosystems in the Western Forest-Steppe (Ukraine). In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 1499, No. 1, p. 012060). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1499/1/012060>
185. Soudani, A., Youcef, L., Chebbi, M. et al. 2024. Agricultural waste-based biochars for sustainable removal of heavy metals from stabilized landfill leachate. *Environ Sci Pollut Res* 31, 57733–57747. URL: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34946-8>]

186. Tawfik, A., Alhajeri, N. S., Al-Fadhli, F. M., & Nasr, M. (2025). Biochar supplementation into anaerobic baffled reactor to mitigate the inhibitory effect of heavy metals on real hazardous landfill leachate detoxification. *Process Safety and Environmental Protection*, 107906. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2025.107906>
187. Tawfik, M. S. M., Morsy, S. W., & Salama, M. H. M. (2025). Study of the environmental and radiological aspects of municipal solid waste for energy generation. *Biomass and Bioenergy*, 202, 108218. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2025.108218>
188. Trivedi, K., Marvaniya, K., Dobariya, P., Pathak, K. C., Patel, K., Sutariya, B. & Kushwaha, S. (2024). Assessment and characterization of solid and hazardous waste from inorganic chemical industry: potential for energy recovery and environmental sustainability. *Journal of Environmental Management*, 367, 122036. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122036>
189. Van Fan, Y., Jiang, P., Tan, R. R., Aviso, K. B., You, F., Zhao, X., ... & Klemeš, J. J. (2022). Forecasting plastic waste generation and interventions for environmental hazard mitigation. *Journal of hazardous materials*, 424, 127330. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127330>
190. Vaverková, M. D., Paleologos, E. K., Adamcová, D., Podlasek, A., Pasternak, G., Červenková, J., ... & Winkler, J. (2022). Municipal solid waste landfill: Evidence of the effect of applied landfill management on vegetation composition. *Waste Management & Research*, 40(9), 1402-1411. <https://doi.org/10.1177/0734242X221079304>
191. Zakaria, Z., Fadzil, F. N. M., Mohamad, M. A. N., Hamid, A. A. A., Chowdhury, A. J. K., & Harumain, Z. A. S. (2024). Metagenomic analysis of bacterial communities in heavy metal leachate-contaminated soils at Jalan Lipis Sanitary Landfill, Pahang, Malaysia. *Desalination and Water Treatment*, 319, 100512. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100512>
192. Zamani, N., Janati-Iddrissi, A., Bouraada, K., Merzouki, M., & Essafi, M. (2022). Physicochemical Analysis of Leachates from the Public Landfill of Guercif City Before Restoration and Impact on the Tafrata Water Table, Soil, and River

Moulouya in Morocco. Tropical Journal of Natural Product Research, 6(4).
<https://doi.org/10.26538/tjnpr/v6i4.7>

193. Zayed, S. N. A. (2016). The Risk of Ionizing Radiation Arising from Waste on Workers at Regions in Some landfills in West Bank (Doctoral dissertation).
<https://hdl.handle.net/20.500.11888/8640>

Додаток А. Акти впровадження



Олександр ПРИДАТКО

2026 року

АКТ

про впровадження результатів дисертаційного дослідження
аспіранта кафедри екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки
життєдіяльності Василя ДОЧИНЦЯ
у навчальний процес Львівського державного університету безпеки життєдіяльності

Комісія у складі:

голови комісії: заступника начальника навчально-наукового інституту цивільного захисту, к.ф.-м.н., доцента, полковника служби цивільного захисту Ольги МЕНЬШИКОВОЇ; членів комісії: завідувача кафедри екологічної безпеки д.с.-г.н., професора Андрія КУЗИКА та викладача кафедри екологічної безпеки Катерини КОРОЛЬ встановила, що результати дисертаційного дослідження Василя ДОЧИНЦЯ на тему: «Вдосконалення системи екологічного моніторингу та заходів захисту довкілля від небезпечних чинників сміттєзвалищ Закарпатської низовини» впроваджені під час викладання таких дисциплін в Університеті на кафедрі екологічної безпеки:

– змістового модулю № 2. “Системи екологічного моніторингу” тема № 2.3: “Моніторинг техногенно навантажених територій” з дисципліни “Моніторинг довкілля” за спеціальністю E2 “Екологія” першого (бакалаврського) рівня вищої освіти за освітньо-професійною програмою «Екологія та охорона навколишнього середовища»;

– змістового модулю № 3. “Оцінка екологічної небезпеки” тема № 3.2: “Екологічні ризики полігонів побутових відходів” з дисципліни “Екологічна безпека” за спеціальністю E2 “Екологія” першого (бакалаврського) рівня вищої освіти за освітньо-професійною програмою «Екологія та охорона навколишнього середовища»;

– змістового модулю № 2. “Рекультивация порушених територій” тема № 2.4: “Рекультивация земель полігонів побутових відходів” з дисципліни “Рекультивация земель” за спеціальністю E2 “Екологія” першого (бакалаврського) рівня вищої освіти за освітньо-професійною програмою «Екологія та охорона навколишнього середовища».

Результати дисертаційного дослідження використані в лекційних курсах зазначених навчальних дисциплін при викладенні теоретичних положень та методичних підходів щодо проведення екологічного моніторингу полігонів побутових відходів, оцінювання рівня екологічної небезпеки техногенно трансформованих територій, аналізу впливу сміттєзвалищ на компоненти довкілля та розроблення природоохоронних заходів для зниження антропогенного навантаження на екосистеми Закарпатської низовини.

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

Викладач кафедри
екологічної безпеки

Катерина КОРОЛЬ

ЗАТВЕРДЖУЮ

Заступник начальника Головного Управління
ДСНС України у Закарпатській області
підполковник служби цивільного захисту
Сергій ПИШНОГРАЄВ

« _____ » 2026 р.

АКТ

впровадження результатів дисертаційної роботи аспіранта заочної форми навчання докторантури / ад'юнктури Львівського державного університету безпеки життєдіяльності Дочинця В. В. на здобуття ступеня доктора філософії з галузі знань 10 «Природничі науки» за спеціальністю 101 «Екологія»

Результати досліджень комплексної еколого-техногенної небезпеки полігонів побутових відходів в межах Закарпатської низовини, які виконані аспірантом Василем Дочинцем використовуються у практичній діяльності ГУ ДСНС України в Закарпатській області.

Вивчення впливу полігонів побутових відходів, дозволяє ДСНС вирішувати ряд фундаментальних завдань: прогнозування та запобігання надзвичайним ситуаціям, котрі можуть бути зумовлені накопиченням легкозаймистого біогазу, виникненням осередків самозаймання, що є причинами тривалих пожеж. Ефективно здійснювати аналіз ризику зсувів та обвалів на території полігонів, спричинених процесами розкладання, утворення пустот. Здійснювати оцінку хімічних та біологічних загроз, забезпечувати індивідуальний захист особового складу. Планування аварійно-рятувальних робіт, що допомагає ефективніше розгорнути сили і засоби при ліквідації аварій, оперативно ліквідувати їх наслідки.

Систематичне ведення екологічного моніторингу та науково обгрунтований аналіз впливу на навколишнє природне середовище полігонів побутових відходів, є основою для зменшення екологічних наслідків, захисту населення та важливою складовою забезпечення регіональної безпеки.

Аналіз просторово-фітокліматичних процесів на поверхні полігонів побутових відходів, що є важливим фактором покращення стану довкілля та підвищення біологічної стійкості, показав доволі значне флористичне представництво деревно-чагарникових та трав'янистих видів, котрі таксономічно належать до 35 видів, 17 родин і 14 порядків. Аналіз його екологічної структури, показав, що за відношенням до наявності поживних речовин у едафотобах (трофності) присутні наступні класифікаційні групи: оліготрофи – 10 видів (29%), мезотрофи – 18 видів (50,5%), мегатрофи – 7 видів (20,5%). По відношенню рослин до зволоження, виявлено ксеромезофіти – 6 видів (15,5%), мезоксерофіти – 8 видів (26,5%), мезофіти – 13 видів (38,2%), мезогідрофіти – 5 видів (10,9%) і *гідрофіти* – 3 види (8,9%). За відношенням до освітлення місцезростання та адаптації рослин до світлового режиму зафіксовано наступні групи: геліофіти – 18 видів (52,6%), сціофіти – 4 види

(14,3%), сціогеліофіти – 7 (18%), геліосціофіти – 6 видів (15,1%).

Пожежі на полігонах є результатом складних фізико-хімічних та біологічних процесів у товщі відходів. Основним чинником є біотермічна деградація органіки, що супроводжується виділенням біогазу, концентрація якого при досягненні 5–15% в суміші з повітрям стає вибухонебезпечною.

Внутрішнє самозаймання виникає через акумуляцію тепла в анаеробних зонах. Коли температура всередині масиву перевищує критичні значення (60–70°C), запускаються екзотермічні хімічні реакції, що призводять до займання. Проблема ускладнюється тим, що такі пожежі часто мають характер «глибинного тління», яке складно ліквідувати поверхневим поливом.

Горіння відходів на полігонах побутових відходів Закарпатської низовини, супроводжується утворенням багатокомпонентних сумішей токсичних речовин, які чинять комплексний негативний вплив на всі компоненти довкілля, зокрема спричиняють погіршення якості атмосферного повітря. Під час пожежі на полігоні у м. Ужгород зафіксовано перевищення гранично допустимих концентрацій оксиду вуглецю та діоксиду азоту у 3–5 разів, що свідчить про високий рівень токсичного навантаження на прилеглі території. Особливу небезпеку становлять канцерогенні сполуки, зокрема бенз(а)пірен і діоксини, які характеризуються стійкістю та здатністю до біоаккумуляції.

Проведений аналіз за період 2023–2026 рр. підтверджує, що полігони побутових відходів регіону, перебувають у стані прогресуючої екологічної деградації. Подальше їх функціонування без докорінної зміни підходів до управління ними, призведе до незворотного забруднення регіону.

Для Закарпатської низовини ці дослідження мають особливе значення, оскільки регіон характеризується масштабними екологічно небезпечними процесами, обумовленими збільшення чисельності стихійних сміттєзвалищ та переповненістю діючих полігонів побутових відходів. Крім того важливість обумовлюється унікальним розташуванням регіону, його ландшафтним різноманіттям, високим рівнем ґрунтових вод і розвиненістю річкової мережі.

Отримані результати можуть бути використані для вдосконалення підходів до проведення моніторингу впливу полігонів побутових відходів Закарпатської низовини, оцінки їхніх пожежних ризиків, що сприятиме підвищенню рівня екологічної безпеки регіону.

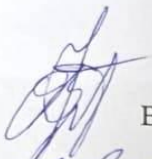
Члени комісії:

Заступник начальника управління
цивільного захисту та превентивної
діяльності – начальник відділу контролю
за утриманням захисних споруд та організації
евакуаційних заходів
підполковник служби цивільного захисту




Сергій ТУР

Заступник начальника управління реагування
на надзвичайні ситуації – начальник відділу
організації реагування на надзвичайні ситуації
та гуманітарного розмінування
полковник служби цивільного захисту



Василь ОКАРСЬКИЙ

Начальник відділу безпілотних
систем та робототехніки
підполковник служби цивільного захисту



Федір ФІЛІП

ЗАТВЕРДЖУЮ

Начальник Закарпатського обласного центру
з гідрометеорологіїВасиль МАНІВЧУК
2026 р.

впровадження результатів дисертаційної роботи аспіранта заочної форми навчання докторантури / ад'юнктури Львівського державного університету безпеки життєдіяльності Василя Дочинця на здобуття ступеня доктора філософії з галузі знань 10 «Природничі науки» за спеціальністю 101 «Екологія»

Результати досліджень аспіранта заочної форми навчання докторантури / ад'юнктури Львівського державного університету безпеки життєдіяльності Василя Дочинця враховано у практичній діяльності Закарпатського обласного центру з гідрометеорології.

Дослідження впливу полігонів побутових відходів на довкілля є дуже важливим, оскільки вони є потужними регіональними техногенними джерелами забруднення атмосфери та гідросфери. Їх вивчення дозволяє прогнозувати зміни клімату, забезпечувати екологічну безпеку регіону дослідження та захищати водні ресурси, як поверхневі, так і підземні.

Зокрема загрозу створює вплив високотоксичних фільтратів, які утворюються внаслідок проходження крізь товщу побутових відходів і потрапляють у ґрунтові води та поверхневі водні об'єкти.

Крім того полігони змінюють локальний гідрологічний режим та мікрорельєф, порушуючи природний стік води. Дослідження дозволяють прогнозувати міграцію важких металів та хімічних сполук у басейнах річок, проаналізувати динаміку локального погіршення погодних умов через вплив шкідливих викидів, зокрема сірководню, вуглекислого газу, аміаку, пилу, продуктів горіння, змінюючи мікроклімат місцевості, сприяють підвищенню ризику випадання кислотних опадів.

Свинець характеризується вираженим просторовим розподілом. Максимальні концентрації встановлено в центральній частині полігону. У південній та західній частинах значення є нижчими, зберігають підвищений рівень, що вказує на поширення забруднення за межі центральної ділянки і створення осередків акумуляції.

Арсен демонструє рівномірний розподіл. Простежується тенденція до підвищених значень у центральній та західній частинах, що зумовлено низькою рухомістю арсену у ґрунтових горизонтах. Його концентрації коливаються у діапазоні 3,25 – 4,90 мг/кг. Максимальні значення 4,85-4,90 мг/кг зафіксовані у західній частині, тоді як у південній частині вони знижуються до 3,5-3,6 мг/кг.

Розподіл купруму, показав, що найвищі концентрації зафіксовані у південній частині, що пов'язано з накопиченням відходів та специфікою їх складу. Найвищі концентрації зафіксовані у південній частині та становлять 8,98-9,14 мг/кг. У західній частині спостерігається зниження до 6,3-6,85 мг/кг.

Вміст кадмію характеризується сезонною динамікою. У центральній частині його концентрація зростає з 0,025-0,028 мг/кг у весняний період та до 0,09 мг/кг у літній. Це вказує на активізацію процесів міграції. У інших частинах полігонів концентрації кадмію є нижчими та коливаються у межах 0,011-0,019 мг/кг, що підкреслює локальний характер його накопичення. Висока варіабельність кадмію вказує на значну екологічну небезпеку.

У процесі вивчення небезпек, зумовлених впливом фільтратів полігонів, встановлено, що коефіцієнт фільтрації є у діапазоні від 15 до 50 м/добу, що створює передумови для активного перенесення забруднюючих поліютантів на значні віддалі від джерел емісії. Результатом є міграційно-накопичувальні ланцюги, які обумовлюють зростаючу екологічну небезпеку.

Найбільш вражаючим показником у зоні впливу Ужгородського полігону є екстремально високий рівень перманганатної окиснюваності, що перевищує фонові значення. Таке органічне навантаження свідчить про домінування розчинених органічних сполук на стадії активного ацидогенезу, що призводить до деоксигенації середовища. Зафіксований вміст свинцю – 0,178 мг/дм³, що підтверджує наявність у фільтраті іонів важких металів, які мігрують внаслідок поступового розкладання компонентів побутових відходів.

У районі Мукачівського полігону, домінує процес вторинного засолення і нітратного забруднення. Сухий залишок, на рівні 10968 мг/дм³, свідчить про трансформацію підземних вод у техногенні розсоли. Високий вміст нітратів – 109,6 мг/дм³, вказує на інтенсивну аерацію або значний вік масиву відходів, де процеси мінералізації азотистих сполук досягли стадії завершеного окиснення. Таке поєднання високої мінералізації та нітратного навантаження, створює ризики незворотної деградації водоносного горизонту.

Гідрохімічний стан підземних вод у районі Березівського полігону побутових відходів, характеризується явищем, яке можна класифікувати як "амонійний стрес", що є явним індикатором анаеробної деструкції відходів у стадії метаногенезу, процеси нітрифікації є порушеними, що призводить до накопичення амонію у токсичних концентраціях. Виявлений вміст марганцю 2,0 мг/дм³ пояснюється відновлювальними умовами, що сприяють вилугуванню з водовміщуючих порід під дією фільтрату.

Отримані дані наукових досліджень є важливими у контексті збору моніторингових даних, щодо стану довкілля регіону та розробки прогнозів щодо рівня його екологічної безпеки.

Заступник начальника ЦГМ
з ОР та ГМЗ



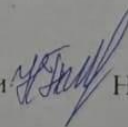
Марія СКОБЛЕЙ

Метеорологічних прогнозів
та гідрометеорологічного
забезпечення



Руслан ОЗИМКО

Виконуюча обов'язки начальника
Комплексна лабораторія спостережень
за забрудненням природного середовища II групи



Наталія ПИТЬОВКА

Додаток Б. Результати досліджень лабораторій

ЗВІТ ПРО РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ № 001813 п.м./25



ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ З ПИТАНЬ БЕЗПЕЧНОСТІ
ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ ТА ЗАХИСТУ СПОЖИВАЧІВ
ЗАКАРПАТСЬКА РЕГІОНАЛЬНА ДЕРЖАВНА ЛАБОРАТОРІЯ
ДЕРЖПРОДСПОЖИВСЛУЖБИ

88015 м. Ужгород, вул. Минайська, 39 тел.: (0312) 64-71-98 E-mail:uzhvetlab@ukr.net

Випробувальний центр Закарпатської регіональної державної лабораторії
Держпродспоживслужби

Місце проведення випробувань:
88015, м. Ужгород, вул. Минайська, буд. 39



20292
Випробування

ЗАТВЕРДЖУЮ

В.о. директора Закарпатської регіональної
державної лабораторії
Держпродспоживслужби

Сергій КЕПЕНАЧ

«23» червня 2025 р.

Звіт про результати дослідження патологічного/біологічного
матеріалу/об'єктів навколишнього середовища

№ 001813 п.м./25

від «23» червня 2025 р.

Кому: Дочинець Василь Васильович
Адреса: Закарпатська область, м. Ужгород, вул. Тлехаса, 14, кв. 9
Супровідна: № 1 від 04.06.2025 р.
Дата отримання матеріалу: 04.06.2025 р. об 09 год. 06 хв.
Перелік матеріалу, що надіслано на випробування (стан, опис зразку): два зразки ґрунту
Належать: сміттєзвалище м. Берегове Закарпатської області
Проведено випробування: Токсичні елементи
Дата проведення випробувань: 04.06.2025 р. - 23.06.2025 р.

Результати випробувань:

001813п.м./1/25-Ґрунт (власник сміттєзвалище м. Берегове, місце відбору СПЗП)

Назва показника/ захворювання	МДР за нормативними документами*	Результати випробувань	Метод/позначення ІД на метод випробувань	Невизначеність вимірювання
Цинк, мг/кг	фактичний показник	0,69	атомно-абсорбційна спектрометрія [ДСТУ 4770.2:2007]	± 0,02

001813п.м./2/25-Ґрунт (власник сміттєзвалище м. Берегове, місце відбору Контроль)

Назва показника/ захворювання	МДР за нормативними документами*	Результати випробувань	Метод/позначення ІД на метод випробувань	Невизначеність вимірювання
Цинк, мг/кг	фактичний показник	1,32	атомно-абсорбційна спектрометрія [ДСТУ 4770.2:2007]	± 0,05

Результати випробувань стосуються зразку, що пройшов випробування.
Цей Звіт про результати дослідження не може бути відтворений, тиражований та розповсюджений, повністю чи частково, як офіційний документ без дозволу керівництва лабораторії.



**ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ З ПИТАНЬ БЕЗПЕЧНОСТІ
ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ ТА ЗАХИСТУ СПОЖИВАЧІВ
ЗАКАРПАТСЬКА РЕГІОНАЛЬНА ДЕРЖАВНА ЛАБОРАТОРІЯ
ДЕРЖПРОДСПОЖИВСЛУЖБИ**

88015 м. Ужгород, вул. Минайська, 39 тел.: (0312) 64-71-98 E-mail:uzhvetlab@ukr.net

Випробувальний центр Закарпатської регіональної державної лабораторії
Держпродспоживслужби

Місце проведення випробувань:
88015, м. Ужгород, вул. Минайська, буд. 39



20292
Випробування

ЗАТВЕРДЖУЮ

В.о. директора Закарпатської регіональної
державної лабораторії
Держпродспоживслужби

Сергій КЕПЕНАЧ
« 23 » червня 2025 р.



**Звіт про результати дослідження патологічного/біологічного
матеріалу/об'єктів навколишнього середовища**

№ 001815 п.м./25

від «23» червня 2025 р.

Кому:	Дочинець Василь Васильович
Адреса:	Закарпатська область, м. Ужгород, вул. Тлехаса, 14, кв. 9
Супровідна:	№ 3 від 04.06.2025 р.
Дата отримання матеріалу:	04.06.2025 р. об 09 год. 21 хв.
Перелік матеріалу, що надіслано на випробування (стан, опис зразку):	два зразки ґрунту
Належать:	ПТТПВ м. Мукачево Закарпатської області
Проведено випробування:	Токсичні елементи
Дата проведення випробувань:	04.06.2025 р. - 23.06.2025 р.

Результати випробувань:

001815п.м./1/25-Ґрунт (власник ПТТПВ м. Мукачево, місце відбору СПЗЦ)				
Назва показнику/ захворювання	МДР за нормативними документами*	Результати випробувань	Метод/позначення НД на метод випробувань	Невизначеність вимірювання
Цинк, мг/кг	фактичний показник	1,31	атомно-абсорбційна спектрометрія [ДСТУ 4770.2:2007]	± 0,08
001815п.м./2/25-Ґрунт (власник ПТТПВ м. Мукачево, місце відбору Контроль)				
Назва показнику/ захворювання	МДР за нормативними документами*	Результати випробувань	Метод/позначення НД на метод випробувань	Невизначеність вимірювання
Цинк, мг/кг	фактичний показник	0,69	атомно-абсорбційна спектрометрія [ДСТУ 4770.2:2007]	± 0,06

Результати випробувань стосуються зразку, що пройшов випробування.

Цей Звіт про результати дослідження не може бути відтворений, тиражований та розповсюджений, повністю чи частково, як офіційний документ без дозволу керівництва лабораторії.

Додаток В. Список публікацій здобувача за темою дисертації та відомості про апробацію результатів дисертації

Наукові праці в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Boyko, T., Fediv, I., Popovych, V., **Dochynets, V.**, Barabash, O., & Koval, N. (2026). Logistics of landfill fire suppression: environmental risks and response optimization . *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, 13(2), 9733–9739. <https://doi.org/10.15243/jdmlm.2026.132.9733> (Scopus, Q3)

Особистий внесок – постановка проблеми, частково виклад результатів досліджень, опрацювання висновків.

2. **Дочинець, В.**, Король, К., Бойко, Т., Шуплат, Т., & Панімаш, Ю. (2026). Екологічна небезпека спричинена фільтратами полігонів побутових відходів Панонського басейну та їх вплив на гідросферу. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*, 33, 44–55. <https://doi.org/10.32447/20784643.33.2026.04>

Особистий внесок – опрацювання результатів досліджень, формулювання висновків.

3. Бойко, Т. В., **Дочинець, В. В.**, Король, К. А., Попович, Н. П., & Шуплат, Т. І. (2026). Екологічні ризики експлуатації полігонів побутових відходів в межах урбанізованих територій. *Екологічні науки*, 2(65), 284–289. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.2-65.47>

Особистий внесок – постановка завдань досліджень, опрацювання результатів досліджень.

4. **Дочинець, В. В.** Формування просторових градієнтів важких металів у ґрунтах Ужгородського полігону побутових відходів у різні періоди року. *Біологічні, хімічні та екологічні загрози під час війни: колективна монографія. Львів: ЛДУБЖД, 2026. С. 42-51.*

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

5. Дочинець В. В., Шуплат Т. І. Наслідки військових дій для водних ресурсів України. *Проблеми та перспективи розвитку безпеки життєдіяльності в умовах війни: збірник наукових праць XX Міжнародної науково-практичної конференції молодих вчених, курсантів та студентів. Львів: Львівський державний університет безпеки життєдіяльності, 2023. С. 71–73. Участь очна.*

Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, формулювання висновків.

6. Дочинець В. В., Шуплат Т. І., Попович В. В. Проблема поводження із твердими побутовими відходами у Закарпатській області: причини, наслідки та шляхи вирішення. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: матеріали IX Міжнар. конгресу, Львів, 26–27 вересня 2024 р. Львів : Національний університет «Львівська політехніка», 2024. С. 70. Участь очна.*

Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, постановка проблеми досліджень.

7. Дочинець В. В., Шуплат Т. І. Проблематика та шляхи поводження з відходами руйнування інфраструктури внаслідок військових дій в Україні. *Круглий стіл “Лісові пожежі в умовах війни”, 24 травня 2024 року. С. 13-17. <https://sci.ldubgd.edu.ua/jspui/handle/123456789/14484> Участь очна.*

Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, постановка завдання.

8. Дочинець В. В., Іляшевич М. М., Попович В. В. Флористична та екологічна структура рослинного покриву полігонів твердих побутових відходів Закарпатської області. *International scientific conference (December 25–26, 2024, Riga). 2024. С. 17-21. <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-521-1-4> Участь дистанційна.*

Особистий внесок – постановка завдання, опрацювання висновків.

9. Бойко, Т. В., **Дочинець В. В.**, Попович, В. В. (2026). Адаптація правової політики України до acquis ЄС щодо моделі поводження із побутовими відходами. *Закарпатські правові читання. Адаптація правової політики України до acquis ЄС : матеріали XVIII Міжнародної науково-практичної конференції, м. Ужгород, 23–24 квітня 2026 р. Львів – Торунь : Liha-Pres, 2026.* С. 382-384. <https://doi.org/10.36059/978-966-397-601-3-88> **Участь очна.**

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, формування висновків.

10. **Дочинець В. В.**, Шуплат Т. І., Попович В. В. Оцінка рівня газостійкості рослинного покриву полігонів побутових відходів Закарпатської області // *Проблеми та перспективи розвитку безпеки життєдіяльності в умовах війни : зб. наук. праць XXI Міжнар. наук.-практ. конф. молодих вчених, курсантів та студентів.* Львів: ЛДУБЖД, 2026. С. 773–778. URL: <https://sci.ldubgd.edu.ua/jspui/handle/123456789/17824> **Участь очна.**

Особистий внесок – польові дослідження, опрацювання висновків.

11. **Дочинець В. В.**, Шуплат Т. І. Оцінка рівня солестійкості піонерної рослинності полігонів побутових відходів Закарпатської області. Охорона праці: освіта і практика. *Проблеми та перспективи розвитку охорони праці: Зб. наук. праць VI Всеукраїнської науковопрактичної конференції викладачів та фахівців–практиків та XVI Всеукраїнської науково-практичної конференції курсантів, студентів, аспірантів та ад'юнктів.* Львів: ЛДУБЖД, 2026. С. 107-110. **Участь очна.**

Особистий внесок – польові дослідження, відбір проб, опрацювання висновків.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації:

12. **Дочинець В. В.**, Шуплат Т. І., Попович Н. П. Еколого-біобезпекові проблеми породжені стихійними сміттєзвалищами Закарпатської області. *Біологічні, хімічні та екологічні загрози під час війни: колективна монографія.* Львів: ЛДУБЖД, 2025. С. 245–255. <https://doi.org/10.32447/bcet.2025.17>

13. Попович В. В., Кучерявий В. П., Скиба Т. К., Бойко Т. В., **Дочинець В. В.**, Іляшевич М. М., Кіт О. Ю., Попович Н. П., Коваль В. В. Пристрій для вимірювання щільності ґрунту: пат. 162515 Україна: МПК G01N 9/36. № u202504363; заявл. 08.09.2025; опубл. 01.04.2026, Бюл. № 13/2026.

Особистий внесок – постановка завдання, розробка формули моделі.

14. Попович В. В., Кучерявий В. П., Скиба Т. К., Бойко Т. В., **Дочинець В. В.**, Іляшевич М. М., Кіт О. Ю., Кочмар І. М., Федів І. С., Скробала В. М. Пристрій для вимірювання липкості ґрунту: пат. 162516 Україна: МПК G01N 9/36. № u202504365; заявл. 08.09.2025; опубл. 01.04.2026, Бюл. № 13/2026.

Особистий внесок – постановка проблеми, оформлення заявки.