

ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ З НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ
ЛЬВІВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ТИНДИК ОЛЕГ СТЕФАНОВИЧ

УДК 574.42+ 556.5+581.5

ДИСЕРТАЦІЯ
ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТЕХНОГЕННИХ ВОДОЙМ
ГІРНИЧОПРОМИСЛОВИХ КОМПЛЕКСІВ

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

_____ О. С. Тиндик
(підпис)

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

Львів 2025
АНОТАЦІЯ

Тиндик О. С. Екологічна безпека техногенних водойм гірничопромислових комплексів. – 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, 2025.

Дисертаційна робота присвячена вивченню впливу чинників еколого-техногенної небезпеки, яка сформована в гірничодобувному регіоні, на біоту (воду, повітря, едафотопи, макроміцети, фітоценози, мохи, іхтіофауну), а також перспективним напрямом ренатуралізації довкілля гірничих районів.

У світовому аспекті склалася позитивна тенденція щодо дослідження важких металів у водоймах (річках, озерах), яка має декілька напрямів: вміст у воді, вміст у донних відкладеннях, вміст у організмах риб та водної рослинності, вміст у едафотопах прибережно-водної зони та вміст у опадах, зрошувальній воді та очищених стоках. Аналіз наукових джерел показав, що найменш дослідженими із наведених складових є вміст важких металів у водній рослинності.

Особливості сезонної динаміки забруднення води техногенних водойм та рік вивчали методами добування даних. Добування даних – це процес аналітичного дослідження великих масивів інформації з метою виявлення певних закономірностей і залежностей між змінними, які можна застосувати до нових сукупностей даних, та достовірного прогнозування процесів і явищ. Дослідження включали три основні етапи: вивчення структури взаємного розташування елементарних ділянок у багатовимірному просторі ознак вмісту важких металів, математичне моделювання структури та перевірку математичної моделі. Основу екологічної інформації становлять відомості про рівень забруднення води на 5 ділянках 9 важкими металами: Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr. Математичне моделювання здійснювали шляхом встановлення систематичних взаємозв'язків між концентраціями важких металів. Кожну ділянку можна представити у вигляді точки у багатовимірному просторі ознак,

координати якої відповідають значенням концентрацій хімічних елементів. У цьому випадку подібність ділянок за сукупністю екологічних параметрів забруднення середовища можна визначити на основі відстаней між точками. Суть подальшої математичної процедури полягає у виділенні осей максимального варіювання, визначенні їх кількості, оцінці вкладу кожного екологічного параметра у варіювання на основі аналізу головних компонент. Перевірку математичної моделі виконували на основі порівняльної оцінки положення ділянок на осях максимального варіювання (багатовимірної ординації) із результатами сезонної динаміки хімічного забруднення води.

Вивчення видового складу і структури рослинного вкриття, будови і фізико-хімічних властивостей сформованого ґрунтового покриву, а також дослідження ревіталізаційних процесів у посттехногенних екосистемах проведено методом польових досліджень порушених територій.

Опрацювання відібраних проб здійснено в Лабораторії промислової токсикології Львівського національного медичного університету ім. Данила Галицького (м. Львів, Україна), свідоцтво № РЛ 068/22 від 01.12.2022 р. про відповідність системи керування вимірюваннями відповідно до ДСТУ ISO 10012:2005 та Державній установі «Львівський обласний центр контролю та профілактики хвороб» Міністерства охорони здоров'я України. Усі результати досліджень оформлені відповідними протоколами досліджень. Гранично-допустимі концентрації (ГДК) вмісту важких металів у породі порівнювали із даними, які відображені в публікаціях. Коефіцієнти кореляції за Пірсоном розраховувалися за допомогою програми MS Excel.

Територія дослідження розташована у природно-кліматичних умовах зони Малого Полісся. У ландшафтній структурі Малого Полісся в основному переважають природно-територіальні комплекси поліського типу. В окремих місцях поширені лісостепові ландшафти. Походження Малого Полісся пов'язане з палеогеографічними умовами антропогену. Велике значення у формуванні рельєфу і антропогенних відкладів мала діяльність текучих вод та водно-льодовикових потоків, роль яких підсилили неотектонічні рухи. На ландшафтне

різноманіття значний вплив мають техногенні ландшафти гірничодобувної промисловості, які представлені Червоноградським, Нововолинським та Південно-Західним районами.

Аналіз залежності між концентраціями важких металів у воді рік та водойм Малого Полісся вказує на наявність тісного зв'язку між окремими хімічними елементами. Так, для ділянки № 1 (невелика водойма біля підніжжя терикону) для концентрацій Cu і Cd коефіцієнт кореляції $r=0.84$, для Cu і Pb – $r=0.94$, для Cu і Co – $r=0.99$, для Mn і Ni – $r=0.97$, для Mn і Sr – $r=0.99$. Ідея наших подальших досліджень полягала у математичному моделюванні структури розташування часових варіантів ділянки у гіперпросторі ознак. Оскільки візуально неможливо розпізнати структуру у багатовимірному просторі, основна увага приділялася методам багатовимірної ординації. Завдання математичного моделювання полягало у заміні масиву чисел (концентрації важких металів) на такий розкид точок, що допоміг би виявити його структуру як відображення часових особливостей забруднення води ділянки № 1.

Оскільки концентрації важких металів у воді ділянки № 1 (невелика водойма біля підніжжя терикону) 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.

Залежно від обраного варіанта обчислень сумарного показника рівня забруднення води Z_c міняється ранг часового варіанта ділянки у сезонній динаміці вмісту важких металів у воді. Найчастіше найгірший стан якості води спостерігався в теплий період року, а найкращий – в зимовий та пізньоосінній. Цю особливість добре помітно у третьому варіанті обчислень, де до уваги бралися тільки хімічні елементи II класу небезпеки. Найбільша відмінність у значеннях сумарного показника рівня забруднення води Z_c залежно від варіанта

обчислень спостерігається на ділянках №№1-2. Так, на ділянці № 2, якщо не враховувати Mn, найгірші показники якості води переходять з квітневого до листопадового варіанта. Для третього варіанта сумарного показника рівня забруднення води Zс ділянки №№3-5 мають однаковий ранг. Для першого варіанта обчислень сумарного показника рівня забруднення води Zс із врахуванням всіх 9 хімічних елементів найгірший стан води в ріці за рівнем забруднення важкими металами спостерігається на ділянці № 3 (р. Рата, с. Сілець), яка перебуває у зоні впливу підприємств гірничо-видобувного комплексу (просідання поверхні землі у місцях відпрацювання вугільних пластів до 2-4 метрів, затоплення та підтоплення значних площ поверхні). Таким чином, відстань до потенційного джерела забруднення має істотний вплив на сезонну динаміку вмісту важких металів у воді рік та водойм гірничодобувного району.

Отримані дані про вміст важких металів у сніговому покриві свідчать, що ареал забруднювачів від гірничодобувної діяльності значно ширший, ніж розташування гірничих об'єктів. Спостерігається, що у прибережній зоні рік сніговий покрив значно забруднений, ніж на решті ділянках досліджень.

Встановлено, що перевищення ГДК ПЕД для вуглевидобувних міст не відбувається, проте, у с. Сілець, де сформовано породний відвал колишньої центральної збагачувальної фабрики, значення становлять 0,21-0,22 мкЗв/год. Фоновим значенням обрали ділянку сосновому лісі (0,08-0,09 мкЗв/год.). Решта значень не перевищують показники 0,22 мкЗв/год.

Встановлено, що у межах гірничопромислового району розвиваються такі види макроміцетів: мухомор червоний – *Amanita muscaria* (L. ex Fr.) Hook.; мокруха пурпурова – *Chroogomphus rutilus* (Schaeff.) O.K. Mill.; павутильник прямий – *Cortinarius collinitus* (Sowerby) Gray.; псевдодощовик плямистий – *Scleroderma areolatum* Ehrenb. З огляду на отримані дані видом, який найбільше накопичує важкі метали є *Cortinarius collinitus*. Встановлено, що із усіх досліджуваних видів найбільше накопичує Cu – 1,32 мг/кг, Zn – 3,45 мг/кг, Cr – 0,277 мг/кг, Co – 0,78 мг/кг, Mn - 3,39 мг/кг, Ni – 2,87 мг/кг.

Встановлено, що найбільше накопичують важкі метали рослини виду *Phragmites australis*, які розвиваються біля підніжжя породного відвалу шахти у прибережно-водній зоні техногенно утвореної водойми (досліджувана ділянка №2). Тут максимальне накопичення відбувається за усіма досліджуваними важкими металами, окрім Pb. Вміст важких металів такий: Cu – 10,28 мг/кг, Cd – 0,051 мг/кг, Zn – 6,52 мг/кг, Cr – 0,51 мг/кг, Co – 0,01 мг/кг, Mn – 46,04 мг/кг, Ni – 3,32 мг/кг. На цій ділянці вміст Pb у органах рослини становив 0,76 мг/кг, що є третім показником серед досліджуваних ділянок.

Встановлено, що найбільше накопичують важкі метали рослини виду *Polytrichum commune*, які розвиваються на досліджуваній ділянці №5. Тут Максимальне накопичення відбувається за усіма досліджуваними важкими металами, окрім Cd і Mn. Вміст важких металів такий: Cu – 3,06 мг/кг, Zn – 6,96 мг/кг, Pb – 0,65 мг/кг, Cr – 0,75 мг/кг, Co – 0,425 мг/кг, Ni – 0,93 мг/кг. На цій ділянці вміст Cd і Mn у органах рослини становив 0,112 мг/кг та 4,69 мг/кг відповідно.

У організмі представника іхтіофауни *Cyprinus carpio* спостерігається перевищення ГДК для таких важких металів як Cd (0,083 мг/кг), Zn (6,62 мг/кг), Co (0,01 мг/кг). Високий показник в організмі для Ni (0,36 мг/кг), для якого ГДК не встановлені. Решта важких металів не перевищують ГДК вмісту важких металів для організму риб, які встановлені для прісних водойм. Ці дані важливі для оцінювання якості добутої рибної продукції у вуглевидобувних регіонах.

У фітомеліоративному процесі прибережно-водних ділянок у зоні впливу породних відвалів беруть участь 37 видів рослинності, які належать до 20 родин та 4 поясів розвитку. Розподіл видового складу щодо поясів прибережно-водної фітомеліорації техногенних водойм породних відвалів показав, що пояс рослинності коливального рівня води та пояс рослинність вище по береговій зоні, яка живиться за рахунок атмосферних опадів складають однакові частки по 32%. Пояс підводної рослинності, яка постійно вкрита водою (також видів, коренева система та стебло яких, постійно є під водою, а листова пластинка плаває по поверхні) займає частку 22%. Найменшою часткою видового складу

характеризується пояс рослинності берегової зони, до якої не достають хвилі – 14%.

Для запобігання забруднення водойм у зоні впливу породних відвалів вугільних шахт необхідно запроваджувати природоохоронні та фітомеліоративні технології – створення геохімічних бар'єрів, інженерно-технічних споруд, запровадження гірничотехнічного та біологічного етапів рекультивації породних відвалів, запровадження споруд біоплато на техногенних водоймах, здійснення безперервного моніторингу за радіаційним та техногенним станом довкілля.

Ключові слова: екологічна безпека, поверхневі води, техногенне навантаження, екологія довкілля, кар'єр, важкі метали, сталий розвиток, екологічна ефективність, міграція, вугільна шахта, очищення шахтних вод, стічні води, адсорбція, фітоценоз, забруднення води.

Список публікацій здобувача

Наукові праці в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Skrobala V., Popovych V., **Tyndyk O.**, Voloshchyshyn A. Chemical pollution peculiarities of the Nadiya mine rock dumps in the Chervonohrad Mining District, Ukraine. *Mining of Mineral Deposits*. 2022. 16(4). 71-79. <https://doi.org/10.33271/mining16.04.071> (Scopus)

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, польові дослідження, формулювання висновків.

2. Popovych V.V., Voloshchyshyn A.I., **Tyndyk O.S.**, Menshykova O.V., Shuplat T.I., Bosak P.V. Monitoring of Heavy Metals Migration into Edaphic Horizons of Coal Mine Dumps. *Ecologia Balkanica*. 2022. 14(2). 63-74. (Scopus)

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, польові дослідження, підбір методів та методик досліджень.

3. Henyk Y., Popovych V., Zayachuk V., Hotsii N., **Tyndyk O.** Principles of revitalization of technologically violated areas in the Western Region of Ukraine. *Zeszyty*

naukowe Wyższa Szkoła Turystyki i Ekologii w Suchej Beskidzkiej. 2022. 22(XI). 2. 76-89. **(IC Journals Master List)**

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, аналіз методів та методик досліджень, формулювання висновків.

4. Popovych V., Skrobala V., **Tyndyk O.**, Kaspruk, O. Hydro-ecological monitoring of heavy metal pollution of water bodies in the Western Bug River basin within the mining-industrial region. *Mining of Mineral Deposits*. 2024. 18(4). 139-152. <https://doi.org/10.33271/mining18.04.139> **(Scopus)**

Особистий внесок – відбір проб, аналітичне опрацювання результатів лабораторій, формулювання висновків.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

5. **Tyndyk O.**, Popovych, V., Sai, K., Petlovanyi, M. Natural phytomelioration of the coastal water zone of man-made reservoirs in mining areas. *E3S Web of Conf*. 2024. Vol. 526. 01005. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202452601005> **(Scopus)**

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, польові дослідження, опрацювання результатів досліджень.

6. **Тиндик О. С.**, Піндер В. Ф., Попович В. В. Чинники техногенного забруднення ріки Західний Буг. *Актуальні проблеми пожежної безпеки та запобігання надзвичайним ситуаціям в умовах сьогодення : Зб. наук. пр. Всеукр. науково-практ. конф. з міжнар. участю*, м. Львів. 2022. С. 191–193.

Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, польові дослідження.

7. Босак П. В., **Тиндик О. С.**, Попович В. В. Вплив підтериконових стічних вод гірничопромислових комплексів на довкілля. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. : VII Міжнар. конгр., м. Київ, 12–14 жовтня 2022 р. Київ, 2022. С. 54.*

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

8. **Тиндик О. С.** Екологічна безпека підтериконових стічних вод. *Відновлення довкілля України внаслідок збройної агресії росії : зб. тез доп. Круглого столу*, м. Львів, 17 берез. 2023 р. Львів, 2023. С. 87–88.

Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, визначення видового складу.

9. **Тиндик О. С.,** Босак П. В., Попович В.В. Техногенне забруднення водних екосистем в зоні впливу териконів вугільних шахт. *Science, education and society: trends, challenges, prospects : International scientific-practical conference*, м. Aarhus, 7 вересня 2024 р. Aarhus, 2024. С. 28–31.

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, формулювання висновків.

10. **Тиндик О. С.,** Попович В. В., Коваль Н. Я., Скробала В. М. Вміст важких металів у гідрографічній мережі гірничопромислового району. *Екологічна безпека в умовах війни : зб. тез доп. V Міжнар. науково-практ. конференції*, м. Львів, 21 листопада 2024 р. Львів, 2024. С. 97–98.

Особистий внесок – постановка проблеми, відбір проб для досліджень.

11. **Tyndyk O. S.,** Popovych V. V., Shuplat T. I. Man-made safety and natural phytomelioration of coastal and water areas of the mining complex. *Actual problems of natural sciences development amidst the evolution of artificial intelligence. International scientific conference (December 25–26, 2024. Riga, the Republic of Latvia).* 2024. 47-50. <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-521-1-11>

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, формулювання висновків.

12. **Tyndyk O. S.,** Popovych V. V., Shuplat T. I. Phytomeliorative effectiveness of coastal and water areas of the mining complex. *Development of the agricultural sector, food and veterinary medicine in Ukraine and EU countries. International scientific conference (December 25–26, 2024. Riga, the Republic of Latvia).* 54-58. <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-518-1-12>

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, формулювання висновків.

ABSTRACT

Tyndyk O. S. Environmental safety of technogenic reservoirs of mining complexes. - Qualification scientific work as a manuscript.

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

The dissertation is devoted to studying the impact of environmental and technogenic hazards in the mining region on biota (water, air, edaphotopes, macro-mycetes, phytocoenoses, mosses, ichthyofauna), as well as promising areas of environmental renaturalisation of mining areas.

Globally, there is a positive trend in the investigation of heavy metals in water bodies (rivers and lakes) in several areas: content in water, content in sediments, content in fish and aquatic vegetation, content in edaphotopes of the coastal and aquatic zone, and content in precipitation, irrigation water and treated wastewater. The analysis of scientific sources showed that the least studied of these components is the content of heavy metals in aquatic vegetation.

The peculiarities of seasonal dynamics of water pollution in technogenic reservoirs and rivers were studied by data mining methods. Data mining is the process of analytical research of big data sets in order to identify certain patterns and dependencies between variables that can be applied to new data sets and reliable forecasting of processes and phenomena. The research included three main stages: studying the structure of the relative location of elementary sites in the multidimensional space of heavy metal content features, mathematical modelling of the structure, and verification of the mathematical model. The basis of the environmental information is the data on the level of water pollution at 5 sites with 9 heavy metals: Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr. Mathematical modelling was carried out by establishing systematic relationships between heavy metal concentrations. Each site can be represented as a point in a multidimensional feature space, the coordinates of which correspond to the values of chemical element concentrations. In this case, the

similarity of the sites in terms of a set of ecological parameters of environmental pollution can be determined based on the distances between the points. The essence of the subsequent mathematical procedure is to identify the axes of maximum variation, determine their quantity, and estimate the contribution of each ecological parameter to the variation based on principal component analysis. The mathematical model was tested based on a comparative assessment of the position of the sites on the axes of maximum variation (multidimensional ordination) with the results of the seasonal dynamics of chemical water pollution.

The species composition and structure of the vegetation cover, structure and physical and chemical properties of the formed soil cover, as well as the investigation of revitalisation processes in post-technogenic ecosystems were carried out by field studies of the disturbed areas.

The selected samples were processed at the Laboratory of Industrial Toxicology of Danylo Halytskyi Lviv National Medical University (Lviv, Ukraine), certificate No. PJI 068/22 dated 01.12.2022 on the compliance of the measurement management system in accordance with DSTU ISO 10012:2005 and the State Institution 'Lviv Regional Centre for Disease Control and Prevention' of the Ministry of Health of Ukraine. All research results are registered in the relevant research protocols. The maximum permissible concentrations (MPC) of heavy metals in the rock were compared with the data reported in publications. Pearson correlation coefficients were calculated using MS Excel.

The study area is located in the natural and climatic conditions of the Little Polesia zone. The landscape structure of Little Polesia is mainly dominated by Polesia-type natural and territorial complexes. In some places, forest-steppe landscapes are common. The origin of Little Polesia is related to the palaeo-geographical conditions of the anthropogenic environment. The activity of flowing waters and water and glacial streams, the role of which was reinforced by neotectonic movements, contributed greatly to the formation of the relief and anthropogenic deposits. The landscape diversity is significantly influenced by the anthropogenic landscapes of the mining

industry, which are represented by Chervonohrad, Novovolynsk and South-Western districts.

The analysis of the relationship between the concentrations of heavy metals in the water of rivers and reservoirs of Little Polesia indicates a close relationship between individual chemical elements. For example, for site No. 1 (a small water body at the foot of the waste heap), the correlation coefficient for Cu and Cd concentrations is $r=0.84$, for Cu and Pb - $r=0.94$, for Cu and Co - $r=0.99$, for Mn and Ni - $r=0.97$, for Mn and Sr - $r=0.99$. Further research was aimed at mathematically modelling the structure of the location of time variants of the site in the feature hyperspace. Since it is impossible to visually recognize the structure in a multidimensional space, we focused on multidimensional ordination methods. The task of the mathematical modelling was to replace the array of numbers (concentrations of heavy metals) with a scatter of points that would help to identify its structure as a reflection of the temporal features of water pollution in site No. 1.

Since the concentrations of heavy metals in the water of site No. 1 (a small pond at the foot of the spoil pile) are correlated with each other, it can be concluded that the observed data can be explained by a small number of new variables that are not directly measured but can be obtained through a linear combination of the original data. This allows reducing the dimensionality of the observation space. Graphically, the calculation procedure is simplified to moving the origin to the center of the data and rotating the coordinate axes so that the abscissa goes in the direction of the maximum variance of the data set.

Depending on the chosen option for calculating the total water pollution level Z_c , the rank of the time variant of the site in the seasonal dynamics of heavy metal content in water changes. Most often, the worst water quality condition was observed in the warm season, and the best - in winter and late autumn. This feature is clearly visible in the third version of the calculations, where only chemical elements of hazard class II were taken into account. The greatest difference in the values of the total water pollution index Z_c depending on the calculation variant is observed at sites No. 1-2. Thus, at site No. 2, if Mn is not taken into account, the worst water quality indicators

move from the April to the November variant. For the third variant of the total water pollution index Z_c , sites No. 3-5 have the same rank. For the first variant of calculating the total water pollution level Z_c , taking into account all 9 chemical elements, the worst condition of water in the river in terms of heavy metal pollution is observed at site No. 3 (Rata River, Silets village), which is located in the impact zone of mining enterprises (subsidence of the ground surface in places of coal seams mining up to 2-4 meters, flooding and submergence of large surface areas). Thus, the distance to the potential source of pollution has a significant impact on the seasonal dynamics of heavy metals in the water of rivers and reservoirs in the mining area.

The data on the content of heavy metals in the snow cover indicate that the distribution of pollutants from mining activities is much wider than the location of mining facilities. It is observed that in the coastal zone of the river, the snow cover is significantly more polluted than in other areas of the study.

It was found that the MPC for PED for coal mining towns is not exceeded, however, in the village of Silets, where the spoil tip of the former central processing plant was formed, the values are 0.21-0.22 $\mu\text{Sv/h}$. A pine forest area was chosen as a background site (0.08-0.09 $\mu\text{Sv/h}$). Other values do not exceed 0.22 $\mu\text{Sv/h}$.

It has been established that the following macromycete species develop within the mining area: fly agaric - *Amanita muscaria* (L. ex Fr.) Hook.; brown slime-cap - *Chroogomphus rutilus* (Schaeff.) O.K. Mill.; belted slimy cortinari - *Cortinarius collinitus* (Sowerby) Gray.; earth ball - *Scleroderma areolatum* Ehrenb. Based on the data obtained, *Cortinarius collinitus* is the species that accumulates heavy metals the most. It was found that among all the studied species, it accumulates the most Cu - 1.32 mg/kg, Zn - 3.45 mg/kg, Cr - 0.277 mg/kg, Co - 0.78 mg/kg, Mn - 3.39 mg/kg, Ni - 2.87 mg/kg.

It was found that the highest accumulation of heavy metals was observed in plants of the *Phragmites australis* species growing at the foot of the mine spoil pile in the coastal water zone of the manmade reservoir (study site No. 2). Here, the maximum accumulation occurs for all the studied heavy metals, except for Pb. The content of heavy metals is as follows: Cu - 10.28 mg/kg, Cd - 0.051 mg/kg, Zn - 6.52 mg/kg, Cr

- 0.51 mg/kg, Co - 0.01 mg/kg, Mn - 46.04 mg/kg, Ni - 3.32 mg/kg. At this site, the Pb content in plant organs was 0.76 mg/kg, which is the third highest among the studied sites.

It was found that the plants of the *Polytrichum commune* species, which grow in the study area No. 5, accumulate heavy metals the most. Here, the maximum accumulation occurs for all the studied heavy metals, except for Cd and Mn. The content of heavy metals is as follows: Cu - 3.06 mg/kg, Zn - 6.96 mg/kg, Pb - 0.65 mg/kg, Cr - 0.75 mg/kg, Co - 0.425 mg/kg, Ni - 0.93 mg/kg. At this site, the content of Cd and Mn in plant organs was 0.112 mg/kg and 4.69 mg/kg, respectively.

In the organism of the representative of the ichthyofauna *Cyprinus carpio*, the MPC for such heavy metals as Cd (0.083 mg/kg), Zn (6.62 mg/kg), Co (0.01 mg/kg) was exceeded. The highest level in the organism is for Ni (0.36 mg/kg), for which no MPCs have been established. The rest of the heavy metals do not exceed the MPCs in fish established for freshwater bodies. These data are important for assessing the quality of fish products harvested in coal mining regions.

The phytomelioration process of coastal and water areas in the impact zone of spoil piles involves 37 vegetation species belonging to 20 families and 4 development zones. The distribution of species composition in relation to the belts of coastal and aquatic phytomelioration of anthropogenic reservoirs of spoil tips showed that the belt of vegetation of fluctuating water levels and the belt of vegetation higher up the coastal zone, which is fed by atmospheric precipitation, have equal shares of 32% each. The belt of underwater vegetation that is permanently covered by water (including species with root systems and stems permanently underwater and leaf blades floating on the surface) accounts for 22%. The smallest share of species composition is characterised by the vegetation belt of the coastal zone, which is not reached by waves - 14%.

To prevent water pollution in the area affected by coal mine spoil piles, it is necessary to introduce environmental protection and phytomelioration technologies, such as geochemical barriers, engineering structures, introduction of mining and biological stages of spoil pile reclamation, introduction of bioplatform structures on

technogenic water bodies, and continuous monitoring of radiation and technogenic environmental conditions.

Keywords: environmental safety, surface waters, technogenic load, environmental ecology, quarry, heavy metals, sustainable development, ecological efficiency, migration, coal mine, mine water treatment, wastewater, adsorption, phytocenosis, water pollution

List of publications of the applicant

Scientific papers publishing the main scientific results of the dissertation:

1. Skrobala V., Popovych V., **Tyndyk O.**, Voloshchyshyn A. Chemical pollution peculiarities of the Nadiya mine rock dumps in the Chervonohrad Mining District, Ukraine. *Mining of Mineral Deposits*. 2022. 16(4). 71-79. <https://doi.org/10.33271/mining16.04.071> (**Scopus**)

Personal contribution - analysis of literature sources, field research, conclusions.

2. Popovych V.V., Voloshchyshyn A.I., **Tyndyk O.S.**, Menshykova O.V., Shuplat T.I., Bosak P.V. Monitoring of Heavy Metals Migration into Edaphic Horizons of Coal Mine Dumps. *Ecologia Balkanica*. 2022. 14(2). 63-74. (**Scopus**)

Personal contribution - analysis of literature sources, field research, selection of research methods and techniques.

3. Henyk Y., Popovych V., Zayachuk V., Hotsii N., **Tyndyk O.** Principles of revitalization of technologically violated areas in the Western Region of Ukraine. *Zeszyty naukowe Wyższa Szkoła Turystyki i Ekologii w Suchej Beskidzkiej*. 2022. 22(XI). 2. 76-89. (**IC Journals Master List**)

Personal contribution - analysis of literature sources, analysis of research methods and techniques, conclusions.

4. Popovych V., Skrobala V., **Tyndyk O.**, Kaspruk, O. Hydro-ecological monitoring of heavy metal pollution of water bodies in the Western Bug River basin within the mining-industrial region. *Mining of Mineral Deposits*. 2024. 18(4). 139-152. <https://doi.org/10.33271/mining18.04.139> (**Scopus**)

Personal contribution - sampling, analytical processing of laboratory results, conclusions.

Scientific papers that certify the approbation of the dissertation materials:

5. **Tyndyk, O.**, Popovych, V., Sai, K., Petlovanyi, M. Natural phytomelioration of the coastal water zone of man-made reservoirs in mining areas. *E3S Web of Conf.* 2024. Vol. 526. 01005. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202452601005> (**Scopus**)

Personal contribution - analysis of literature sources, field research, processing of research results.

6. **Tyndyk O. S.**, Pinder V. F., Popovych V. V. Factors of technogenic pollution of the Western Bug River. *Actual problems of fire safety and prevention of emergencies in modern conditions: Proceedings of the All-Ukrainian scientific and practical conference with international participation*, Lviv. 2022. C. 191-193.

Personal contribution - analysis of literature and scientific sources, field research.

7. Bosak P. V., **Tyndyk O. S.**, Popovych V. V. Impact of sub-terrikon waters of mining complexes on the environment. *Sustainable development: environmental protection. Energy saving. Balanced nature management: VII International Congress*, Kyiv, 12-14 October 2022. C. 54.

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

8. **Tyndyk O. S.** Environmental safety of sub-terrikon waters. *Restoration of the Environment of Ukraine as a Result of Russia's Armed Aggression: Collection of abstracts of the Round Table*, Lviv, 17 March. 2023 Lviv, 2023. C. 87-88.

Personal contribution - analysis of literature and scientific sources, determination of species composition.

9. **Tyndyk O. S.**, Bosak P. V., Popovych V. V. Technogenic pollution of aquatic ecosystems in the impact zone of coal mine spoil tips. *Science, education and society: trends, challenges, prospects: International scientific-practical conference*, Aarhus, 7 September 2024. Aarhus, 2024. C. 28-31.

Personal contribution - analysis of literature sources, conclusions.

10. **Tyndyk O. S.**, Popovych V. V., Koval N. Y., Skrobala V. M. Heavy metals content in the hydrographic network of the mining district. *Ecological safety in wartime: collection of abstracts of the V International Scientific and Practical Conference*, Lviv, 21 November 2024. C. 97-98.

Personal contribution - problem statement, sampling for research.

11. **Tyndyk O. S.**, Popovych V. V., Shuplat T. I. Man-made safety and natural phytomelioration of coastal and water areas of the mining complex. *Actual problems of natural sciences development amidst the evolution of artificial intelligence. International scientific conference (December 25–26, 2024. Riga, the Republic of Latvia)*. 2024. 47-50. <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-521-1-11>

Personal contribution - analysis of literature sources, conclusions.

12. **Tyndyk O. S.**, Popovych V. V., Shuplat T. I. Phytomeliorative effectiveness of coastal and water areas of the mining complex. *Development of the agricultural sector, food and veterinary medicine in Ukraine and EU countries. International scientific conference (December 25–26, 2024. Riga, the Republic of Latvia)*. 54-58. <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-518-1-12>

Personal contribution - analysis of literature sources, conclusions.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ ТА ПОЗНАЧЕНЬ.....	20
ВСТУП.....	21
РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ ВНАСЛІДОК ГІРНИЧОЇ ДІЯЛЬНОСТІ	26
1.1. Забруднення водойм важкими металами (закордонний аспект).....	26
1.2. Фітостабілізаційні заходи відновлення довкілля в гірничодобувних регіонах.....	39
1.3. Природна прибережно-водна фітомеліорація природних та техногенних водойм	41
Висновки до Розділу 1.....	43
РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, ОБ'ЄКТИ, МЕТОДИ, ПРИЛАДИ ТА МАТЕРІАЛИ ДОСЛІДЖЕНЬ. ХАРАКТЕРИСТИКА ДОСЛІДЖУВАНИХ ДІЛЯНОК.....	45
2.1. Програма досліджень.....	45
2.2. Об'єкти, методи, прилади та матеріали досліджень.....	47
2.3. Кліматичні та мікрокліматичні умови досліджень.....	49
2.4. Характеристика досліджуваних ділянок.....	51
Висновки до Розділу 2.....	57
РОЗДІЛ 3. МОДЕЛЮВАННЯ ПОШИРЕННЯ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН У ПРИРОДНИХ ТА ТЕХНОГЕННИХ ВОДОЙМАХ ГІРНИЧОПРОМИСЛОВОГО РАЙОНУ.....	58
3.1. Сезонна динаміка акумуляції важких металів у природних та техногенних водоймах.....	58
3.2. Розподіл важких металів у природних та техногенних водоймах.....	64
3.3. Моделювання сезонної динаміки забруднення природних та техногенних водойм.....	87
3.4. Вміст важких металів у сніговому покриві досліджуваного регіону....	102
3.5. Потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання в досліджуваному регіоні.....	104

	19
Висновки до Розділу 3.....	110
РОЗДІЛ 4. ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У БІОТІ ПРИБЕРЕЖНО- ВОДНИХ ДІЛЯНОК ТЕХНОГЕННИХ ВОДОЙМ.....	112
4.1. Вміст важких металів у макроміцетах.....	112
4.2. Вміст важких металів у органах <i>Phragmites australis</i>	122
4.3. Вміст важких металів у органах <i>Polytrichum commune</i>	124
4.4. Вміст важких металів у організмі <i>Cyprinus carpio</i>	127
Висновки до Розділу 4.....	130
РОЗДІЛ 5. НАПРЯМИ ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ У ГІРНИЧОПРОМИСЛОВИХ РАЙОНАХ.....	132
5.1. Регулювання природних фітомеліоративних процесів прибережно- водної зони.....	132
5.2. Відновлення техногенно порушених територій гірничодобувною діяльністю.....	137
Висновки до Розділу 5.....	141
ВИСНОВКИ.....	143
ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ.....	146
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	147
ДОДАТКИ.....	164

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

ГДК	– граничнодопустима концентрація
ГН	– граничні норми
ЕБ	– екологічна безпека
ЄС	– Європейський Союз
ООН	– Організація Об'єднаних Націй
ПАР	– поверхнево активні речовини
ПЕД	– потужність еквівалентної дози
ХПК	– хімічна потреба в кисні
ХСК	– хімічне споживання кисню
ЦЗ	– цивільний захист

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Забруднення поверхневих та підземних вод важкими металами високих концентрацій є глобальною проблемою людства. Глобальні цілі, були ухвалені ООН у 2015 році щодо скорочення бідності, захисту планети та забезпечення миру і достатку до 2030 року. Глобальна ціль сталого розвитку №6 «Чиста вода та належна санітарія». Від дефіциту води страждає понад 40% людей, і ця цифра, за прогнозами, зростатиме разом із підвищенням температури довкілля на Землі. Дедалі більше країн відчувають нестачу питної води, а зростання посухи, опустелювання, війни погіршують ці тенденції. Прогнозується, що до 2050 року кожна четверта людина відчуватиме постійну нестачу води. Безпечна та доступна питна вода для всіх до 2030 року вимагає інвестицій у інфраструктуру, забезпечення санітарних умов та гігієни, екологічний моніторинг та очищення забрудненої води.

Гірничодобувна галузь спричиняє значне техногенне навантаження, практично, на усі компоненти довкілля. Окрім функціонування самих шахт, викидів димових газів та продуктів горіння, знищення родючих земель, руйнування ґрунтових генетичних горизонтів, скидання зворотних вод у водойми, просідання земної поверхні, складування породних відвалів, відбувається забруднення важкими металами ґрунтів, рослинності, поверхневих та підземних вод, у тому числі річок, природних озер і водойм.

Зв'язок з науковими програмами, планами, темами. Дисертація виконана в контексті пріоритетних напрямів державної політики України у сфері сталого розвитку, охорони довкілля, раціонального використання природних ресурсів, які визначені «Водною стратегією України на період до 2050 року», Постановою Кабінету Міністрів України «Про схвалення Концепції Державної цільової програми справедливої трансформації вугільних регіонів України на період до 2030 року», Директивою Європейського Парламенту і Ради 2006/21/ЄС «Про управління відходами видобувної промисловості» та про

внесення змін до Директиви 2004/35/ЄС Європейського Парламенту та Ради «Про екологічну відповідальність за попередження та ліквідацію наслідків завданої навколишньому середовищу шкоди у частині діяльності підприємств гірничодобувної промисловості», а також Глобальній цілі сталого розвитку ООН – «Ціль 6. Чиста вода та належні санітарні умови».

Дисертаційна робота виконувалася в межах ініціативної науково-дослідної роботи в Львівському державному університеті безпеки життєдіяльності: «Техногенно-екологічна безпека породних відвалів вугільних шахт, полігонів твердих побутових відходів та пірогенно трансформованих територій» (державний реєстраційний номер 0121U113363), де автор був одним із виконавців.

Мета і завдання дослідження. Мета дослідження – встановити стан забруднення водойм важкими металами та біоти в межах гірничодобувного району і запропонувати шляхи ревіталізації посттехногенних екосистем.

У відповідності до поставленої мети передбачалося розв'язати наступні завдання:

- за даними наукових та літературних джерел проаналізувати актуальність обраних досліджень;
- встановити місця відбору проб для найбільш точного вивчення рівня забруднення;
- виміряти радіаційний фон на території гірничодобувного району, а також мікроклімат та едафічні умови;
- здійснити відбір проб води у природних і техногенних водоймах за сезонами та проаналізувати рівень забруднення такими важкими металами як Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr.

Об'єкт дослідження – забруднення гідрографічної мережі та біоти небезпечними речовинами внаслідок гірничодобувної діяльності.

Предмет дослідження – особливості накопичення важких металів у воді природних та техногенних водойм, сніговому покриві, рослинності, макроміцетах та живих організмах у межах гірничодобувного регіону.

Методи досліджень: хімічні, фізичні, ґрунтознавчі, фітоценотичні, геоботанічні, біологічні, логістичні, добування даних, статистичні.

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

Наукова новизна отриманих результатів. У результаті вивчення стану забруднення водойм важкими металами та біоти в межах гірничодобувного району, а також шляхів ревіталізації посттехногенних екосистем, отримано такі наукові результати:

вперше:

- встановлено асоціації (групи) хімічних елементів у воді, що може бути покладено в основу гідрологічного моніторингу в межах гірничодобувного регіону;
- встановлено, що відстань до потенційного джерела забруднення має істотний вплив на сезонну динаміку вмісту важких металів у воді рік та водойм гірничодобувного регіону, що дозволяє впроваджувати ефективні методи та засоби управління екологічною безпекою;
- встановлено особливості міграції важких металів у гідросферу, що дозволяє прогнозувати рівень екологічної небезпеки від забруднення стічними водами з породних відвалів природних водойм;

удосконалено:

- методику дослідження природних та техногенних водойм шляхом вивчення їх геопозицій відповідно до розташування до джерела забруднення;
- алгоритм досліджень вмісту важких металів у водоймах в межах гірничопромислових районів шляхом врахування цілей сталого розвитку;

набули подальшого розвитку:

- наукові підходи щодо відбору проб важких металів у біоті, що дозволяє оцінити рівень екологічного ризику у межах регіону;
- методологічні підходи гідрологічного моніторингу забруднення водойм у межах гірничодобувного регіону.

Практичне значення одержаних результатів. Результати досліджень використовує ДП «Львіввугілля у процесі комплексного моніторингу стану екологічної безпеки регіону.

Результати досліджень впроваджені в навчальний процес Львівського державного університету безпеки життєдіяльності за спеціальністю 101 «Екологія» під час викладання таких курсів: «Рекультивація земель», «Моніторинг довкілля», «Теоретичні основи очищення стічних вод» (додаток А).

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 низку польових та лабораторних досліджень, відібрано і проаналізовано проби. Усі наукові ідеї, положення, результати теоретичних досліджень, висновки дисертації розроблені, сформульовані та отримані особисто автором у період з 2022 до 2025 років.

Апробація матеріалів дисертації. Основні положення і результати дисертаційної роботи та окремі результати досліджень доповідались на круглих столах та конференціях різних рівнів: «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Київ, 2022 р.); «Актуальні проблеми пожежної безпеки та запобігання надзвичайним ситуаціям в умовах сьогодення» (м. Львів, 2022 р.); «Відновлення довкілля України внаслідок збройної агресії росії» (м. Львів, 2023 р.); «Science, education and society: trends, challenges, prospects: international scientific-practical conference» (м. Aarhus, 2024 р.); «Екологічна безпека в умовах війни» (м. Львів, 2024 р.); Actual problems of natural sciences development amidst the evolution of artificial intelligence. International scientific conference (Riga, Latvia, 2024); Development of the agricultural sector, food and veterinary medicine in Ukraine and EU countries. International scientific conference (Riga, Latvia, 2024).

Публікації. За результатами досліджень, представлених у дисертаційній роботі, опубліковано 12 наукових праць, з яких: 4 – наукові праці в яких

опубліковані основні наукові результати дисертації (3 з них опубліковані в наукометричних журналах бази даних **Scopus**); 8 – наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації (1 з них проіндексовані базою даних **Scopus**).

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається зі вступу, п'яти розділів, висновків, списку використаних джерел та додатків. Список використаних джерел включає 133 найменування. Загальний обсяг роботи складає 201 сторінку, з яких 119 сторінок основного тексту з 11 таблицями та 38 рисунками.

РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ ВНАСЛІДОК ГІРНИЧОЇ ДІЯЛЬНОСТІ

1.1. Забруднення водойм важкими металами (закордонний аспект)

Породні відвали вугільних шахт є об'єктами техногенної небезпеки, які роками забруднюють повітря, поверхневі та підземні водойми, ґрунти. Одним із найбільших техногенних чинників породних відвалів є підтериконові стічні води. Стічні води накопичуються в техногенних водоймах біля підніжжя породних відвалів вугільних шахт. Одним із найбільш ефективних засобів підвищення якості довкілля вугледобувних регіонів є фітомеліорація, у нашому випадку – прибережно-водна.

Щодо якості води, основні критерії наведені у документі [14]. Захист і відновлення екосистем, пов'язаних з водою, має важливе значення для усіх живих організмів [110].

Надзвичайні ситуації природного та техногенного характеру спричиняють додаткове надходження важких металів у довкілля. Наприклад, у листопаді 2015 року гребля Fundão обрушилася, викинувши в довкілля близько 35 мільйонів m^{-3} хвостів залізної руди, які покрили приблизно 15 km^2 заплавлених ґрунтів. Більшість елементів (As, Cr, Cu, Ni, V і Zn) були вилучені в залишковій фракції послідовної екстракції BCR, представляючи низький ризик викиду в природу. Оцінка ризику для здоров'я для As підрахувала, що всі неуражені ґрунти та відкладення річок Гуалаксо-ду-Норті, Кармо та Доче мають канцерогенний ризик, вищий за прийнятне значення для дітей [71]. Розглянемо деякі дослідження вмісту важких металів у воді річок та організмах риб.

Сто шість проб води було проаналізовано за два сезони за допомогою атомно-абсорбційної спектрофотометрії та ультрафіолетової/видимої спектроскопії у водних ресурсах свинцево-цинкових гірничих громад Еньїмба, Мкпума Акпатакпа, Амека, Аморі, Аманчара та Алібаруху. Результат показує рівні $\text{Pb}^{2+} > \text{Hg}^{2+} > \text{As}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Ag}^{2+} > \text{Se}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Cr}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$ у

джерелах води. Високі рівні Mn^{2+} (63,45 мг/л), Pb^{2+} (11,42 мг/л), Cr^{3+} (14,60 мг/л), Ni^{2+} (1,260), Cd^{2+} (15,67 мг/л), Ag^{+} (6,06 мг/л), Hg^{2+} (2,60 мг/л), As (4,13 мг/л), Se^{2+} (2,68 мг/л), Zn^{2+} (10,53 мг/л) і Co^{2+} (0,9 мг/л) вище рекомендованого ВООЗ стандарту для питної води. Лише Cu^{2+} зафіксували безпечні концентрації в 100% проаналізованих зразках. Рівні супутніх металів, включаючи Pb^{2+} , As , Hg^{2+} , Se^{2+} і Cd^{2+} , вищі в підземних водах. Сезонний аналіз показує зниження концентрації хімічних компонентів у сезон дощів порівняно з сухим сезоном [56].

Дослідження [74] вивчало вплив забруднення важкими металами (Cd , Zn , Pb і Cu) у воді, осадах і двох органах нільської тиляпії (*Oreochromis niloticus*) (печінці та м'язах) у шести місцях відбору проб уздовж озера Насер. Крім того, було досліджено вплив біоаккумуляції важких металів у водній екосистемі через воду, відкладення та органи риби. Висновок полягає в тому, що вода озера Насер безпечна для споживання людиною, сільськогосподарського використання та громадської санітарії.

Також було проведено експериментальне дослідження для встановлення рівнів As , Hg , Pb і Cd у видах риби нільської тиляпії (*Oreochromis niloticus*) і мулистій риби (*Clarias anguillaris*) та водних середовищах (воді) з басейнів Пра та річки Анкобра за допомогою атомно-абсорбційного методу. Обидва зразки річкової води зафіксували діапазони 0-0,0040, 0,0060-0,0387, 0-0,0020, 0,006-0,0093 мг/л для кадмію, свинцю, миш'яку та ртуті відповідно. Для кадмію та миш'яку їхні рівні були порівнянними ($p > 0,05$). Однак виявлені значення для свинцю та ртуті не можна порівняти ($p < 0,05$). Концентрації токсичних металів у річках зменшувалися в порядку $Hg > Pb > Cd > As$. Для зразків риби значення коливалися 0-0,08, 0,04-0,42, 0-0,04 і 0,40-0,60 мг/кг для кадмію, свинцю, миш'яку та ртуті відповідно. Загалом для Меркурія були отримані помітно високі значення. Оцінка ризику для здоров'я людини від впливу важких металів через споживання риби з річок як дітьми, так і дорослими показала відсутність значного неканцерогенного несприятливого ризику для здоров'я людей [55].

Проте, у дослідженнях [94] встановлено, що концентрація важких металів у рибі та осадових відкладеннях коливалась від 0,001 до 9,505 мг/кг та від 0,294 до 106,25 мг / кг . Значення ризику раку протягом життя (LCR) для дітей і дорослих виявилися вищими за прийнятне порогове значення (ATV), а діти виявилися більш чутливими до ризиків для здоров'я. Для всіх місць, крім ділянки 4, LCR токсичних металів, крім Cd, були в межах ATV (10^{-6} - 10^{-4}); значення Cd було вищим за ATV, і це створює високий ризик раку для мешканців нижче за течією [94].

Вміст слідів металів (Cd, As, Pb, Cr, Cu, Zn, Ni, Co, Mn і Fe) вивчали у зразках осадів з одинадцяти місць відбору проб у водосховищі Keban Dam, яке є другим за величиною водосховищем Туреччини. Значення чинника екологічного ризику та індексу екологічного ризику на всіх ділянках становили <40 та <150 відповідно, що свідчить про низький екологічний ризик у водосховищі. Кластерний, кореляційний і факторний аналізи показали, що Cr і Ni походять із змішаних джерел літогенного та антропогенного походження, тоді як інші метали в основному походять із природних джерел [44].

Загальновідомо, що спалювання вугілля генерує майже 40% світової електроенергії. Однак, внаслідок цього утворюється 1,1 мільярда тон залишків згоряння вугілля (CCR) щорічно, половина з яких потрапляє на звалища. Загальна кількість золівдвалів та їх статус у світі невідомі. У статті [63] розглядається екологічна шкода, спричинена CCR, і три широко використовувані методології оцінки ризику: оцінка вимивання, оцінка ґрунтових вод і тестування на токсичність. Результати [8] показали, що концентрації Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni та V в основному пов'язані з гірничодобувною діяльністю та, меншою мірою, з природними джерелами. У випадку Cd і Pb забруднення може мати важливий внесок від використання добрив, тоді як Zn має змішане джерело як літогенного, так і антропогенного походження. З іншого боку, високі концентрації U, зокрема у зразках ґрунтових вод, були пов'язані з геогенними причинами. Хоча потенційні значення екологічного ризику вказують на низький екологічний ризик; інші індекси якості опадів (TEL, PEL, Σ TU та PEL-Q) показали, що існує

25% ймовірності того, що вміст важких металів у водних ресурсах поблизу районів видобутку викликає несприятливий токсичний вплив на водні організми [8].

У статті [95] зібрано дані про важкі метали (ВМ) кадмію (Cd), заліза (Fe), кобальту (Co), марганцю (Mn), миш'яку (As), свинцю (Pb), хрому (Cr), міді (Cu), цинку (Zn).) і нікелю (Ni) у водних відкладах з Індії з 1979 по 2017 рр. Було виявлено, що середні значення Cu, Co, Zn, Pb, As і Cr в індійських відкладеннях були високими порівняно з Австралійськими тимчасовими рекомендаціями щодо якості осади. Результати оцінки екологічного ризику показали, що 11% ТМ становлять дуже високий ризик. Ризик раку через високий вміст Cd, As і Cr шляхом прийому їжі показав високий ризик раку через їжу/воду, забруднену опадами. Зменшення вмісту ВМ у промислових стічних водах за допомогою очисних споруд у джерелі та висаджування фіторемедіаторів укорінених макрофітів у осадах може допомогти зменшити вплив ВМ на осад.

У дослідженні [15] були досліджені концентрації природних радіонуклідів (^{40}K , ^{238}U і ^{232}Th), важких металів (Pb, Ni, Cu, Cr і Cd) і пов'язаний з ними ризик для здоров'я в поверхневих водах дамби річки Нкалагу. Гамма-спектрометрія та атомно-абсорбційна спектроскопія були використані для аналізу рівнів радіонуклідів та важких металів відповідно. Середні концентрації активності радіонуклідів становили $120,45 \pm 6,51 \text{ Бк. л}^{-1}$ для ^{40}K , $5,49 \pm 0,70 \text{ Бк. л}^{-1}$ для ^{238}U та $0,14 \pm 0,01 \text{ Бк. л}^{-1}$ для ^{232}Th . Середні концентрації важких металів зменшувалися в такому порядку $\text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Cd}$. Середні концентрації як радіонуклідів, так і важких металів, крім Cu, перевищували допустимі норми Всесвітньої організації охорони здоров'я для питної води.

У річці Бхайраб (Бангладеш) було виміряно концентрацію глобально тривожних токсичних металів, таких як миш'як (As), хром (Cr), кадмій (Cd) і свинець (Pb), для визначення екологічних ризиків і ризиків для здоров'я людини, пов'язаних із річкою. екосистема. Середні концентрації As, Cr, Cd і Pb у воді становили відповідно 3,55, 31,74, 1,44 і 23,82 мкг/л, а в осадах – 4,13, 34,17, 1,66 і 25,46 мг/кг відповідно. Визначення металів в осадах було більше, ніж влітку.

Потенційний екологічний ризик (PER) в осадових відкладеннях слідував порядку спадання $Cd > As > Pb > Cr$. Рівень забруднення токсичними металами означав, що стан лякає і, ймовірно, серйозно впливає на водну екологію цієї річкової екосистеми [47].

Дослідження [17] мало на меті дослідити вплив трьох типів джерел зрошувальної води, включно з очищеними стічними водами, водою з річки Гарасу та колодязною водою з хімічними добривами, на накопичення та екологічний ризик важких металів у сільськогосподарських ґрунтах. Зразки ґрунту відбирали до і після зрошення сільськогосподарських культур для оцінки концентрації важких металів. Зразки аналізували на наявність міді, нікелю, кадмію, заліза, хрому, цинку, свинцю, міді та марганцю. Виходячи з результатів, концентрація основних металів у ґрунті перед поливом була більшою, ніж токсичних металів. Різні джерела зрошення підвищували концентрацію всіх важких металів у ґрунті, а накопичення Cr, Ni та Cd значно підвищувалося більше, ніж інші. Тому для поливу овочів максимально не рекомендується використовувати річкову воду. Водночас, низька концентрація важких металів і наявність поживних речовин в очищених стічних водах роблять це джерело найбільш підходящим джерелом зрошення, оскільки воно усуває потребу фермерів у хімічних добривах і переносить менше важких металів у ґрунт.

Розчинені поживні речовини не справляють значного позитивного впливу на виділення важких металів у прирічковій зоні, у той час як розчинений фосфор збільшує перенесення певних металів із опадів у воду, що лежить вище, в умовах естуарію. Крім того, позитивна взаємозалежність між пов'язаними з морем іонами та вивільненням більшості важких металів у річковому та естуарному середовищах вказує на збільшення рухливості важких металів у результаті реакцій катіонного обміну [38].

Антропогенне забруднення Cd, Cr, Cu, Ni, Pb і Zn руслових відкладень Пампейської області (Matanza-Riachuelo Basin, MRB), Аргентина, було оцінено за допомогою різних індексів: індексу геоаккумуляції (Igeo), фактора забруднення (Cf), індексу забруднення металами (MPI), індексу навантаження забруднення

(PLI) і ступінь забруднення (Cdeg). Верхній басейн, переважно сільський, демонструє наступний профіль забруднення осадів: $Cd > Ni > Cu \gg Pb > Zn > Cr$. Середній басейн, який знаходиться на периферії дуже індустріалізованої та міської території, демонструє наступний профіль забруднення для Igeo та Cf: $Cu > Pb > Zn > Ni > Cd > Cr$. Навпаки, у нижній частині басейну, де землекористування є міським/промисловим, рівні забруднення металами вищі та з'являються в такому порядку: $Cr > Pb > Cu > Zn > Ni > Cd$. Кадмій, Cu, Ni та Zn не виявили значного перорального та/або дермального HQ або канцерогенного ризику, але слід враховувати потенційний ризик, який становлять Cr і Pb [39].

Результати різних індексів забруднення показують, що відкладення річки Халда незначно забруднені As і Pb і від середнього до значного забруднення Cd. Оцінка екологічного ризику вказує на значний або високий екологічний ризик через Cd. Багатофакторний статистичний аналіз показує походження забруднюючих речовин у річці та вказує на те, що Cr, Zn, Pb і Cd походять від антропогенної діяльності, тоді як інші метали походять від природних літогенних дій [49].

Антропогенна діяльність у тваринництві та плантації олійної пальми є одними з основних джерел забруднення річки Лінгі важкими металами. Дослідження показало, що такі фізико-хімічні властивості, як pH, температура, провідність, солоність і розчинений кисень у воді річки Лінггі, впливають на розподіл важких металів. Концентрація важких металів (алюмінію, кадмію, міді, заліза, свинцю, марганцю, нікелю, селену та цинку) та металоїдів (миш'яку) не перевищувала допустимі межі, встановлені NWQS, US EPA або BOO3. Миш'як і марганець становили низький потенційний ризик для водних організмів у басейні річки Лінгі. Однак накопичення важких металів у річці Лінгі збільшить ризик негативного впливу на водні організми та здоров'я людини [51].

Концентрації важких металів у водних відкладеннях були відповідним індикатором антропогенного впливу вздовж річки Тхамірабарані. Наземне обстеження показало, що важкі метали, такі як Cd, Cu та Co, накопичувалися у концентраціях, вищих за фонові значення. Відповідно до SQG, Cd, Zn, Ni, Fe та

Mn перевищували SQG, що негативно впливало на придонні водні організми [94].

Унаслідок вуглевидобутку та експлуатації шахт у регіонах склалась важка екологічна ситуація [66]. Окрім безпосереднього виймання породи та вугілля, складування на відкритій поверхні та зміни ландшафту, відбувається забруднення поверхневих та підземних водоносних горизонтів [61]. Значний вплив на міграцію важких металів у довкіллі мають лісові пожежі [64]. Численні наукові праці, які присвячені забрудненню водою важкими металами можна умовно розділити на такі напрями: дослідження джерел надходження важких металів у водойми, дослідження впливу важких металів на якість води, дослідження впливу важких металів на ріст і розвиток водних організмів, рослин та тварин, вплив забрудненої важкими металами води на людський організм, очищення забрудненої води від важких металів. Вагомим джерелом надходження важких металів у водойми є породні відвали вугільних шахт [62]. За даними [37] найвищі концентрації важких металів у воді спостерігаються там, де теплова активність породних відвалів висока, оскільки неорганічні компоненти перетворюються на більш розчинні у воді форми.

Відвали шахт несуть відповідальність за ризик забруднення ґрунту, повітря та поверхневих вод, які використовуються для пиття, зрошення та побутового використання. Небажані наслідки шахтних відвалів очевидні у викиді токсичних речовин, що призвело до серйозних проблем зі здоров'ям, таких як астма. Управління кислотним дренажем у шахтних відвалах є дуже важливою стратегією, щоб уникнути забруднення навколишнього середовища та поширення хвороб [59]. Спостерігається своєрідна сезонна динаміка накопичення важких металів у воді [2, 5]. Дані ґрунту та води [4] з одинарний зв'язок району шахти Pb-Zn Rudnik (центральна Сербія) показують, що території поблизу місць видобутку та ті, що розташовані віддалено від них, зазнають значного забруднення токсичними елементами, особливо As, Pb, Ni і Cr. У результаті взаємодії води та гірської породи, хвостів шахти та гірничодобувної діяльності на сульфідній Pb-Zn-Cu шахті Küre (Kastamonu) встановлено, що

концентрації SO_4 , Al, As, Ba, Mn, Ni, Sb, Pb у деяких підземних і поверхневих водах перевищують ГДК з дотримання турецьких стандартів води, призначеної для споживання людиною, і стандартів Всесвітньої організації охорони здоров'я [30].

У [43] оцінюється вплив видобутку золота на якість поверхневих вод у районі Батурі (Схід, Камерун). Результати аналізу важких металів показали, що вміст нікелю, заліза, хрому, селену, свинцю, миш'яку, ртуті та кадмію перевищило ліміти, рекомендовані Всесвітньою організацією охорони здоров'я. Результати гідрохімічного дослідження показали, що ці води є хлорованими кальцієм і сульфатом кальцію і непридатні для споживання.

Сміттєзвалища спричиняють забруднення довкілля, а саме: забруднення підземних вод через вимивання органічних, неорганічних та різних інших проблемних речовин (SoC), що містяться у відходах; забруднення повітря через до суспензії частинок; забруднення запахом від розміщення твердих побутових відходів; забруднення моря від будь-яких потенційних стоків [82]. Крім того, вплив на здоров'я може виникнути через забруднення підземних вод і викиди газів, що призведе до канцерогенних і неканцерогенних ефектів для населення, що піддається опроміненню, яке проживає поблизу них [94, 109]. Дослідження [40] показало, що сміттєзвалища поблизу водойм суттєво вплинули на якість води, що призвело до забруднення ґрунтових вод через вимивання. Результати показали, що рівні EC, TDS, хлоридів, Fe та Zn на сміттєзвалищі Bariga перевищували Нігерійський стандарт якості питної води (NSDWQ-2007) [40]. Умови звалищ варіювалися від кислотних до лужних, тому досліджувані елементи мають різну рухливість у різних звалищах. Елементи, які становлять екологічні ризики, відрізняються від одного типу звалища до іншого, тому різні звалища мають різний потенціал забруднення водойм [41]. Результати, отримані із застосуванням фізико-хімічних аналізів фільтрату, дозволили зробити висновок про різні ступені сильного забруднення ґрунтових вод органічними речовинами, солями та важкими металами [21]. Тому вживання такої води небезпечно для здоров'я людини [78, 79].

Видобуток таких металів, як золото, срібло та мідь, призводить до впливу води та повітря на гірську руду, що містить сульфідів. Це призводить до утворення кількох шкідливих продуктів, таких як сірчана кислота. Якщо дренаж води з таких шахт неконтрольований, він може стікати в струмки чи річки або просочуватися в ґрунтові води, таким чином зрештою потрапляючи в підземні водні системи (ґрунтові води), які взаємопов'язані на величезних територіях [45]. У зв'язку з цим 11 металів, включаючи Al, Cr, Mn, Fe, Ni, Co, Cu, Zn, Sr, Cd і Pb з різних зразків води (колодязь, джерело, річка та озеро), були зібрані з трьох конкретних географічних гірничих ділянок. Рівень токсичних/канцерогенних металів, включаючи Pb, Cd і Ni, у пробах води був вищим за рекомендації ВООЗ і становить реальний ризик для здоров'я людини, особливо для дітей [52].

З метою моніторингу якості підземних вод проведено аналіз проб із 3-х спостережних свердловин поблизу відвалів червоного шламу. Результати моніторингу ґрунтів не показали значень аналізованих параметрів вище значень, встановлених національним законодавством щодо якості ґрунтів [46].

Про адсорбцію важких металів із води присвячено чимало наукових праць [33, 87, 88], а також про способи очищення води хімічними [81] та біологічними методами [42], зокрема в регіоні досліджень. Проте ця тематика буде перспективами наших подальших досліджень.

У світовому аспекті велика кількість науковців проводить дослідження щодо проблеми забруднення водойм важкими металами, а також способами їх очищення. Забруднення водних екосистем деякими важкими металами може призвести до екологічних проблем і, отже, до негативного впливу на здоров'я. Важкі метали, як стійкі токсиканти, осідають в екосистемі та згодом заражають харчові ланцюги [29]. Результати [24] свідчать про те, що прибережні води з гірничодобувною діяльністю та найбільшою концентрацією міді та заліза спричинили більшу антиоксидантну реакцію та окисне пошкодження ліпідів у *E. peruviana*. Немало важливими є питання дослідження впливу важких металів на живі організми, в тому числі здоров'я людини. Отруєння важкими металами є серйозною загрозою, і з цим пов'язано кілька ризиків для здоров'я. Токсичні

ефекти цих металів, незважаючи на те, що вони не мають жодної біологічної ролі, залишаються присутніми в тій чи іншій формі, шкідливі для організму людини та його належного функціонування [76]. Гострі та хронічні захворювання спричинені концентрацією важких металів у питній воді, яка перевищує допустимі межі, встановлені кількома національними та міжнародними організаціями. Вони можуть варіюватися від не смертельних, таких як м'язова та фізична слабкість, до летальних, таких як мозок, нервова система та навіть рак [83].

Поряд із гострою кризою щодо нестачі питної води у світовому аспекті, забруднення водойм і річок внаслідок експлуатації промислових та гірничодобувних підприємств є актуальною проблемою. Зокрема, основними забруднювачами внаслідок гірничодобувної промисловості, знайденими поблизу міста Бая-Маре (Румунія), є важкі метали Pb, Zn, Cd, Cu, Ni та As. Встановлені високі концентрації важких металів у підземних водах зі свердловин у селах, розташованих нижче за течією від об'єктів гірничопромислового комплексу [48]. Згідно індексу забруднення важкими металами та індексу оцінки важких металів проб поверхневої води, середня частина басейну річки Ар'єш, поблизу та нижче за течією від водосховища золотодобувної шахти, характеризувалася високим рівнем забруднення [50].

У Гані в водоймах, які знаходяться навколо об'єктів видобування золота коефіцієнти небезпеки (HQ) для проковтування та контакту зі шкірою для незайманих зразків і зразків, отриманих у шахтах, становили від $3,00 \times 10^{-4}$ (Cu) до 0,84 (Cr) і від $2,40 \times 10^{-6}$ (Cu) до 7,44 (As), відповідно [16]. Свинець, кадмій, миш'як і ртуть дуже канцерогенні, а інші токсичні. Було проведено оцінку рівнів цих металів у водних ресурсах свинцево-цинкових гірничих громад Еньїмба, Мкпума Акпатакпа, Амека, Аморі, Аманчара та Алібаруху, а також досліджено потенційний ризик для здоров'я. Сезонний аналіз показує зниження концентрації хімічних компонентів у сезон дощів порівняно з сухим сезоном [56].

Науковцями оцінено вплив миш'яку та важких металів на довкілля площею 105 км^2 історичної та недавньої шахти Вілья-де-ла-Пас-Матехуала, Сан-

Луїс-Потосі (Мексика). Встановлено, що максимальна концентрація миш'яку в пльовіальних водоймах (265 мкг/л), поблизу основних потенційних джерел забруднення, у 5 разів перевищує стандарт якості питної води Мексики (50 мкг/л). Концентрація миш'яку у водосховищах і відкладеннях струмків зменшується зі збільшенням відстані від потенційних джерел [73]. Вплив важких металів призвело до неприйняттого рівня ризику для здоров'я людини у двох вікових групах людей, як канцерогенних ($TCR > 1 \times 10^{-5}$), так і неканцерогенних ($HI > 1$) через споживання водопровідної води та випадкове проковтування поверхневих вод. Аналіз чутливості показав, що концентрація As у воді та частота впливу були основними факторами ризику [26]. В шахтарському районі Болкар провінції Нігде на півдні центральної Туреччини значення індексу небезпеки для води (WHI) вказують на те, що 100% зразків, зібраних як взимку, так і восени, мають надзвичайну токсичність ($WHI > 15$). Миш'як є домінуючим забруднювачем серед ПТЕ у зразках ґрунту та води. Значення коефіцієнта біоконцентрації РТЕ у більшості фруктових рослин > 1 , що вказує на дуже високий рівень перенесення елемента з ґрунту та води до рослин [36].

Дослідження [11] було проведено в Датуку в районі Таленсі-Набдам у Верхньому Сході Гани, щоб оцінити вплив дрібномасштабного видобутку золота на якість питної води в громаді. Деякі параметри перевищували обмеження ВООЗ. Рівні каламутності, нітратів, кадмію, загального заліза, марганцю та миш'яку були вищими за рекомендовані ВООЗ межі якості питної води. Каламутність коливалася від 1 до 447 NTU (55 NTU), нітрати коливалися від 0,15 до 595 (47,1), кадмій коливався від 0,005 до 0,029 мг/л (0,014 мг/л) тощо.

У роботі [69] було оцінено концентрації 7 важких металів на 20 важливих станціях відбору проб підземних вод у містечку Дханбад, розташованому дуже близько до вугільних родовищ Джарія. Концентрація важких металів загалом виявилася нижчою за допустимі рівні, хоча на кількох станціях концентрація заліза та марганцю була вище допустимих меж.

У вологих регіонах вимивання важких металів як із хвостів, так і сульфідів розкривних порід призводить до забруднення навколишнього середовища. Настійно рекомендується застосування непроникних шарів. Кліматичні фактори (температура, вітер та опади) значною мірою контролюють розповсюдження та рухливість важких металів у регіоні видобутку Cu [70].

Всього 48 проб води (підземні води (27), поверхневі води (21)) аналізуються на вміст важких металів. Вісімдесят вісім відсотків підземних і 90% проб поверхневих вод забруднені Hg. Так само у зразках виявлено високі концентрації Pb і Cd. Всі зразки води мають концентрацію As, що перевищує допустиму межу ВООЗ у 10 ррб. Крім того, 95% зразків мають значення НРІ більше 100, що свідчить про високе забруднення важкими металами. Значення CD означає забруднення 89% проб важкими металами (As, Hg, Cd, Pb). Завдяки просторовому розподілу можна зрозуміти, що більшість забруднених зразків знаходиться поблизу теплових електростанцій, золошлаків і вугільних шахт [7].

Результати [22] виявили деякі хімічні забруднювачі з діапазонами значень концентрації (в мг/л), а саме: Cd (0,18–4,37), Pb (0,06–10,11), Zn (0,13–7,11), Ni (0,02–1,21), Mn (0,04–1,16), Fe (0,03–2,04) і Cr (0,02–0,48) в режимі поверхневих вод, а також Cd (0,02–2,00), Pb (0,16–3,18), Zn (0,13–5,16), Ni (0,01–1,54), Mn (0,01–2,17), Fe (0,01–2,50) і Cr (0,01–0,28) у системі підземних вод. За винятком Mn і Ni, які показали більш високий рівень забруднення в підземних водах, ніж у репрезентативних пробах поверхневих вод.

Природні причини включають міграцію та перерозподіл ґрунтового уламку та гідравлічну міграцію материнської породи ґрунту з високим фоновим значенням під дією вітру; людські чинники включають видобуток корисних копалин, покинуті шахти, застосування добрив і пестицидів, а також зрошення стічних вод [73]. Концентрації металів були вищими в сезон перед мусонами, ніж у сезон після мусонів, незалежно від місця розташування, але у воді відкритих шахт спостерігалися більш значні сезонні коливання, ніж у воді підземних шахт. Концентрації Al, Ba, Fe, Mn, Ni перевищували як бажані, так і допустимі норми питної води в обидва сезони [91]. Результати [60] підтверджують, що вітер є

основним агентом, здатним розсіювати метали в напрямку W–E, з концентраціями, що перевищують стандарти якості ґрунту для Cd, Pb і Zn на відстані кількох сотень метрів від джерела, чому сприяє дрібна фракція низька когезія хвостових частинок.

У цьому дослідженні оцінюється концентрація (концентрації) важких металів у підземних водах і забруднення промислових районів Агбара та Ота штату Огун. Було виявлено, що концентрація важких металів зростає в порядку $Pb > Cr > Fe > Ni > Cd > Cu$ та $Fe > Pb > Ni > Cu > Cr > Cd$ для місць Агбара та Ота відповідно. Просторові розподіли забруднення НРІ коливалися від 171,25 до 734,11 і від 95,11 до 1393 для Ота та Агбара відповідно [58].

Дослідження [1] показало, що середні концентрації (мг/кг) Co (112), Cu (3320), Ni (131), As (8,6) у хвостах шахти були значно вищими, ніж у середньосвітовій земній корі, і вони розмивалися та скидалися у воду. тіла в межах водозбору. Підземна шахтна вода та фільтрат містили вищі середні концентрації (мкг/л) Cu (9470), Co (3430) і Ni (590) порівняно з фоновими концентраціями (мкг/л) у незабрудненій воді 1,9, 0,21 і 0,67 для Cu, Co та Ni відповідно.

Індекси токсичності важких металів вказують на те, що відкладення у дельті ріки Нігер становлять значний екологічний ризик, особливо з Cd. Жоден із трьох шляхів впливу важких металів на м'язи та вікові групи молюсків (*Callinectes amnicola*, *Uca tangeri*, *Tympanotonus fuscatus*, *Peneaus monodon*) не становить неканцерогенного ризику. Значення загального ризику раку для Cd і Cr перевищили прийнятний діапазон (від 10^{-6} до 10^{-4}), встановлений USEPA для дітей і дорослих, що викликає занепокоєння щодо потенційних ризиків раку після впливу цих металів у регіоні [70].

Потрапляючи до організму людини важкі метали спричиняють серйозні наслідки для здоров'я [54, 79], оскільки можуть провокувати виникнення небезпечних хвороб та загострення набутих хронічних захворювань у людей різного віку. У окремих випадках захворювання супроводжуються

онкологічними проявами та іншими важкими хворобами людського організму [80].

Напрями досліджень вмісту важких металів у водоймах та їх компонентах наведено на рис. 1.1.



Рисунок 1.1 – Напрями досліджень вмісту важких металів у водоймах та їх компонентах (світовий аспект)

Загалом в світовому аспекті склалася позитивна тенденція щодо дослідження важких металів у водоймах (річках, озерах), яка має декілька напрямів: вміст у воді, вміст у донних відкладеннях, вміст у організмах риб та водної рослинності, вміст у едафотопах прибережно-водної зони та вміст у опадах, зрошувальній воді та очищених стоках. Найменш дослідженими із наведених складових є вміст важких металів у водній рослинності.

1.2. Фітостабілізаційні заходи відновлення довкілля в гірничодобувних регіонах

Гірничопромислові комплекси спричиняють прямі і незворотні біогеохімічні процеси у довкіллі. Унаслідок відкритого вуглевидобування утворюються значні пустоти на поверхні землі, які десятиліттями після видобутку заповнюють відповідними матеріалами та рекультивують. Внаслідок підземного вуглевидобування значні площі родючих земель відводять під

відвали, рекультивація яких у наш час відбувається не у повній мірі [66]. Породні відвали вугільних шахт забруднюють довкілля внаслідок самозаймання породи, потрапляння забруднених стічних вод у водоносні підземні та поверхневі горизонти [61]. Разом із забруднюючими речовинами у воду потрапляє велика кількість важких металів високої концентрації.

Встановлено, що *Hyophila involuta* накопичує Mn, Cr, Cd, Pb, Fe та Hg, тоді як *Barbula arcuata* накопичує Mn, As та Cu в SP1. *Hyophila involuta* і *Trematodon longicollis* накопичують у SP2 Mn, Cr, Cd, Pb, Fe, Hg, Zn. *Trematodon ambiguous* накопичує Cd, Fe та Ni, тоді як *Fissidens diversifolius* накопичує Mn, Cr, Hg, As, Cu та Zn у SP3. Висока ймовірність моніторингу забруднення важкими металами моху як потенційного біоіндикатора [53].

Трави та дерева, додані органічними поправками, довели свою ефективність у боротьбі з ерозією та стабілізації схилів відвалів, відповідно, разом із покращенням естетики. Було встановлено, що відбір видів на основі морфології коренів, цільового використання та точки застосування (у випадку схилів) визначає ефективність програм рекультивації, що потребує подальших досліджень [35]. Хімічний склад ґрунтового матеріалу вказує на низький ступінь вивітрювання утилізованих післявугільних відходів та однорідність, тоді як вищий вміст Ca та Mg може бути результатом розкладання рослин [72].

Численні дослідження довели, що саме водні рослини є поглиначами для очищення стічних вод, і вони також використовуються в процесі очищення та для зменшення або обмеження забруднення стічних вод. Очищені стічні води були прийнятною якості відповідно до міжнародних стандартів стоків для зрошення [20]. Зокрема, в науковій праці [19] пропонується використання водно-болотних угідь як стратегії фіторемедіації для гірничодобувних і морських територій на південному сході Іспанії. Використовувалися стійкі до потенційно токсичних елементів (PTEs) макрофіти (*Phragmites australis*, *Juncus effusus* та *Iris pseudacorus*), стійкі до засолення. Проведено дослідження переносу As, Pb, Zn і Cu, визначення вмісту в ризосфері та рослинах (надземна та підземна частина). З цих даних було розраховано TF і BCF для кожної рослини в 15 різних

субстратах. Отримані результати вказують на толерантність металофітів до цих РТЕ, що може сприяти отриманню натуралізованого середовища існування, яке діє як ефективний захисний бар'єр для екосистеми, яке легко підтримувати та уникає ризику передачі в трофічний ланцюг.

1.3. Природна прибережно-водна фітомеліорація природних та техногенних водойм

Водна та прибережно-водна рослинність, яка набула розвитку в техногенних водоймах характеризується низкою фізико-хімічних показників та фізіологічною стійкістю до впливу небезпечних речовин, сполук та хімічних елементів. Особливість її полягає, насамперед, у тому, що вона займає екотони – перехідні зони між водним та наземним середовищем і забезпечує зв'язок двох істотно відмінних екологічно біосистем. Розміщені безпосередньо біля берега квіткові групи різних кольорів надають пейзажу ще більшого естетичного значення [106].

У дослідженні [77] встановлено переміщення та накопичення Sr у 9 наземно-водних рослинах із муніципальних стічних вод Елязигу, стічних вод Кебан Pb–Zn та Маден Cu (Туреччина). Були розраховані коефіцієнти збагачення кореня (ECR) і пагонів (ECS) і коефіцієнти транслокації досліджуваних рослин, а потім розділені на декілька груп як рослини-кандидати, біоаккумулятори та гіперакумулятори відповідно до їх ECR та ECS. Ці групи вказують на рослини-кандидати: *Salix* sp. і *Tamarix tetrandra*; рослини-біоаккумулятори: *Pragmites* sp. і *Xanthium*, а також рослини-гіперакумулятори: *Typha latifolia*, *Bolboscholnus ascbersus* і *Lythnium salicaria* для Sr. Зроблено висновок, що досліджувані рослини можуть бути корисними для реабілітаційних досліджень муніципальних і шахтних ґрунтів, забруднених Sr.

Вплив водної ерозії на розвиток ендегенних пожеж у вугільних відвалах досліджено в роботі [75]. Метеорологічні дані, зібрані з породного відвалу в Лібьонжі, Польща, підтвердили, що сильні опади відбувалися багато разів,

викликаючи поверхневу ерозію на схилі. На західному схилі відвалу спостерігалася яружна ерозія, глибина якої досягала 1,6 м. Дані показали, що між територіями з водною ерозією та без неї існувала значна різниця у вимірних температурах і концентраціях газу, які визначали інтенсивність пожежі. Ерозія сприяла самонагріванню таким чином, що внутрішня температура зросла до +52,9 °С.

У дослідженні [92] вперше оцінюється екологічна ефективність очисних станцій міста Дембєнсько у Верхньосілезькому вугільному басейні в Польщі, тому що стоки вугільних шахт потребують очищення для усунення поточного впливу на навколишнє середовище на поверхневій воді (річки). Існуюча система очищення стічних вод містить реверс технології осмосу, випаровування та кристалізації. У випадку запропонованої нової методики Zero brine дані лабораторії масштабуються та використовуються для технологій нанофільтрації, зворотного осмосу, електродіалізу та кристалізації.

Науковець у роботі [106] робить висновок, що перспективними для використання на території комплексної зеленої зони м. Львів є такі види прибережно-водних рослин: *Acorus calamus*, *Alisma lanceolatum*, *A. plantagoaquatica*, *Asparagus officinalis*, *Bidens cernua*, *Butomus umbellatus*, *Caltha palustris*, *Carex acuta*, *C. cespitosa*, *C. pseudocyperus*, *C. riparia*, *Cladium mariscus*, *Iris pseudacorus*, *I. sibirica*, *Ligularia sibirica*, *Poligonum amphibium*, *Ranunculus flammula*, *R. lingua*, *Sagittaria sagittifolia*, *Schoenoplectus lacustris*, *S. tabernaemontani*, *Sparganium erectum*, *Typha angustifolia*, *T. latifolia* та інші. На відміну від водної, таксономічний спектр прибережно-водних видів є значно більшим, а тому полегшує їх підбір під час виконання робіт з озеленення берегових смуг.

За даними [131] прибережно-водна рослинність карерів перебуває на етапі переходу від сингенетичної до ендоекогенетичної сукцесії, з характерним посиленням екологічної диференціації видового складу й конкуренції за використання ресурсів. Під впливом водного середовища формуються основні пояси прибережно-водної рослинності, які відповідають різноманіттю умов

розвитку рослинності: підводний пояс (*Phragmites communis*, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*); пояс коливального рівня води (*Carex acutiformis*, *Carex elata*, *Carex riparia*, *Sagittaria sagittifolia*); пояс із ґрунтами, віддаленими від рівня залягання ґрунтових вод. Тут поширені переважно угруповання багаторічної рослинності з високою інтенсивністю насіннєвого й вегетативного розмноження (*Tussilago farfara*, *Plantago lanceolata*, *Antennaria dioica*, *Lysimachia nummularia*). Берегова зона Роздільської водойми (Львівська область, Україна) представлена значною кількістю багатокомпонентних, значною мірою ценотично сформованих угруповань з едифікаційним проявом (*Calamagrostis epigeios*, *Phragmites australis*) [192].

У [120] наведено результати дослідження рослинності озера Голубе (Хмельницька область, Україна), що утворилось внаслідок видобування піску земснарядом. Визначено, що рослинність озера нараховує 11 асоціацій, що належать до 10 формацій справжньої водної та прибережно-водної рослинності.

Таким чином, можна констатувати, що навколо техногенних водойм сформувалось середовище, яке сприяє протіканню природних фітомеліоративних процесів. Розвиток рослинності навколо техногенних водойм є свідченням відновлення довкілля за участі віолентів.

Висновки до Розділу 1

Розглянувши низку наукових праць щодо впливу різноманітних забруднювачів на якість води можемо констатувати, що такі дослідження не втрачають актуальності з часом та потребують всебічного і подальшого розвитку. Моніторинг забруднення рік та гідрографічних мереж важкими металами повинен проводитися постійно і незалежно від пори року.

Фітомеліоративні процеси прибережно-водної зони техногенних водойм у гірничопромислових районах є важливою складовою екологічної безпеки, яке необхідно аналізувати та сприяти розвитку.

Дослідження вмісту важких металів у річковій воді є актуальним питанням для країн, які потерпають від посухи і нестачі питної води. Водночас не в повній мірі є вирішеним питанням щодо очищення питної води від їх вмісту. Установки з очищення річкової води є дороговартісними та глобально їх застосовувати в цей час є неможливим. Очищення за допомогою водних рослин-фіторемедіантів може мати локальний характер і здебільшого стосується водойм і озер та річок із низькою швидкістю течії. Вивчення вмісту важких металів у воді є актуальним питанням сьогодення в сфері цивільного захисту населення та екологічної безпеки довкілля.

Результати досліджень відображені у публікаціях [128, 127, 129].

РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, ОБ'ЄКТИ, МЕТОДИ, ПРИЛАДИ ТА МАТЕРІАЛИ ДОСЛІДЖЕНЬ. ХАРАКТЕРИСТИКА ДОСЛІДЖУВАНИХ ДІЛЯНОК

2.1. Програма досліджень

Дослідження вмісту важких металів у воді природних та техногенних водойм здійснювалися на території Львівсько-Волинського вугільного басейну (Червоноградський гірничопромисловий район). Для вивчення сезонної динаміки важких металів проби відбиралися із 5-ти ділянок у різні пори року – в червні та листопаді 2022 року та лютому і квітні 2023 року.

Мета дослідження – встановити стан забруднення водойм важкими металами та біоти в межах гірничодобувного району і запропонувати шляхи ревіталізації посттехногенних екосистем.

Для реалізації мети нами передбачалося розв'язання таких завдань:

- за даними наукових та літературних джерел проаналізувати актуальність обраних досліджень;
- встановити місця відбору проб для найбільш точного вивчення рівня забруднення;
- виміряти радіаційний фон на території гірничодобувного району, а також мікроклімат та едафічні умови;
- здійснити відбір проб води у природних і техногенних водоймах за сезонами та проаналізувати рівень забруднення такими важкими металами як Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr.

Ріка Західний Буг протікає в західній частині України поблизу кордону із Польщею. Басейн ріки Західний Буг знаходиться на території геоботанічної області Мале Полісся, яке межує із Західним Лісостепом України. Оцінка рівня хімічного забруднення води техногенних водойм та рік Мале Полісся проводилася за показниками, розробленими на основі геохімічних та гігієнічних

досліджень довкілля. До таких показників належать: коефіцієнт концентрації K_c сумарний показник забруднення Z_c [31, 122].

На рис. 2.1 відображено алгоритм досліджень вмісту важких металів у водоймах в межах гірничопромислових районів у основі якого лежать вивчення якості води, на яку впливають рівень досліджень донних відкладень, органів водних рослин, організмів риб і тварин, прибережно-водних едафотопів.

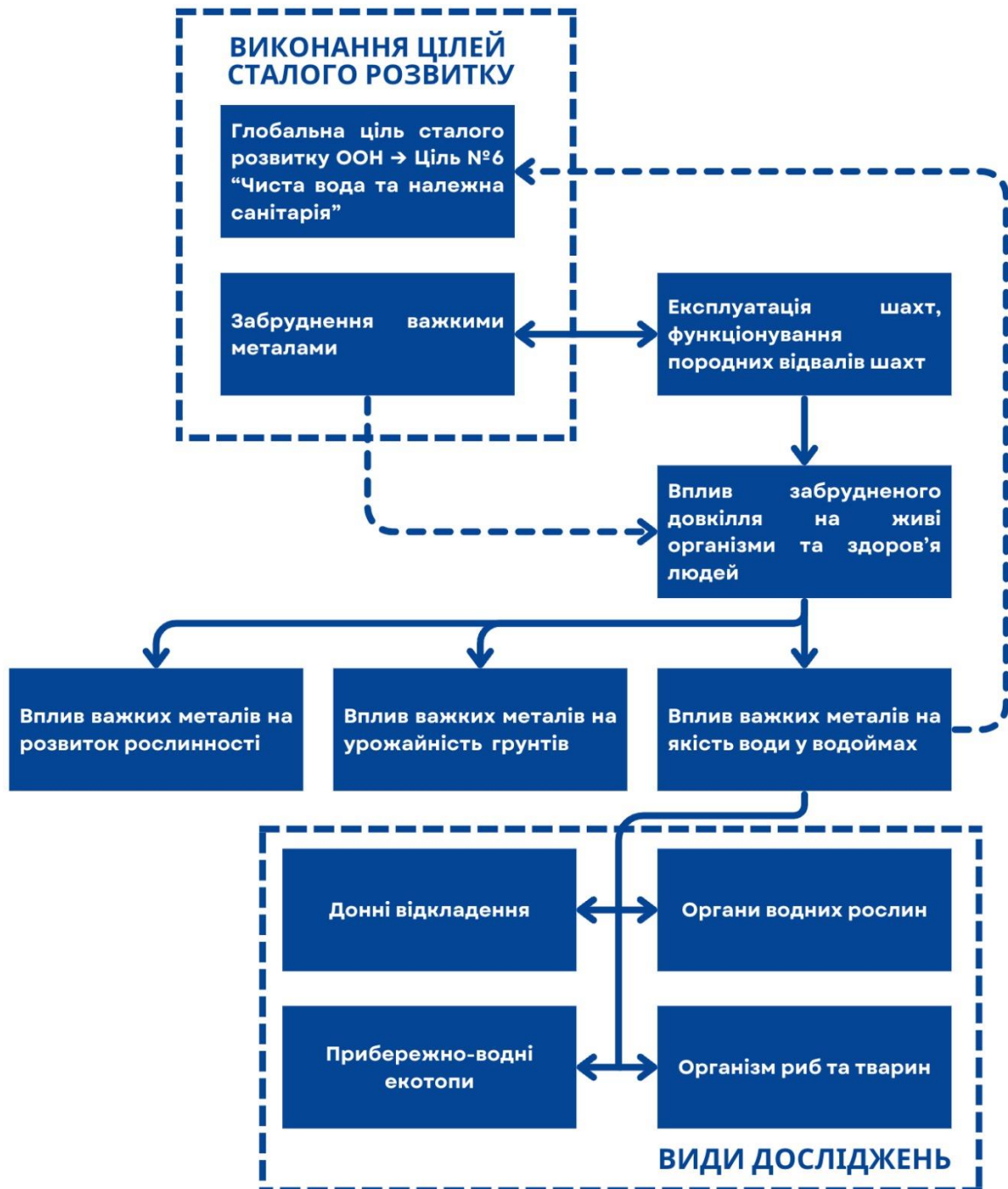


Рисунок 2.1 – Алгоритм досліджень вмісту важких металів у водоймах в межах гірничопромислових районів

З огляду на численні наукові дослідження щодо якості прісної води у водоймах, ріках та озерах, а також чинників її погіршення, актуальність досліджень в межах гірничодобувних регіонів є високою.

2.2. Об'єкти, методи, прилади та матеріали досліджень

Об'єкт дослідження – забруднення гідрографічної мережі та біоти небезпечними речовинами внаслідок гірничодобувної діяльності.

Предмет дослідження – особливості накопичення важких металів у воді природних та техногенних водойм, сніговому покриві, рослинності, макроміцетах та живих організмах у межах гірничодобувного регіону.

Методи досліджень: хімічні, фізичні, ґрунтознавчі, фітоценотичні, геоботанічні, біологічні, логістичні, добування даних, статистичні.

Коефіцієнт концентрації K_c визначається як відношення фактичного вмісту хімічної речовини C (мг/дм³) до її гранично допустимої концентрації (maximum permissible concentration) C_{MPC} [96, 133]:

$$K_{C_i} = C_i / C_{MPC_i}, \quad (2.1)$$

де i – порядковий номер хімічної речовини.

Сумарний показник забруднення Z_c дорівнює сумі коефіцієнтів концентрації хімічних елементів K_c . У модифікованому вигляді він виражається формулою:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_{C_i}, \quad (2.2)$$

де n – кількість хімічних елементів-забруднювачів.

Особливості сезонної динаміки забруднення води техногенних водойм та рік вивчали методами добування даних [9, 28]. Добування даних – це процес аналітичного дослідження великих масивів інформації з метою виявлення певних закономірностей і залежностей між змінними (скритих знань), які можна застосувати до нових сукупностей даних, та достовірного прогнозування

процесів і явищ [28]. Дослідження включали три основні етапи: вивчення структури взаємного розташування елементарних ділянок у багатовимірному просторі ознак вмісту важких металів, математичне моделювання структури та перевірку математичної моделі.

Основу екологічної інформації становлять відомості про рівень забруднення води на 5 ділянках 9 важкими металами: Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr. Математичне моделювання здійснювали шляхом встановлення систематичних взаємозв'язків між концентраціями важких металів [86]. Кожну ділянку можна представити у вигляді точки у багатовимірному просторі ознак, координати якої відповідають значенням концентрацій хімічних елементів. У цьому випадку подібність ділянок за сукупністю екологічних параметрів забруднення середовища можна визначити на основі відстаней між точками. Суть подальшої математичної процедури полягає у виділенні осей максимального варіювання, визначенні їх кількості, оцінці вкладу кожного екологічного параметра у варіювання на основі аналізу головних компонент [85]. Перевірку математичної моделі виконували на основі порівняльної оцінки положення ділянок на осях максимального варіювання (багатовимірної ординації) із результатами сезонної динаміки хімічного забруднення води.

Спроби моделювання поширення забруднювачів у річковій воді та статистичну обробку триманих результатів, а також вплив забрудненої води на життєдіяльність риб здійснювалося багатьма вченими [3, 6, 89].

Вивчення видового складу і структури рослинного вкриття, будови і фізико-хімічних властивостей сформованого ґрунтового покриву, а також дослідження ревіталізаційних процесів у посттехногенних екосистемах проведено методом польових досліджень порушених територій.

Встановлення стадій природної сукцесії рослинності, основних чинників змін в компонентах фітоценозу і едафотопу, а також процесів ревіталізації порушених екосистем здійснено на основі проведених досліджень та авторських узагальнень.

Опрацювання проб здійснено в Лабораторії промислової токсикології Львівського національного медичного університету ім. Данила Галицького (м. Львів, Україна), свідоцтво № РЛ 068/22 від 01.12.2022 р. про відповідність системи керування вимірюваннями відповідно до ДСТУ ISO 10012:2005 та Державній установі «Львівський обласний центр контролю та профілактики хвороб» Міністерства охорони здоров'я України. Усі результати досліджень оформлені відповідними протоколами досліджень. Гранично-допустимі концентрації (ГДК) вмісту важких металів у породі порівнювали із даними, які відображені в публікації [115]. Коефіцієнти кореляції за Пірсоном розраховувалися за допомогою програми MS Excel.

Радіаційний фон на дослідних ділянках виміряно за допомогою екотестеру довкілля «Soeks» у відповідності до положень Норм радіаційної безпеки України (НРБУ-93). Інтенсивність освітлення визначалась за допомогою цифрового люксметра із виносним датчиком (модель LX1010BS, діапазон вимірювань 1-100000 Lx), точність заміру $\pm 4\%$, робоча температура середовища - $10^{\circ}\text{C} \dots +50^{\circ}\text{C}$. Вологість і температура повітря визначалась за допомогою цифрового термо-гігрометра UNI-T UT333 (при вологості 0-100%; температурі: $-10^{\circ}\text{C} \dots +60^{\circ}\text{C}$), похибка $\pm 1^{\circ}\text{C} / \pm 5\%$. Швидкість вітру замірялась за допомогою анемометра НТ-383, точність вимірювання $\pm 1,5$ м/с, діапазон вимірювання 0...30 м/с.

2.3. Кліматичні та мікрокліматичні умови досліджень

Породні відвали вугільних шахт, окрім порушення естетики, значно впливають на безпеку довкілля та поширення забруднюючих речовин у поверхневі, підземні води, ґрунти та атмосферу [87].

Через територію Малого Полісся протікають наступні річки: Західний Буг з численними притоками), Стир, Іква, Горинь, Іловиця, Случ. В фокусі уваги досліджень були дві річки досліджуваного регіону, які є взаємопов'язані – Західний Буг і Рата. Басейн Західного Бугу, має загальну площу 39 420 км²

(площа водозбору на території України становить 10100 км²). Довжина річки становить 772 км (в Україні 392 км). Ця ріка має важливе транскордонне значення, адже розташована на території трьох країн. Західний Буг є лівою притокою р. Нарва (басейн р. Вісли) і відноситься до басейну Балтійського моря. Територією України Західний Буг тече переважно у південно-західному напрямку та перетинає різні ландшафтні зони: Поділля, Мале Полісся, Волинську височину, Волинське Полісся [88].

Ще однією досліджуваною рікою регіону є Рата, яка є лівою притокою Західного Бугу. Розташована у межах Жовківського і Червоноградського районів Львівської області. Витоки її розташовані неподалік від польсько-українського кордону, на території Республіки Польща. Впадає у Західний Буг південніше міста Червонограда. Ріка Рата тече в основному із заходу на схід, і у місці впадіння у Західний Буг, повертає на північ. Ріка протікає Надбужанською котловиною (західна частина Малого Полісся). Довжина річки становить 76 км, площа басейну – 1790 км², відстань від гирла впадіння основної річки до місця впадіння 688 км. Заплава в деяких місцях є заболоченою і вкритою лучною рослинністю. Річище переважно має хвилясту форму, а його ширина 15-20 м (у пониззі 50 м), глибина 2,3-2,5 м. і похил 1,2 м/км [122].

Тут випадає більше опадів, особливо на південній межі, біля підніжжя Подільської височини, зокрема середньорічна кількість опадів у м. Раві-Руській – 720 мм, м. Бродах – 742 мм. Протягом року спостерігається 160-180 днів з опадами. Сумарна кількість опадів у басейні Західного Бугу сягає до 600 мм за рік. Найбільше (за рік) опадів випадає у верхній частині басейну (700-750 мм), що може пояснюватись близькістю зони Карпат. Характерна нерівномірність випадання опадів протягом року, зокрема за літні місяці випадає близько 40%, а взимку – тільки 16% річної норми [31].

Кліматичні характеристики регіону досліджень за 2023 рік опрацьовані за допомогою порталу «Meteoblue» та наведені на рис. 2.2.

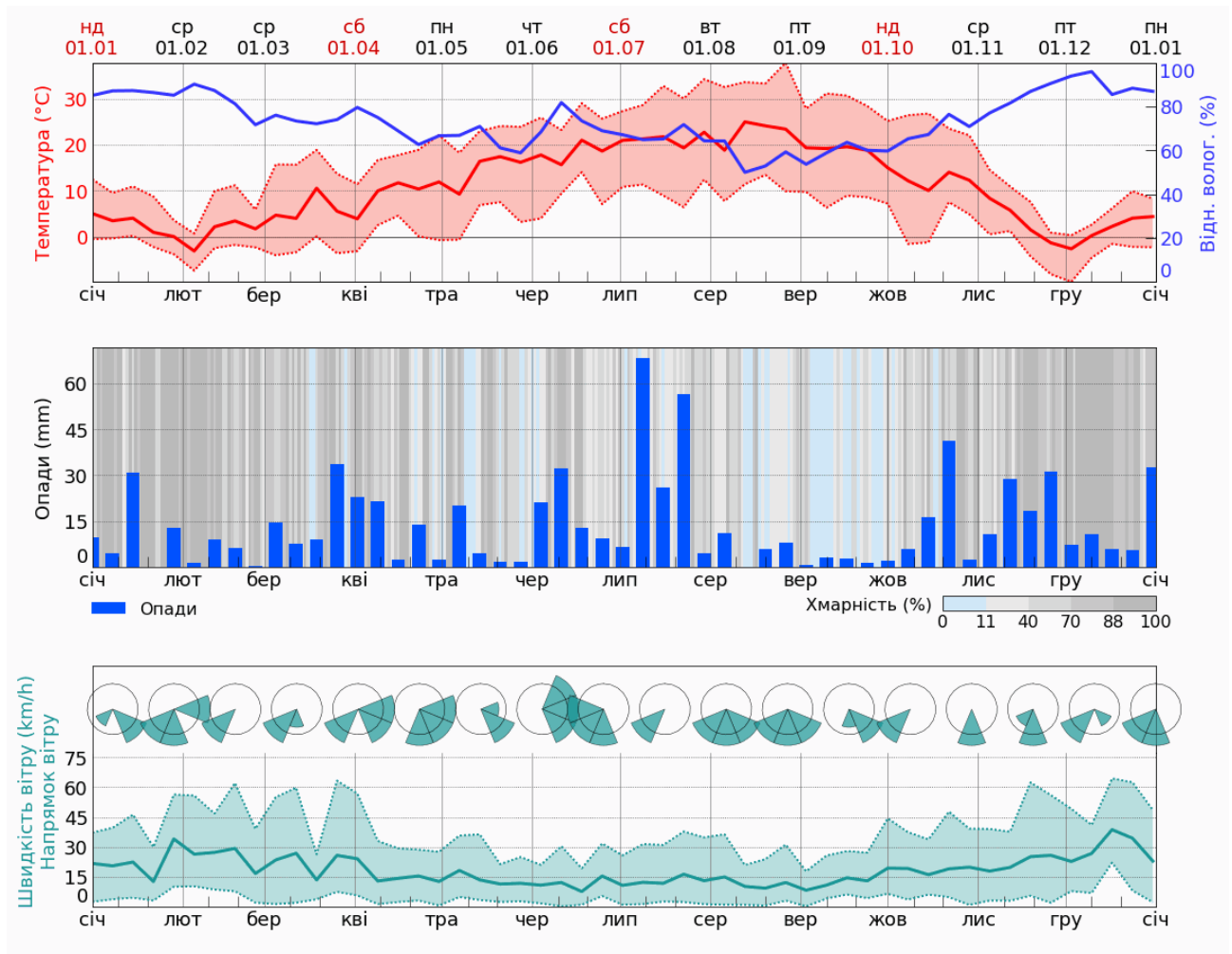


Рисунок 2.2 – Кліматичні характеристики регіону досліджень (згенеровано за даними [18])

У кліматичному відношенні Мале Полісся суттєво відрізняється від Українського Полісся. Зима м'яка, похмура, з частими відлигами і невеликими опадами. Весна затяжна, в цей час характерна велика мінливість погоди. Літо тепле, дощове, з переважанням західних вітрів. Найвищі середні температури липня для Мале Полісся $+18,8^{\circ}\text{C}$, у Розточчі $+17,5^{\circ}\text{C}$. Середні температури січня, наприклад у м. Раві-Руській $-4,1^{\circ}\text{C}$, м. Бородах $-4,3^{\circ}\text{C}$ [109].

2.4. Характеристика досліджуваних ділянок

Якість води в ріках і водоймах Мале Полісся великою мірою залежить від поверхневого стоку з території міст, промислових територій та аграрних

ландшафтів, а також від відстані до імовірного джерела забруднень [32, 34, 57]. Враховуючи цей чинник, підібрано 5 об'єктів досліджень.

Для вивчення сезонної динаміки важких металів проби відбиралися із 5-ти ділянок у різні пори року – в червні та листопаді 2022 року та лютому і квітні 2023 року. Горизонтальну структуру гірничопромислового району досліджень наведено на рис. 2.3.

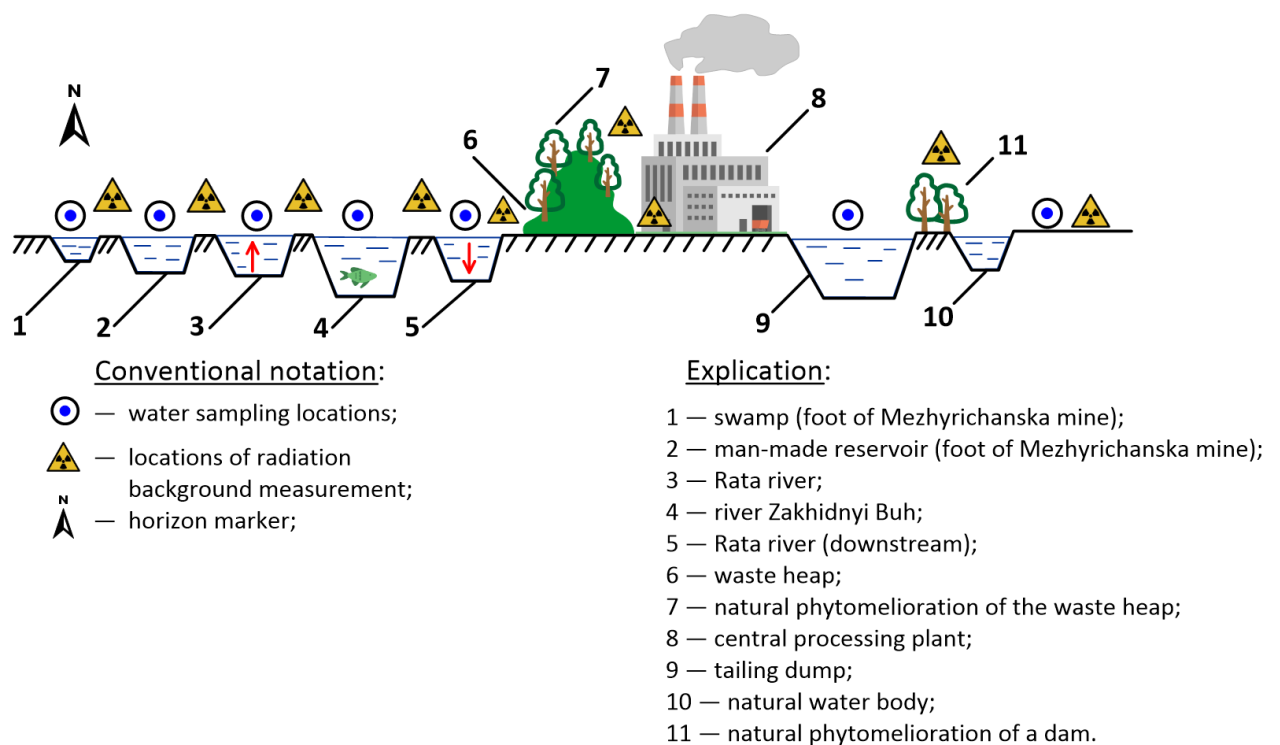


Рисунок 2.3 – Горизонтальна структура гірничопромислового району досліджень із відмітками досліджуваних ділянок

Ділянка № 1 – невелика водойма, розташована біля підніжжя терикону, що належить до ВП Шахта “Межирічанська” (до 2001 року – Шахта № 3 “Великомостівська”), яка є відокремленим підрозділом ДП ВО ДКХ “Львіввугілля” (географічні координати – 50.3398690°N; 24.1950900°E). Терикон розташований поблизу м. Червонограда Львівської області. Дана територія відноситься до Львівсько-Волинського кам’яновугільного басейну. У процесі багаторічного видобутку вугільної сировини ця ділянка зазнала значного рівня ландшафтної трансформації. Тут відбувається формування териконів як

об'єктів складування відпрацьованих порід, яке супроводжується значним ущільненням поверхні, забрудненням ґрунтів, водних об'єктів та рослинного покриву.

Ділянка № 2 – техногенна водойма біля підніжжя терикону, на якому уже багато років відбувається процес природної фітомеліорації, розташована недалеко від ділянки № 1. Тут спостерігається значне ущільнення поверхні ґрунту, спричинене рухом вантажних автомобілів, яскраво виражений пересічений рельєф, де чергуються рівнинні ділянки, насипні пагорби (в основному з породи та техноземи) та пониження рельєфу. У багатьох місцях понижень рельєфу збираються дощові води, а біля підніжжя самого терикону – фільтрати, які становлять значну екологічну небезпеку. На схилах наявні прояви водної ерозії (промивини шириною 0,5-1,0 м і глибиною 0,5-1 м), дефляції (вітрової ерозії), помітні місця зливу паливно-мастильних матеріалів та скидання побутових відходів.

Ділянка № 3 – р. Рата, за межами с. Сілець, поблизу місця впадання р. Болотна) (географічні координати – 50.3103030°N; 24.1973610°E). Ширина річки Рати – 40-45 м. Ділянка знаходиться на відстані 11 км від міста Червоноград, 50 м нижче автомобільної дороги, яка з'єднує автошлях (Р 15) та місто Соснівку. Територія переважно рівнинного типу, антропогенне навантаження незначне. Ділянка використовується для рекреації (для веслування на байдарках). Поблизу знаходиться с. Сілець. Ділянка без значних дигресійних ушкоджень, але перебуває у зоні впливу території, де в результаті роботи підприємств гірничо-видобувного комплексу виникли значні зміни природних ландшафтів. Вони полягають у просіданні поверхні землі у місцях відпрацювання вугільних пластів до 2-4 метрів. Це призводило до затоплення та підтоплення значних ділянок на території Сілецької сільської ради, виходу з ладу інженерних комунікацій. Значну регіональну екологічну небезпеку становить також хвостосховище Центральної збагачувальної фабрики “Червоноградська” поблизу м. Соснівки, складів вугілля, ставків-накопичувачів та відстійників шахтних вод. За приблизними підрахунками, 30 років діяльності ЦЗФ

“Червоноградська” спричинили утворення терикону висотою понад 70 м і довжиною кілька кілометрів. Тут, за підрахунками адміністрації ЦЗФ, поховано близько 40 млн тон відходів, одержаних від збагачення вугілля.

Ділянка № 4 – ріка Західний Буг, на відстані близько 500 м на схід від межі с. Городище Червоноградського р-ну Львівської області, поблизу мосту, автодороги, що веде до с. Волсвин (географічні координати 50.3144420°N; 24.2493800°E). Інтенсивність руху автомобільного транспорту є незначною. Серед антропогенних джерел впливу на р. Західний Буг варто виділити окремі приватні домогосподарства, які є джерелом органічних відходів. Ріка Західний Буг на цій ділянці характеризується хвилястістю русла. Ширина ріки у цьому місті становить 30-40 м. На обох берегах ріки спостерігається значне різноманіття деревної рослинності, яка характеризується високою зімкнутістю і місцями незадовільним санітарним станом.

Ділянка № 5 – ріка Рата у межах міста Великі Мости Червоноградського р-ну Львівської області, на віддалі 200 м від автошляху (Р 15), що веде на Червоноград (географічні координати 50.2448170°N; 24.1352160°E). Ширина русла ріки становить близько 40 м. На берегах річки трапляються невеликі сміттєзвалища побутових відходів.

Екологічну характеристику досліджуваних ділянок наведено у таблиці 2.1.

Таблиця 2.1 - Екологічна характеристика досліджуваних ділянок в межах Червоноградського гірничопромислового району під час відбору проб в літній період (червень 2022 року)

№	Досліджувана ділянка	Рівень освітлення, Lx	Т повітря, °C	W повітря, %	Т водної поверхні, °C	Рівень радіації, мкЗв/год	Швидкість вітру, м/с
1.	Підніжжя терикону шахти «Межирічанська», калюжа	42100	26,5	51,7	24,6	0,18	2,6

	(50.340802, 24.193898)						
2.	Підніжжя терикону шахти «Межирічанська», техногенна водойма (50.3398690, 24.1950900)	40500	26,7	52,2	25,1	0,19	2,6
3.	річка Рата, за межами с. Сілець (50.3103030, 24.1973610)	42500	25,2	58,4	26,6	0,13	3,4
4.	річка Західний Буг, поблизу с. Городище (50.3144420, 24.2493800)	39600	24,7	59,1	27,2	0,11	3,2
5.	річка Рата, м. Великі Мости (50.2448170, 24.1352160)	38000	24,6	58,6	27,1	0,11	3,5

Оснoву екологічної інформації становлять відомості про рівень забруднення води на 5 ділянках в 4 періоди часу 9 важкими металами: Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr. Схема розташування досліджуваних ділянок у гірничопромисловому регіоні наведена на рис. 2.4.

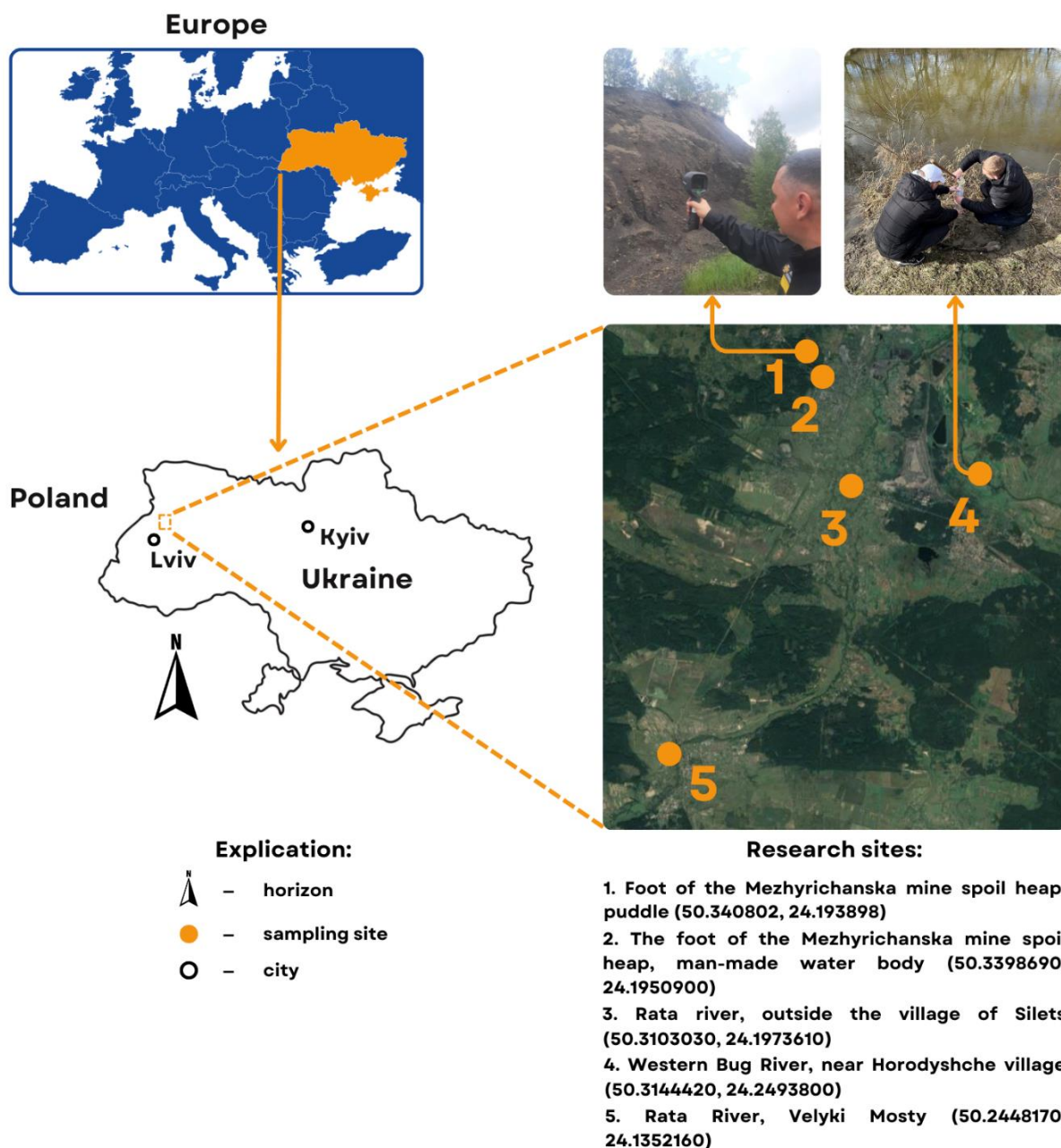


Рисунок 2.4 – Схема розташування досліджуваних ділянок у гірничопромисловому регіоні

Математичне моделювання було здійснено шляхом встановлення систематичних взаємозв'язків між концентраціями важких металів. Оцінку відмінностей між екотопами за рівнем забруднення води важкими металами у просторі та часовій динаміці виконували на основі одновимірного дисперсійного та багатовимірного дискримінантного аналізів. Перевірку математичних моделей виконували на основі порівняльної оцінки положення ділянок на осях

максимального варіювання (багатовимірної ординації) із результатами сезонної динаміки та просторових особливостей хімічного забруднення води.

Висновки до Розділу 2

Територія дослідження розташована у природно-кліматичних умовах зони Малеого Полісся. У ландшафтній структурі Малеого Полісся в основному переважають природно-територіальні комплекси поліського типу. В окремих місцях поширені лісостепові ландшафти. Походження Малеого Полісся пов'язане з палеогеографічними умовами антропогену. Велике значення у формуванні рельєфу і антропогенних відкладів мала діяльність текучих вод та водно-льодовикових потоків, роль яких підсилили неотектонічні рухи. На ландшафтне різноманіття значний вплив мають техногенні ландшафти гірничодобувної промисловості, які представлені Червоноградським, Нововолинським та Південно-Західним районами.

Особливості сезонної динаміки забруднення води техногенних водойм та рік вивчали методами добування даних. Дослідження включали три основні етапи: вивчення структури взаємного розташування елементарних ділянок у багатовимірному просторі ознак вмісту важких металів, математичне моделювання структури та перевірку математичної моделі.

Оснoву екологічної інформації становили відомості про рівень забруднення води на 5 ділянках 9 важкими металами: Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr. Математичне моделювання здійснювали шляхом встановлення систематичних взаємозв'язків між концентраціями важких металів.

Дослідження проведені за апробованими методиками, відповідно до завдань системного підходу із вивчення процесів відновлення рослинності та продуктивності ґрунтового покриву у порушених екосистемах та оцінювання змін в посттехногенних екосистемах.

Результати досліджень відображені у публікаціях [102, 126].

РОЗДІЛ 3. МОДЕЛЮВАННЯ ПОШИРЕННЯ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН У ПРИРОДНИХ ТА ТЕХНОГЕННИХ ВОДОЙМАХ ГІРНИЧОПРОМИСЛОВОГО РАЙОНУ

3.1. Сезонна динаміка акумуляції важких металів у природних та техногенних водоймах

Вивчення вмісту важких металів у природних та техногенних водоймах показав, що більшість із них перевищують граничнодопустимі концентрації у різні пори року та із різною динамікою. Зокрема, вміст Cu протягом року спостерігався у діапазоні 0,002-0,06 мг/ дм³ та не перевищував ГДК (1 мг/ дм³) (рис. 3.1).

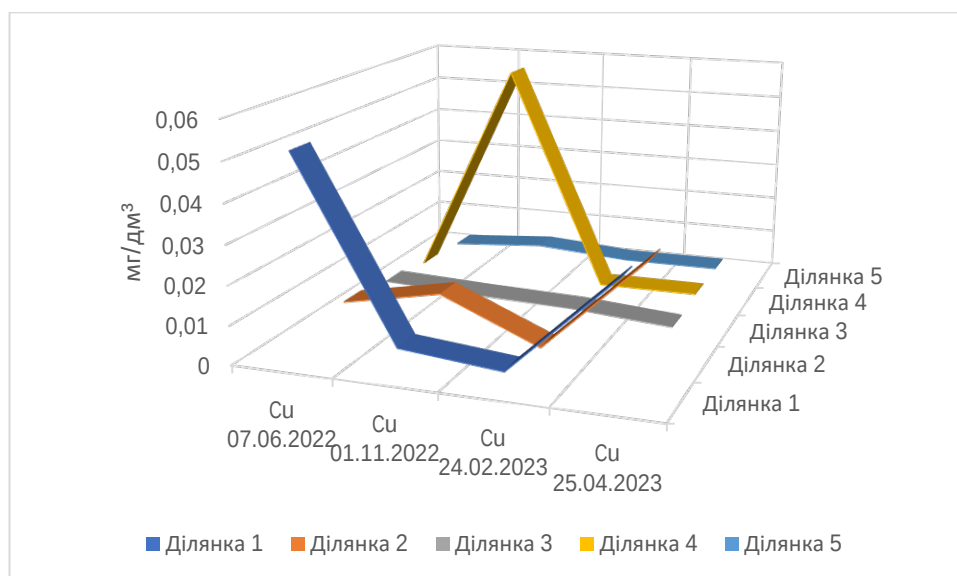


Рисунок 3.1 – Вміст Cu у досліджуваних пробах води

Вміст Cd у воді природних та техногенних водойм перевищував ГДК на усіх досліджуваних ділянках у всі пори року. Зокрема, найвищий вміст спостерігався у зоні впливу породного відвалу шахти «Межирічанська» у літній та осінній періоди (0,02-0,023 мг/ дм³), а також весняний (0,016-0,019 мг/ дм³). ГДК для Cd у водоймах становить 0,001 мг/дм³. На решта ділянках концентрація Cd становила 0,001-0,014 мг/дм³ (рис. 3.2).

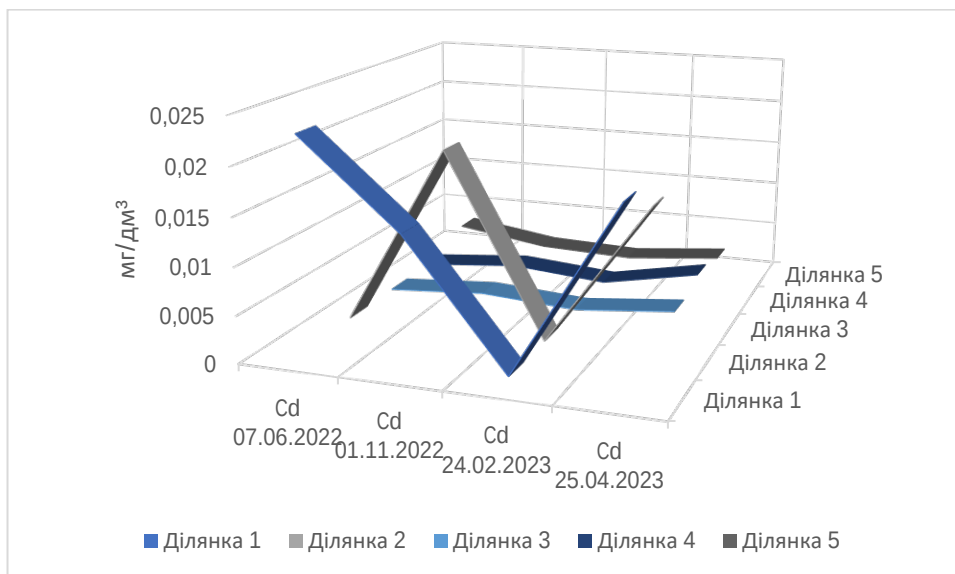


Рисунок 3.2 – Вміст Cd у досліджуваних пробах води

Концентрація Zn у природних і техногенних водоймах досліджуваних ділянок становила 0,003-2,2 мг/дм³. Перевищення ГДК спостерігалось лише у двох випадках – восени на ділянках в зоні впливу породного відвалу шахти «Межирічанська» (1,6-2,2 мг/дм³) (рис. 3.3).

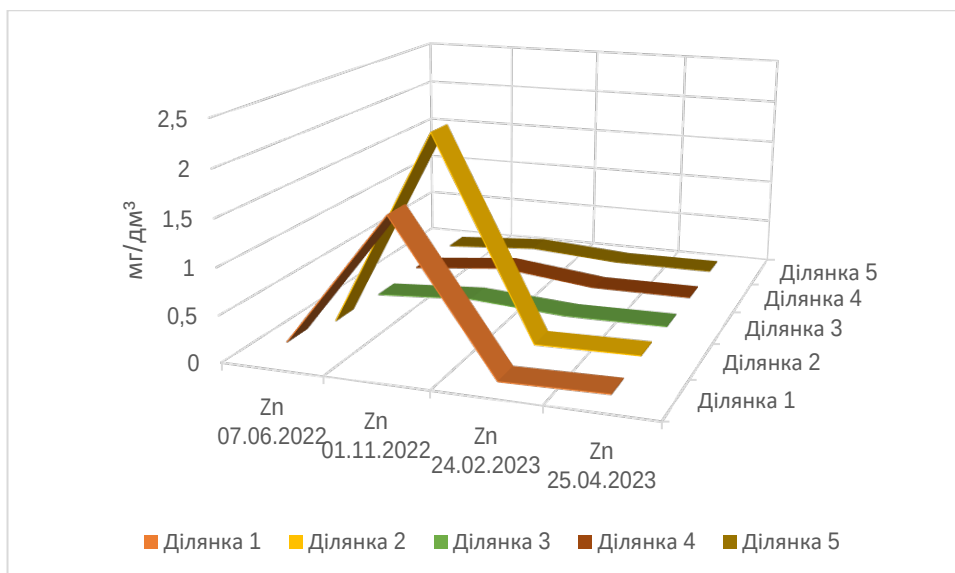


Рисунок 3.3 – Вміст Zn у досліджуваних пробах води

Pb перевищував ГДК на усіх досліджуваних ділянках влітку та навесні, що очевидно пов'язане із стоками із породних відвалів вугільних шахт. Вміст Pb

знаходився у межах 0,01-0,19 мг/дм³. Влітку концентрація знаходилася в межах 0,05-0,19 мг/дм³, навесні – 0,036-0,042 мг/дм³. ГДК Рb для водойм становить 0,03 мг/дм³ (рис. 3.4).

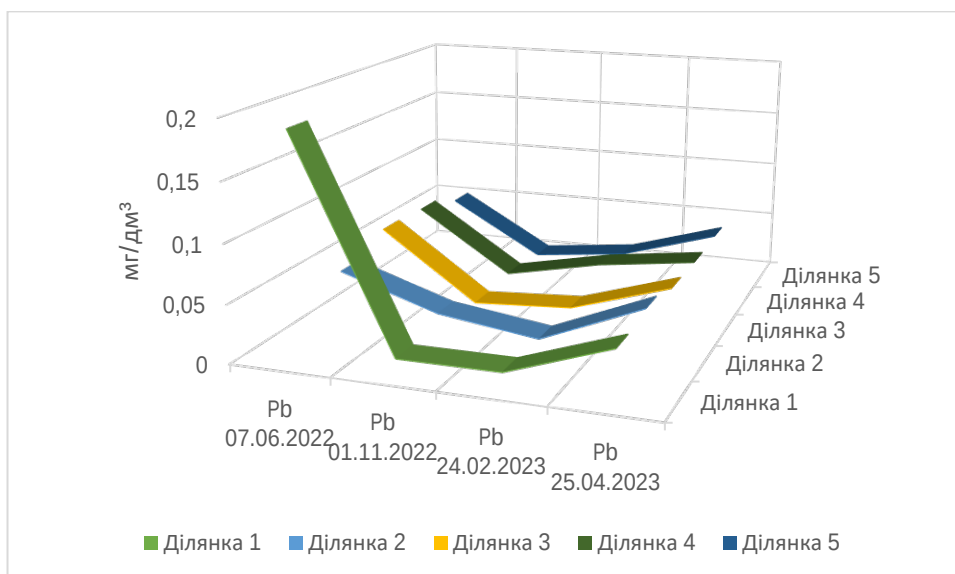


Рисунок 3.4 – Вміст Рb у досліджуваних пробах води

Вміст Cr у досліджуваних пробах води не перевищував ГДК (0,05 мг/дм³). Зазначимо, що максимальні показники вмісту Cr у воді становив для техногенної водойми – 0,046 мг/дм³ в осінній період. Загалом восени спостерігалась найвища концентрація Cr на усіх досліджуваних ділянках 0,025-0,046 мг/дм³ (рис. 3.5).

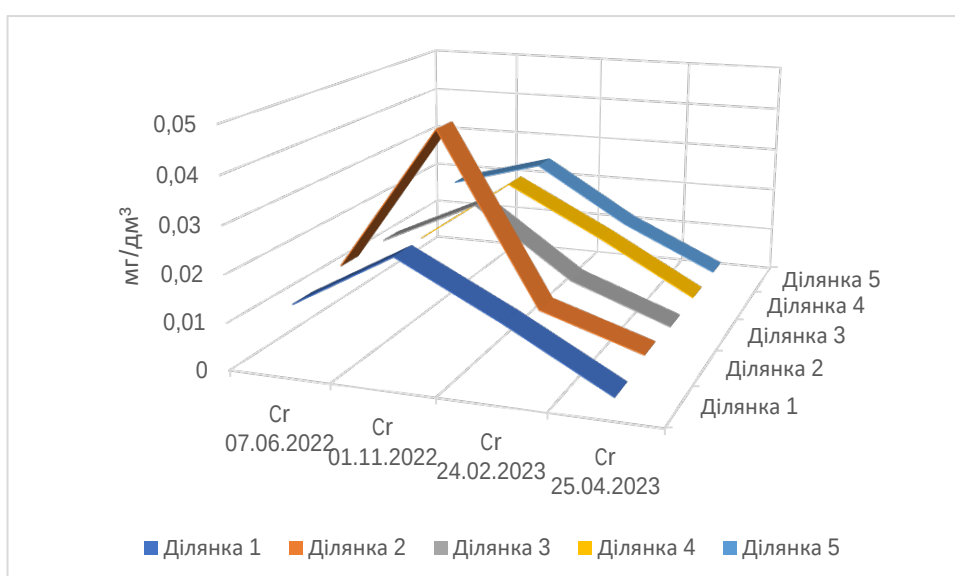


Рисунок 3.5 – Вміст Cr у досліджуваних пробах води

Со перевищував ГДК ($0,1 \text{ мг/дм}^3$) лише на одній дослідній ділянці – влітку, біля підніжжя породного відвалу шахти «Межирічанська» ($0,13 \text{ мг/дм}^3$). Концентрація Со у досліджуваних пробах води на решта ділянках у різні пори року становила $0,005$ - $0,098 \text{ мг/дм}^3$ (рис. 3.6).

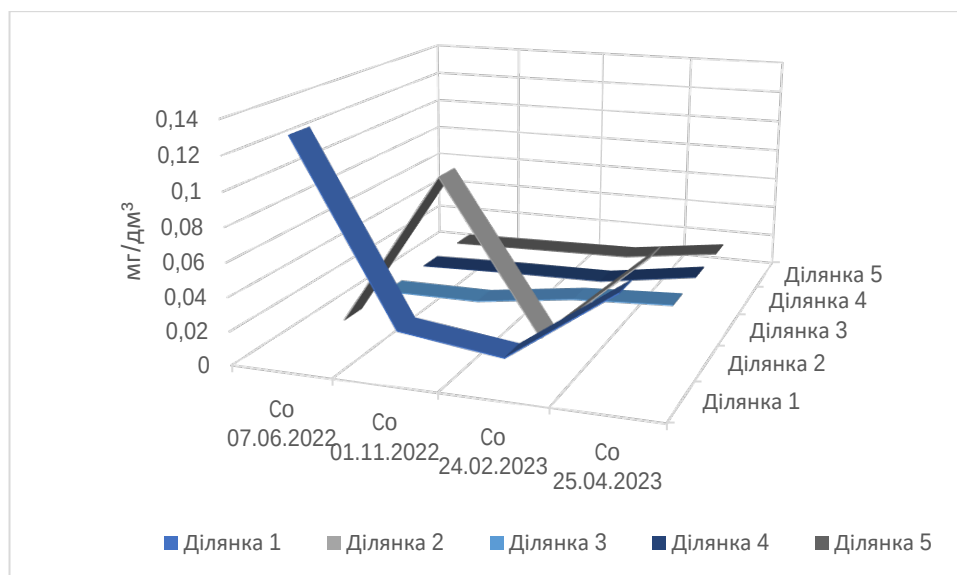


Рисунок 3.6 – Вміст Со у досліджуваних пробах води

Концентрація Мп у досліджуваних пробах води перевищувала ГДК ($0,1 \text{ мг/дм}^3$) на усіх досліджуваних ділянках у всі пори року. Максимальна концентрація Мп спостерігалася навесні у пробах води, які відібрані в зоні впливу породного відвалу. У цей період для води із калюжі значення Мп становило $326,7 \text{ мг/дм}^3$, для техногенної водойми – $203,35 \text{ мг/дм}^3$. Значення Мп у річковій воді становило у всі сезони $0,003$ - $8,35 \text{ мг/дм}^3$ (рис. 3.7).

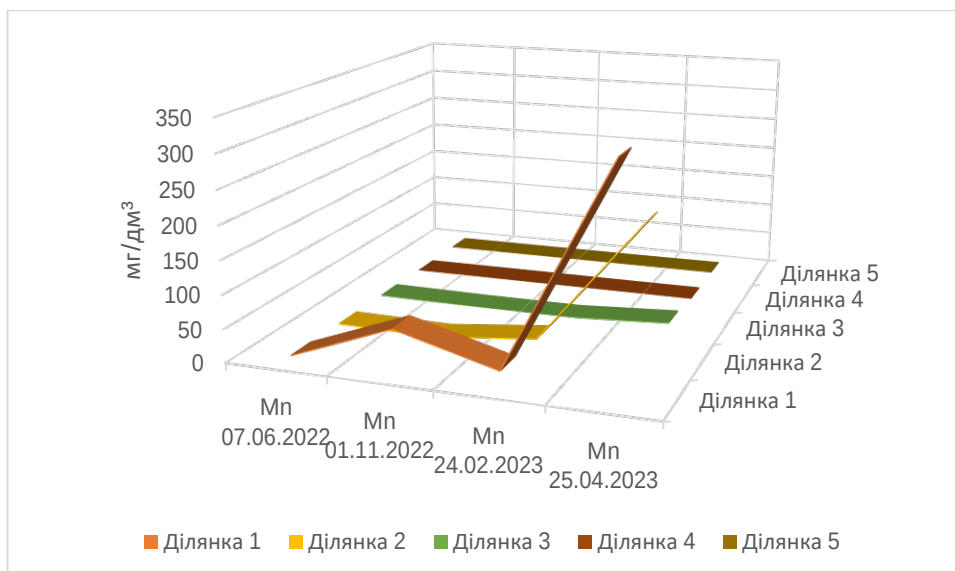


Рисунок 3.7 – Вміст Mn у досліджуваних пробах води

Високі значення Ni спостерігалися у воді, яка відібрана в зоні впливу породного відвалу вугільної шахти. Перевищення ГДК ($0,1 \text{ мг/дм}^3$) спостерігалось в діапазоні $0,21\text{--}6,75 \text{ мг/дм}^3$, де найвищі показники були у весняний період. У річковій воді значення Ni знаходилося в діапазоні $0,002\text{--}0,17 \text{ мг/дм}^3$, де найвищі значення $0,13 \text{ мг/дм}^3$ та $0,17 \text{ мг/дм}^3$ також відмічені навесні (рис. 3.8).

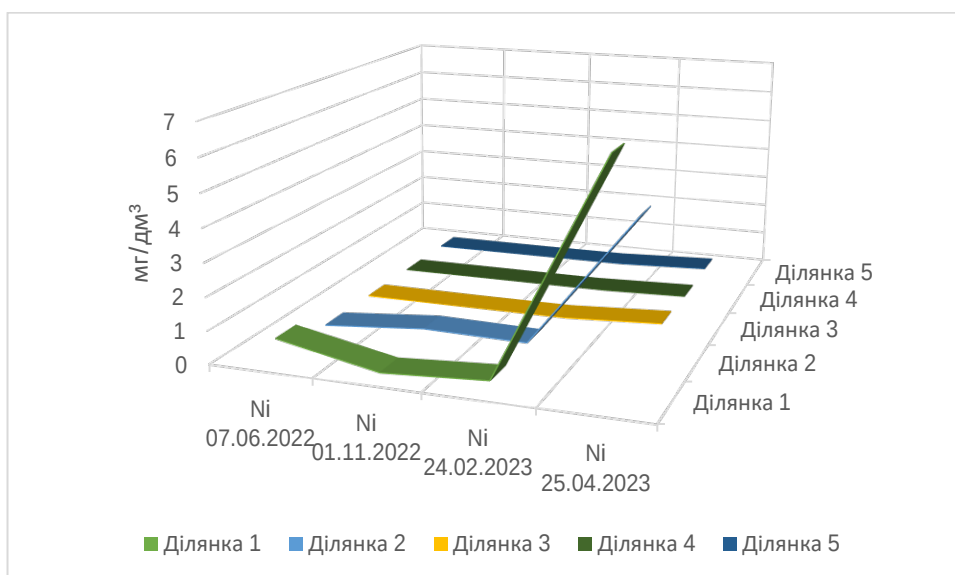


Рисунок 3.8 – Вміст Ni у досліджуваних пробах води

Дослідження води природних та техногенних водойм на вміст Sr показали відсутність перевищення ГДК (7 мг/дм³). Найвищі значення спостерігалися у воді техногенного утвореного озера та річкової воді в осінній період (0,17-0,74 мг/дм³). Решта значень на усіх досліджуваних ділянках в різні пори року коливалися в межах 0,002-0,12 мг/дм³ (рис. 3.9).

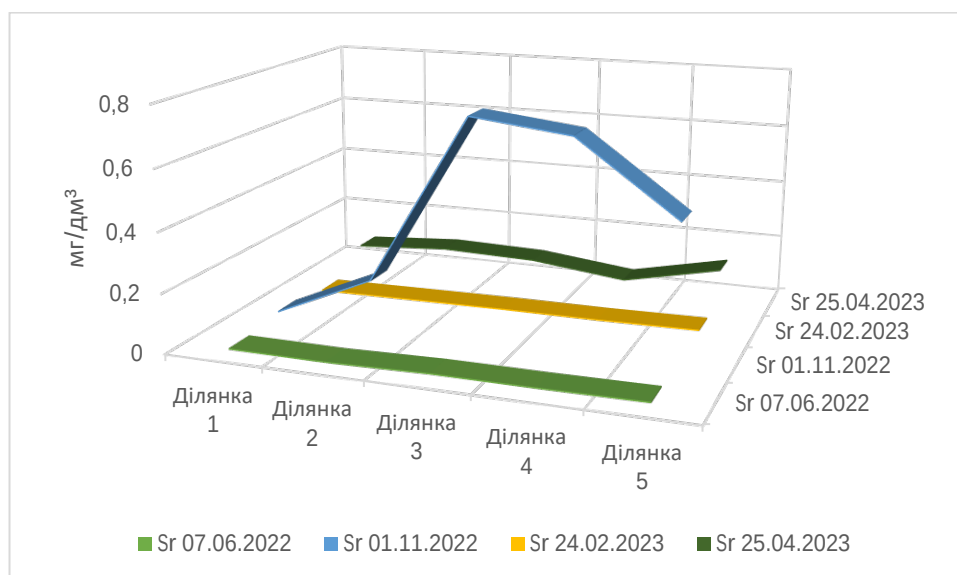


Рисунок 3.9 – Вміст Sr у досліджуваних пробах води

Кореляційний аналіз за Пірсоном дав змогу виявити незначні закономірності поширення важких металів у досліджуваних пробах води із природних та техногенних водойм. Коефіцієнти кореляції спостерігалися найвищими для пар Mn і Ni (0,98) та Cd і Co (0,93). Високі позитивні коефіцієнти кореляції відмічені для таких пар – Zn і Cr (0,72), Pb і Co (0,64), Cu і Co (0,56), Cd і Zn (0,55), Cu і Cd (0,54), Cd і Mn (0,56), Cd і Ni (0,58). Низькі позитивні коефіцієнти кореляції спостерігалися для Cd і Pb (0,49), Cu і Pb (0,45), Zn і Co (0,45), Cr і Sr (0,43), Co і Ni (0,41). Для решти пар важких металів, виявлених у воді досліджуваних природних і техногенних водойм, закономірності взаємовпливу не спостерігаються (табл. 3.1).

Таблиця 3.1 – Коефіцієнти кореляції Пірсона для пар важких металів досліджуваних водойм

Me	Cu	Cd	Zn	Pb	Cr	Co	Mn	Ni	Sr
Cu									
Cd	0,54227251								
Zn	0,03216115	0,551879							
Pb	0,45269216	0,493452	-0,12048						
Cr	0,0961096	0,180711	0,719069	-0,2159					
Co	0,56150719	0,926051	0,446591	0,63758	0,164548				
Mn	0,30196319	0,556903	-0,01473	0,028496	-0,34205	0,334824			
Ni	0,35741075	0,576919	-0,07789	0,118063	-0,36443	0,408893	0,981503		
Sr	0,33997523	-0,12118	0,00826	-0,34167	0,426683	-0,14535	-0,09632	-0,08109	

Таким чином, найвищими коефіцієнти кореляції спостерігалися для пар важких металів Mn і Ni (0,98) та Cd і Co (0,93). Найбільше взаємозв'язків з іншими важкими металами притаманне Cd – всього п'ять, коефіцієнти кореляції високі позитивні.

3.2. Розподіл важких металів у природних та техногенних водоймах

Розподіл важких металів у воді рік та водойм Малого Полісся упродовж року характеризується великою неоднорідністю. Навіть в межах однієї ділянки спостерігається істотне коливання рівня хімічного забруднення води у порівнянні з гранично допустимою концентрацією хімічного елемента (табл. 3.2).

Табл. 3.2. Рівень забруднення води у ріках та водоймах Малого Полісся

№ ділянки*	Дата**	Вміст важких металів у воді, мг/л								
		Cu	Cd	Zn	Pb	Cr	Co	Mn	Ni	Sr
1	VI	0.052	0.023	0.173	0.19	0.013	0.13	4.61	0.65	0.005
	XI	0.0065	0.014	1.6	0.012	0.025	0.025	62.5	0.025	0.025
	II	0.004	0.001	0.042	0.012	0.014	0.017	21.4	0.21	0.002
	IV	0.029	0.019	0.062	0.042	0.002	0.06	326.7	6.75	0.08
2	VI	0.007	0.001	0.046	0.05	0.015	0.005	2.53	0.031	0.002
	XI	0.012	0.02	2.2	0.022	0.046	0.098	0.025	0.29	0.17
	II	0.001	0.001	0.045	0.01	0.01	0.008	15.7	0.23	0.004

	IV	0.026	0.016	0.062	0.046	0.003	0.062	203.35	4.31	0.1
3	VI	0.005	0.001	0.012	0.065	0.015	0.005	1.69	0.021	0.008
	XI	0.0039	0.0017	0.08	0.005	0.025	0.005	0.011	0.005	0.74
	II	0.003	0.001	0.004	0.01	0.01	0.013	0.11	0.005	0.006
	IV	0.001	0.002	0.014	0.037	0.002	0.016	8.35	0.17	0.09
4	VI	0.003	0.001	0.025	0.063	0.01	0.005	0.19	0.017	0.006
	XI	0.06	0.0019	0.13	0.0075	0.025	0.0064	0.23	0.01	0.7
	II	0.002	0.001	0.003	0.025	0.014	0.007	0.01	0.002	0.005
	IV	0.002	0.003	0.006	0.036	0.002	0.016	0.12	0.09	0.05
5	VI	0.002	0.003	0.007	0.051	0.019	0.005	0.21	0.017	0.007
	XI	0.0039	0.0014	0.08	0.0025	0.025	0.006	0.003	0.005	0.46
	II	0.002	0.001	0.003	0.012	0.012	0.007	0.04	0.007	0.008
	IV	0.002	0.002	0.007	0.038	0.002	0.015	0.59	0.13	0.12
ГДК, мг/л	-	1	0.001	1	0.03	0.05	0.1	0.1	0.1	7
Перевищення гранично допустимої концентрації, рази										
1	VI	0.052	23.0	0.173	6.333	0.26	1.30	46.10	6.50	0.0007
	XI	0.006	14.0	1.600	0.400	0.50	0.25	625.00	0.25	0.0036
	II	0.004	1.0	0.042	0.400	0.28	0.17	214.00	2.10	0.0003
	IV	0.029	19.0	0.062	1.400	0.04	0.60	3267.00	67.50	0.0114
2	VI	0.007	1.0	0.046	1.667	0.30	0.05	25.30	0.31	0.0003
	XI	0.012	20.0	2.200	0.733	0.92	0.98	0.25	2.90	0.0243
	II	0.001	1.0	0.045	0.333	0.20	0.08	157.00	2.30	0.0006
	IV	0.026	16.0	0.062	1.533	0.06	0.62	2033.50	43.10	0.0143
3	VI	0.005	1.0	0.012	2.167	0.30	0.05	16.90	0.21	0.0011
	XI	0.004	1.7	0.080	0.167	0.50	0.05	0.11	0.05	0.1057
	II	0.003	1.0	0.004	0.333	0.20	0.13	1.10	0.05	0.0009
	IV	0.001	2.0	0.014	1.233	0.04	0.16	83.50	1.70	0.0129
4	VI	0.003	1.0	0.025	2.100	0.20	0.05	1.90	0.17	0.0009
	XI	0.060	1.9	0.130	0.250	0.50	0.06	2.30	0.10	0.1000
	II	0.002	1.0	0.003	0.833	0.28	0.07	0.10	0.02	0.0007
	IV	0.002	3.0	0.006	1.200	0.04	0.16	1.20	0.90	0.0071
5	VI	0.002	3.0	0.007	1.700	0.38	0.05	2.10	0.17	0.0010
	XI	0.004	1.4	0.080	0.083	0.50	0.06	0.03	0.05	0.0657
	II	0.002	1.0	0.003	0.400	0.24	0.07	0.40	0.07	0.0011
	IV	0.002	2.0	0.007	1.267	0.04	0.15	5.90	1.30	0.0171
Умовні позначення. * Числова нумерація ділянок: 1 – невелика водойма, розташована біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград; 2 – техногенна водойма біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград; 3 – ріка Рата, с. Сілець; 4 – ріка Західний Буг, с. Городище; 5 – ріка Рата, місто Великі Мости. ** Дата відбору зразків на хімічний аналіз : VI – 07.06.2022; XI – 01.11.2022; II – 24.02.2023; IV – 25.04.2023.										

Сполуки кадмію токсичні навіть невеликих концентраціях, його відносять до II класу небезпеки. Істотне перевищення гранично допустимої концентрації кадмію у воді (у 14-23 рази) спостерігалось на ділянках № 1 і № 2 (водойми, які

розташовані біля підніжжя терикону, що належить до ВП Шахта “Межирічанська”, поблизу м. Червоноград). На інших ділянках максимальне перевищення гранично-допустимої концентрації кадмію упродовж року становило 2-3 рази (табл. 3.2).

Цинк – важкий метал III класу небезпеки. В умовах підвищеної вологості характерна висока міграція цинку у ґрунті, що створює передумови його потрапляння у водойми та ріки з поверхневим і підземним стоком. Перевищення гранично-допустимої концентрації цинку в 1.6-2.2 рази спостерігалось тільки на ділянках № 1 і № 2 в листопаді 2022 року (табл. 3.2). Свинець також вважають одним із найтоксичніших хімічних елементів навіть у незначних кількостях, він належить до II класу небезпеки. Максимальний рівень забруднення води свинцем в ріках і водоймах Малого Полісся спостерігався в літній і весняний період на всіх об’єктах досліджень.

Мідь – хімічний елемент, який належить до важких металів III класу небезпеки. Має слабку фітотоксичність, проте є дуже токсичною для людського організму. За надлишкового надходження до організму людей і тварин виявляє канцерогенну дію та має токсичний вплив на серце, кров та інші органи. На жодній ділянці вміст міді у воді не перевищував гранично допустимої концентрації (табл. 3.2). Вміст хрому (III клас небезпеки) і стронцію (II клас небезпеки) у воді рік та водойм Малого Полісся також характеризувалися низькими показниками, Максимальні значення концентрації кобальту (II клас небезпеки) фіксувалися тільки на ділянці № 1 (невелика водойма біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград).

Нікель належить до хімічних елементів III класу небезпеки. Потрапляючи на шкіру і в органи дихання, може викликати гострі і хронічні отруєння. Дуже високий рівень концентрації нікелю в воді спостерігався в квітні 2023 року на ділянках № 1 і № 2 (водойми, які розташовані біля підніжжя терикону шахти “Межирічанська”, поблизу м. Червоноград).

Марганець належить до хімічних речовин III класу небезпеки. Він впливає на органолептичні показники води, зокрема, на забарвлення. Його гранично

допустима концентрація у воді становить 0.1 мг/л. Аномально високі концентрації марганцю у воді спостерігалися у квітні 2023 року на ділянках № 1 і № 2 (водойми, які розташовані біля підніжжя терикону шахти “Межирічанська”, поблизу м. Червоноград)..

Основна проблема моніторингових досліджень якості води полягає у необхідності проведення порівняльної оцінки дослідних ділянок за багатьма параметрами (концентрації хімічних речовин) у просторі і часі. Фактично ми маємо справу із багатовимірним простором, осі якого відображають вміст у воді дев’яти хімічних елементів: Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr. У даній роботі основну увагу ми зосередили на вивченні сезонної (часової) динаміки забруднення води у розрізі окремих ділянок.

Аналіз залежності між концентраціями важких металів у воді рік та водойм Малого Полісся вказує на наявність тісного зв’язку між окремими хімічними елементами. Так, для ділянки № 1 (невелика водойма біля підніжжя терикону) для концентрацій Cu і Cd коефіцієнт кореляції $r=0.84$, для Cu і Pb – $r=0.94$, для Cu і Co – $r=0.99$, для Mn і Ni – $r=0.97$, для Mn і Sr – $r=0.99$. Ідея наших подальших досліджень полягала у математичному моделюванні структури розташування часових варіантів ділянки у гіперпросторі ознак. Оскільки візуально неможливо розпізнати структуру у багатовимірному просторі, основна увага приділялася методам багатовимірної ординації. Завдання математичного моделювання полягало у заміні масиву чисел (концентрації важких металів) на такий розкид точок, що допоміг би виявити його структуру як відображення часових особливостей забруднення води ділянки № 1 [86].

Оскільки концентрації важких металів у воді ділянки № 1 (невелика водойма біля підніжжя терикону) 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 [86]. Це дає змогу зменшити вимірність простору спостережень. Графічно процедура розрахунків зводиться до переміщення початку координат у центр даних і повороту осей координат таким

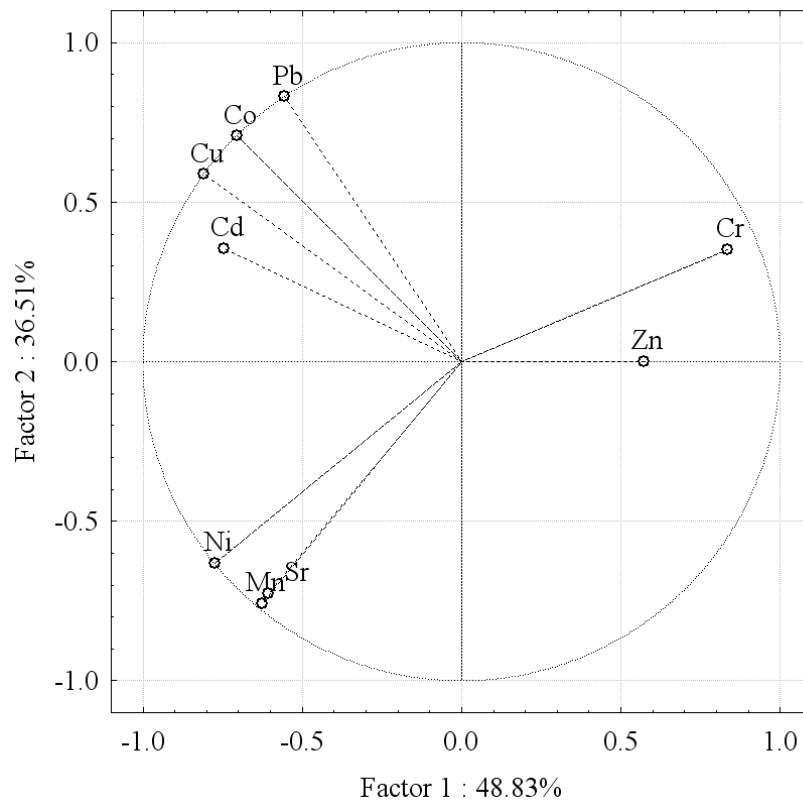
чином, щоб абсциса проходила у напрямі максимальної дисперсії множини даних [86].

Результати аналізу головних компонент на основі кореляційної матриці є такими (рис. 3.10):

$$\text{Factor}_1 = -0.386 \cdot \text{Cu} - 0.355 \cdot \text{Cd} + 0.273 \cdot \text{Zn} - 0.265 \cdot \text{Pb} + 0.397 \cdot \text{Cr} + 0.390 \cdot \text{Co} - 0.299 \cdot \text{Mn} - 0.369 \cdot \text{Ni} - 0.289 \cdot \text{Sr}, \lambda_1=4.39; \quad (1)$$

$$\text{Factor}_2 = 0.324 \cdot \text{Cu} + 0.195 \cdot \text{Cd} + 0.001 \cdot \text{Zn} + 0.458 \cdot \text{Pb} + 0.194 \cdot \text{Cr} - 0.549 \cdot \text{Co} + 0.418 \cdot \text{Mn} - 0.349 \cdot \text{Ni} - 0.401 \cdot \text{Sr}, \lambda_2=3.29; \quad (2)$$

де Factor_i – компонентні координати, комплексні градієнти середовища; Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr – стандартизовані значення концентрацій важких металів у воді; λ_i – власні значення векторів.



a)

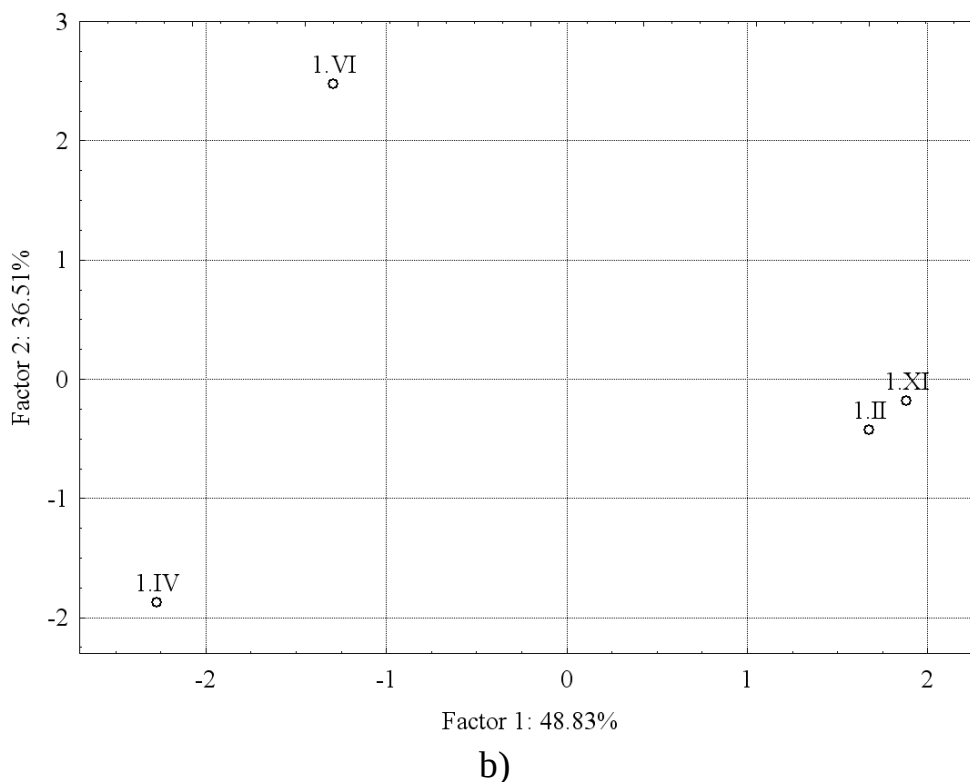


Рисунок 3.10 - Результати аналізу головних компонент вмісту важких металів у воді ділянки № 1 (невелика водойма біля підніжжя терикону) :

- а) система взаємозв'язків між концентраціями хімічних елементів та комплексними градієнтами середовища;
- б) розташування часових варіантів ділянки у системі координат комплексних градієнтів середовища.

Умовні позначення : Factor_{1-2} – головні компоненти, комплексні градієнти середовища; арабськими числами позначені номери ділянки, римськими – порядкові номери календарного місяця (табл. 3.2)

Із аналізу характеристик власних чисел λ_i випливає, що вже дві головні компоненти забезпечують 85.3 % загальної дисперсії, тому для багатьох цілей аналізу достатньо використовувати двовимірну проекцію вихідної матриці даних [85, 86]. Власні вектори кореляційної матриці (1)-(2) дають змогу виділити комбінації екологічних факторів, які визначають осі максимального варіювання сезонної динаміки хімічного забруднення води. Основна закономірність формування якості водного середовища ділянки № 1 (перша головна компонента

Factor₁) полягає у такій структурі взаємозв'язків між хімічними елементами (рис. 1, а): із зменшенням концентрації Cu (коефіцієнт кореляції $r=-0.81$) зменшуються концентрації Cd ($r=-0.74$), Co ($r=-0.71$), Ni ($r=-0.77$), зростають концентрації Sr ($r=0.83$). Перша головна компонента пояснює всього 48.8 % загальної дисперсії, але на основі її значень досить чітко прослідковується основна закономірність часової динаміки якості водного середовища ділянки № 1. Так, низькими значеннями першої головної компоненти Factor₁ характеризуються квітневий 1.IV і червневий 1.VI часові варіанти ділянки № 1, які відрізняються високими концентраціями важких металів Cd, Co, Ni, Pb, Mn і Sr (табл. 3.2). Максимальними значеннями першої головної компоненти відрізняються листопадовий 1.XI і лютневий 1.II часові варіанти ділянки № 1, де порівняно більші концентрації у воді мають Sr і Zn (табл. 3.2).

Друга вісь максимального варіювання Factor₂ додатково пояснює 36.5 % загальної дисперсії даних. Значення функції Factor₂ в основному залежить від вмісту Pb ($r=0.83$), Co ($r=0.71$), Mn ($r=-0.76$) та Sr ($r=-0.73$). Так, у червні на ділянці № 1 спостерігалися найбільші концентрації Pb (перевищення ГДК у 6.3 рази) і Co (перевищення ГДК в 1.3 рази), унаслідок чого червневий 1.VI варіант має максимальне значення другої головної компоненти. Водночас, за сумарними показниками перевищень гранично допустимих концентрацій 9 хімічних елементів червневий 1.VI варіант ділянки № 1 характеризується найменшим рівнем забруднення. Мінімальне значення другої головної компоненти має квітневий 1.IV варіант ділянки, для якого характерні високі концентрації Mn (перевищення ГДК у 3267 рази) і Ni (перевищення ГДК у 67.5 рази) і загалом найгірші показники якості води (табл. 3.2).

Найменш віддаленими у гіперпросторі комплексних градієнтів водного середовища за вмістом важких металів (рис. 1, б) є листопадовий 1.XI і лютневий 1.II варіанти ділянки № 1 (відстань Евкліда становить 2.83). Найбільш віддаленими відносно інших варіантів є квітневий 1.IV та червневий 1.VI варіанти (відстань Евкліда становить 4.37-4.66).

На основі кореляції вмісту важких металів та комплексними градієнтами водного середовища (рис. 1, а) можна виділити такі асоціації (групи) хімічних елементів:

I – Cu, Co, Pb, Cd;

II – Zn, Cr;

III – Mn, Sr, Ni.

Найбільш віддаленими у гіперпросторі комплексних градієнтів водного середовища є хімічні елементи Cr і Ni (відстань Евкліда становить 1.92), Cr і Mn (відстань Евкліда становить 1.85), Cr і Sr (відстань Евкліда становить 1.80), Cu і Sr (відстань Евкліда становить 1.70).

Аналіз залежності між концентраціями важких металів у воді ділянки № 2 (техногенна водойма біля підніжжя терикону) також вказує на наявність тісного зв'язку між багатьма хімічними елементами. Так, для концентрацій Cu і Ni коефіцієнт кореляції $r=0.91$, для Cu і Mn – $r=0.88$, для Cd і Co – $r=0.99$, для Mn і Ni – $r=0.99$, для Cd і Sr – $r=0.98$, для Zn і Cr – $r=0.96$, для Co і Sr – $r=0.99$, для Cd і Sr – $r=0.98$.

Результати аналізу головних компонент на основі кореляційної матриці є такими (рис. 3.10):

$$\text{Factor}_1 = -0.336 \cdot \text{Cu} - 0.466 \cdot \text{Cd} - 0.332 \cdot \text{Zn} - 0.033 \cdot \text{Pb} - 0.243 \cdot \text{Cr} - 0.459 \cdot \text{Co} - 0.181 \cdot \text{Mn} - 0.215 \cdot \text{Ni} - 0.458 \cdot \text{Sr}, \lambda_1=4.59; \quad (3)$$

$$\text{Factor}_2 = -0.358 \cdot \text{Cu} + 0.001 \cdot \text{Cd} + 0.364 \cdot \text{Zn} - 0.335 \cdot \text{Pb} + 0.431 \cdot \text{Cr} + 0.089 \cdot \text{Co} - 0.468 \cdot \text{Mn} - 0.452 \cdot \text{Ni} + 0.101 \cdot \text{Sr}, \lambda_2=3.69; \quad (4)$$

де Factor_i – компонентні координати, комплексні градієнти середовища; Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr – стандартизовані значення концентрацій важких металів у воді; λ_i – власні значення векторів.

Із аналізу характеристик власних чисел λ_i випливає, що вже дві головні компоненти забезпечують 91.9 % загальної дисперсії, тому для багатьох цілей аналізу достатньо використовувати двовимірну проекцію вихідної матриці даних. Основна закономірність формування якості водного середовища ділянки № 2 (перша головна компонента Factor_1) полягає у такій структурі взаємозв'язків

між хімічними елементами (рис. 3.11, а): із зменшенням концентрації Cd (коефіцієнт кореляції $r=-1.00$) зменшуються концентрації Co ($r=-0.98$), Sr ($r=-0.98$), Cu ($r=-0.72$), Zn ($r=-0.71$). Перша головна компонента пояснює 51.0 % загальної дисперсії, на основі її значень досить чітко прослідковується основна закономірність часової динаміки якості водного середовища ділянки № 2. Так, низькими значеннями першої головної компоненти Factor₁ характеризуються квітневий 2.IV і листопадовий 2.XI часові варіанти ділянки № 2, які відрізняються високими концентраціями важких металів Cd, Zn, Co, Mn і Ni (табл. 3.2). Максимальними значеннями першої головної компоненти відрізняються лютневий 2.II і червневий 2.VI часові варіанти ділянки № 2 в, де порівняно нижчі концентрації у воді мають Cu, Cd, Zn, Co, Ni, Sr (табл. 3.2).

Друга вісь максимального варіювання Factor₂ додатково пояснює 41.0 % загальної дисперсії даних. Значення функції Factor₂ в основному залежить від вмісту Mn ($r=-0.90$), Ni ($r=-0.87$), Zn ($r=0.70$) та Cr ($r=0.83$). Так, у квітні 2023 року на ділянці № 2 спостерігалися аномально високі концентрації Mn (перевищення ГДК у 2033 рази) і Ni (перевищення ГДК в 43 рази), унаслідок чого квітневий 2.IV варіант має мінімальне значення другої головної компоненти. За сумарними показниками перевищень гранично допустимих концентрацій 9 хімічних елементів квітневий 2.IV варіант ділянки № 2 характеризується найвищим рівнем забруднення (табл. 3.2). За сезонною динамікою рівня забруднення води ділянка № 2 подібна до ділянки № 1 завдяки просторовій близькості.

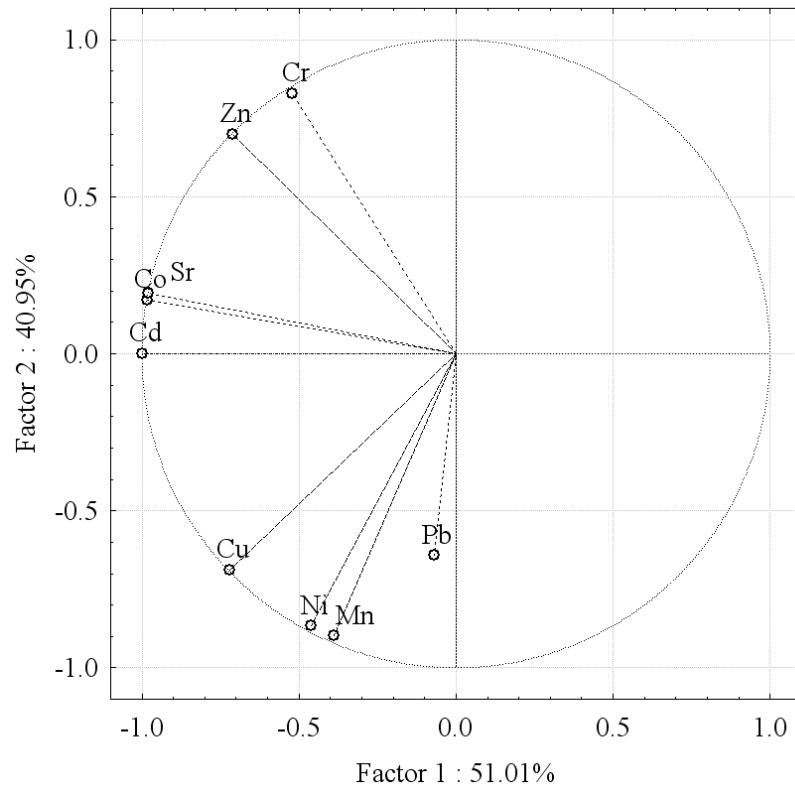
Найменш віддаленими у гіперпросторі комплексних градієнтів водного середовища за вмістом важких металів (рис. 3.11, б) є червневий 2.VI і лютневий 2.II варіанти ділянки № 2 (відстань Евкліда становить 2.18). Найбільш віддаленими відносно інших варіантів є квітневий 2.IV та листопадовий 2.XI варіанти (відстань Евкліда становить 4.17-4.68).

На основі кореляції вмісту важких металів та комплексними градієнтами водного середовища (рис. 3.11, а), а також кластерного аналізу можна виділити такі асоціації (групи) хімічних елементів:

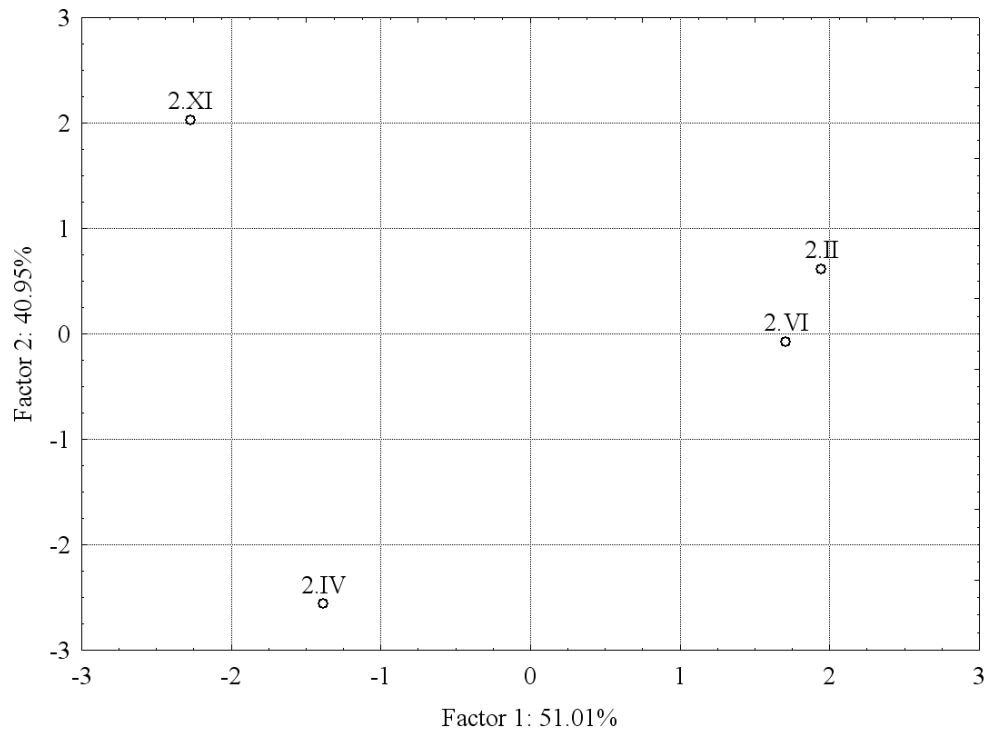
I – Mn, Ni, Cu, Pb;

II – Co, Sr, Cd;

III – Zn, Cr.



a)



b)

Рисунок 3.11 - Результати аналізу головних компонент вмісту важких металів у воді ділянки № 2 (техногенна водойма біля підніжжя терикону) :

- а) система взаємозв'язків між концентраціями хімічних елементів та комплексними градієнтами середовища;
- б) розташування часових варіантів ділянки у системі координат комплексних градієнтів середовища.

Умовні позначення : Factor₁₋₂ – головні компоненти, комплексні градієнти середовища; арабськими числами позначені номери ділянки, римськими – порядкові номери календарного місяця (табл. 3.2)

Найбільш віддаленими у гіперпросторі комплексних градієнтів водного середовища є хімічні елементи Cr і Mn (відстань Евкліда становить 1.78), Cr і Ni (відстань Евкліда становить 1.74), Zn і Mn (відстань Евкліда становить 1.65), Pb і Cr (відстань Евкліда становить 1.64).

Аналіз залежності між концентраціями важких металів у воді ділянки № 3 (р. Рата, за межами с. Сілець, поблизу місця впадання р. Болотна) також свідчить про тісний зв'язок між багатьма хімічними елементами. Так, для концентрацій Cu і Co коефіцієнт кореляції $r=-0.92$, для Cu і Mn – $r=-0.78$, для Cu і Ni – $r=-0.83$, для Cu і Cr – $r=0.75$, для Zn і Sr – $r=0.99$, для Co і Cr – $r=-0.89$, для Mn і Ni – $r=0.99$, для Zn і Cr – $r=0.80$.

Результати аналізу головних компонент на основі кореляційної матриці є такими (рис. 3.11):

$$\text{Factor}_1 = 0.375 \cdot \text{Cu} - 0.184 \cdot \text{Cd} + 0.282 \cdot \text{Zn} - 0.122 \cdot \text{Pb} + 0.429 \cdot \text{Cr} - 0.394 \cdot \text{Co} - 0.400 \cdot \text{Mn} - 0.400 \cdot \text{Ni} + 0.268 \cdot \text{Sr}, \lambda_1=5.10; \quad (5)$$

$$\text{Factor}_2 = 0.276 \cdot \text{Cu} - 0.527 \cdot \text{Cd} - 0.454 \cdot \text{Zn} + 0.364 \cdot \text{Pb} - 0.133 \cdot \text{Cr} - 0.060 \cdot \text{Co} - 0.144 \cdot \text{Mn} - 0.190 \cdot \text{Ni} - 0.478 \cdot \text{Sr}, \lambda_2=2.74; \quad (6)$$

де Factor_i – компонентні координати, комплексні градієнти середовища; Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr – стандартизовані значення концентрацій важких металів у воді; λ_i – власні значення векторів.

Із аналізу характеристик власних чисел λ_i випливає, що вже дві головні

компоненти забезпечують 87.1 % загальної дисперсії, тому для багатьох цілей аналізу достатньо використовувати двовимірну проекцію вихідної матриці даних. Основна закономірність формування якості водного середовища ділянки № 3 (перша головна компонента $Factor_1$) полягає у такій структурі взаємозв'язків між хімічними елементами (рис. 3.11, а): із збільшенням концентрації Cu (коефіцієнт кореляції $r=0.85$) зростають концентрації Cr ($r=0.97$), зменшуються концентрації Co ($r=-0.89$), Mn ($r=-0.90$), Ni ($r=-0.90$). Перша головна компонента пояснює всього 56.7 % загальної дисперсії. Низькими значеннями першої головної компоненти $Factor_1$ характеризуються квітневий 3.IV часовий варіант ділянки № 3, який характеризується високими концентраціями важких металів Cd, Co, Ni, Pb, Mn і загалом найгіршими показниками якості води (табл. 3.2). Максимальним значенням першої головної компоненти відрізняється листопадовий 3.XI варіант ділянки № 3, де перевищення гранично допустимої концентрації у воді (в 1.7) мав тільки Cd (табл. 3.2).

Друга вісь максимального варіювання $Factor_2$ додатково пояснює 30.5 % загальної дисперсії даних. Значення функції $Factor_2$ в основному залежить від вмісту Cd ($r=-0.87$), Sr ($r=-0.79$), Zn ($r=-0.75$) та Pb ($r=0.60$). Так, у червні на ділянці № 3 спостерігалися найбільші концентрації Pb (перевищення ГДК у 2.2 рази) і Mn (перевищення ГДК в 16.9 рази), унаслідок чого червневий 3.VI варіант має максимальне значення другої головної компоненти. За сумарними показниками перевищень гранично допустимих концентрацій 9 хімічних елементів листопадовий 3.XI і лютневий 3.II часові варіанти ділянки № 3 характеризуються найменшим рівнем забруднення води (табл. 3.2).

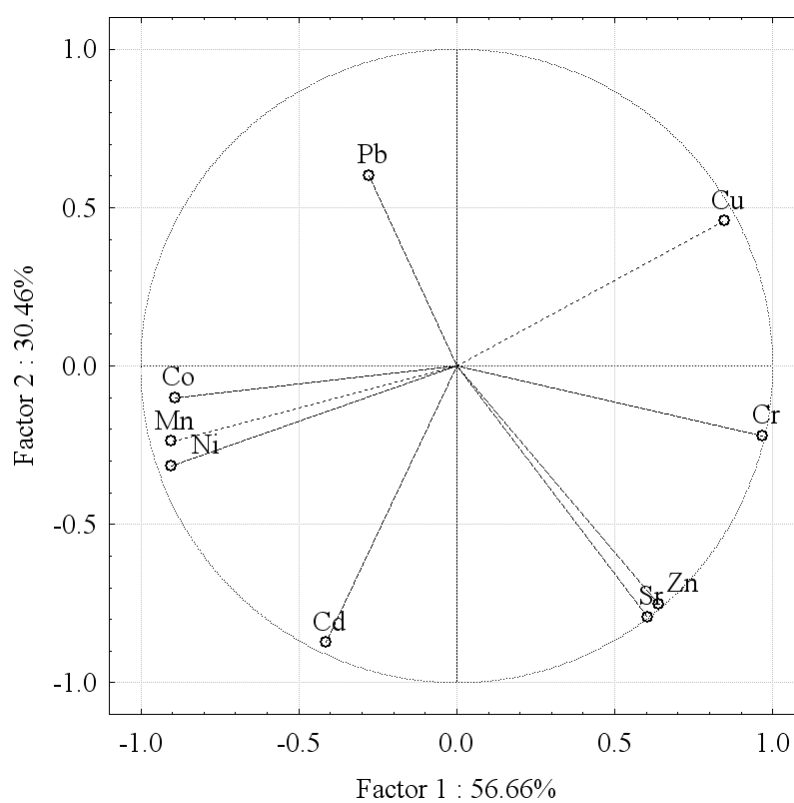
Найменш віддаленими у гіперпросторі комплексних градієнтів водного середовища за вмістом важких металів (рис. 3.12, б) є червневий 3.VI і лютневий 3.II варіанти ділянки № 3 (відстань Евкліда становить 2.81). Найбільш віддаленими відносно інших варіантів є квітневий 3.IV та листопадовий 3.XI варіанти (відстань Евкліда становить 3.95-5.45).

На основі кореляції вмісту важких металів та комплексними градієнтами водного середовища (рис. 3.12, а), а також кластерного аналізу можна виділити такі асоціації (групи) хімічних елементів:

I – Cu, Cr, Zn, Sr;

II – Mn, Ni, Co, Cd;

III – Pb.



a)

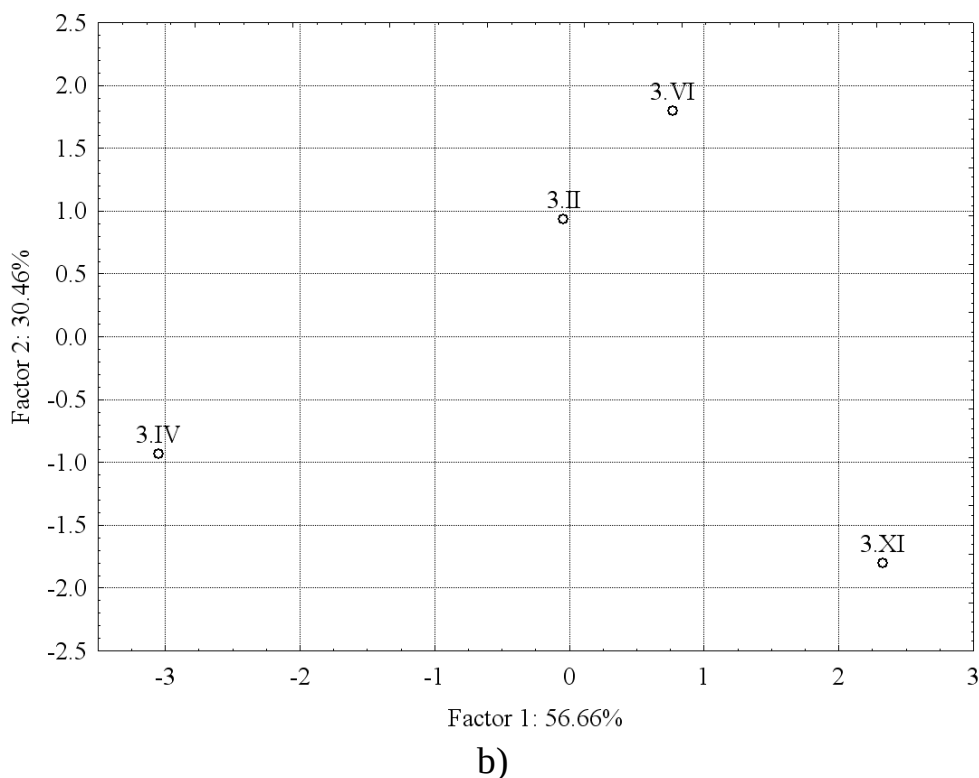


Рисунок 3.12 - Результати аналізу головних компонент вмісту важких металів у воді ділянки № 3 (р. Рата, с. Сілець) :

- а) система взаємозв'язків між концентраціями хімічних елементів та комплексними градієнтами середовища;
- б) розташування часових варіантів ділянки у системі координат комплексних градієнтів середовища.

Умовні позначення : Factor_{1-2} – головні компоненти, комплексні градієнти середовища; арабськими числами позначені номери ділянки, римськими – порядкові номери календарного місяця (табл. 3.2).

Найбільш віддаленими у гіперпросторі комплексних градієнтів водного середовища є хімічні елементи Cu і Co (відстань Евкліда становить 1.96), Cr і Co (відстань Евкліда становить 1.95), Cu і Ni (відстань Евкліда становить 1.91), Cr і Mn (відстань Евкліда становить 1.89).

Для ділянки № 4 (ріка Західний Буг, с. Городище) на основі аналізу залежностей між концентраціями важких металів у воді також встановлено наявність тісного зв'язку між окремими хімічними елементами. Для

концентрацій Cu і Zn коефіцієнт кореляції $r=0.99$, для Cu і Pb – $r=-0.71$, для Cu і Cr – $r=0.85$, для Cu і Sr – $r=0.99$, для Cd і Co – $r=0.90$, для Zn і Cr – $r=0.85$, для Zn і Sr – $r=0.98$, для Cr і Sr – $r=0.82$, для Co і Ni – $r=0.95$. Оскільки концентрації важких металів у воді ділянки № 4 корельовані між собою, 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.

Результати аналізу головних компонент на основі кореляційної матриці є такими (рис. 3.13):

$$\text{Factor}_1 = 0.421 \cdot \text{Cu} - 0.091 \cdot \text{Cd} + 0.423 \cdot \text{Zn} - 0.281 \cdot \text{Pb} + 0.429 \cdot \text{Cr} - 0.259 \cdot \text{Co} + 0.255 \cdot \text{Mn} - 0.270 \cdot \text{Ni} + 0.410 \cdot \text{Sr}, \lambda_1=5.08; \quad (7)$$

$$\text{Factor}_2 = -0.190 \cdot \text{Cu} - 0.586 \cdot \text{Cd} - 0.158 \cdot \text{Zn} + 0.225 \cdot \text{Pb} + 0.115 \cdot \text{Cr} - 0.474 \cdot \text{Co} - 0.189 \cdot \text{Mn} - 0.468 \cdot \text{Ni} - 0.229 \cdot \text{Sr}, \lambda_2=2.79; \quad (8)$$

де Factor_i – компонентні координати, комплексні градієнти середовища; Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr – стандартизовані значення концентрацій важких металів у воді; λ_i – власні значення векторів.

Із аналізу характеристик власних чисел λ_i випливає, що вже дві головні компоненти забезпечують 87.5 % загальної дисперсії, тому для багатьох цілей аналізу достатньо використовувати двовимірну проекцію вихідної матриці даних. Власні вектори кореляційної матриці дають змогу виділити комбінації екологічних факторів, які визначають осі максимального варіювання сезонної динаміки хімічного забруднення води. Основна закономірність формування якості водного середовища ділянки № 4 (перша головна компонента Factor_1) полягає у такій структурі взаємозв'язків між хімічними елементами (рис. 3.13, а): із збільшенням концентрації Cr (коефіцієнт кореляції $r=0.97$) зростають концентрації Zn ($r=0.95$), Cu ($r=0.95$), Sr ($r=0.92$), зменшуються концентрації Pb ($r=-0.63$), Ni ($r=-0.61$). Перша головна компонента пояснює 56.5 % загальної дисперсії. Низькими значеннями першої головної компоненти Factor_1 характеризуються квітневий 4.IV часовий варіант ділянки № 4, які відрізняються високими концентраціями важких металів Cd, Mn і Ni (табл. 1). Максимальними

значеннями першої головної компоненти відрізняється листопадовий 4.XI часовий варіант ділянки № 4, де порівняно більші концентрації у воді має Cd, Zn, Cr, Mn і Sr (табл. 3.2).

Друга вісь максимального варіювання Factor₂ додатково пояснює 31.0 % загальної дисперсії даних. Значення функції Factor₂ в основному залежить від вмісту Cd ($r=-0,98$), Co ($r=-0,79$), Ni ($r=-0,78$) та Sr ($r=-0,73$). Максимальні значення другої головної компоненти властиві лютневому 4.II і червневому 4.VI часовим варіантам ділянки № 4. За сумарними показниками перевищень гранично допустимих концентрацій 9 хімічних елементів лютневий 1.II варіант ділянки № 4 характеризується найменшим рівнем забруднення. Мінімальне значення другої головної компоненти має квітневий 1.IV варіант ділянки, для якого характерні високі концентрації Cd (перевищення ГДК у 3 рази), Pb (перевищення ГДК у 1.2 рази) і Mn (перевищення ГДК у 1.2 рази) (табл. 3.2). Для ділянки № 4 характерна висока стабільність сезонного рівня забруднення води важкими металами. Стандартне відхилення сумарного перевищення гранично допустимих концентрацій для 9 хімічних елементів характеризується найменшим значенням – 1.81.

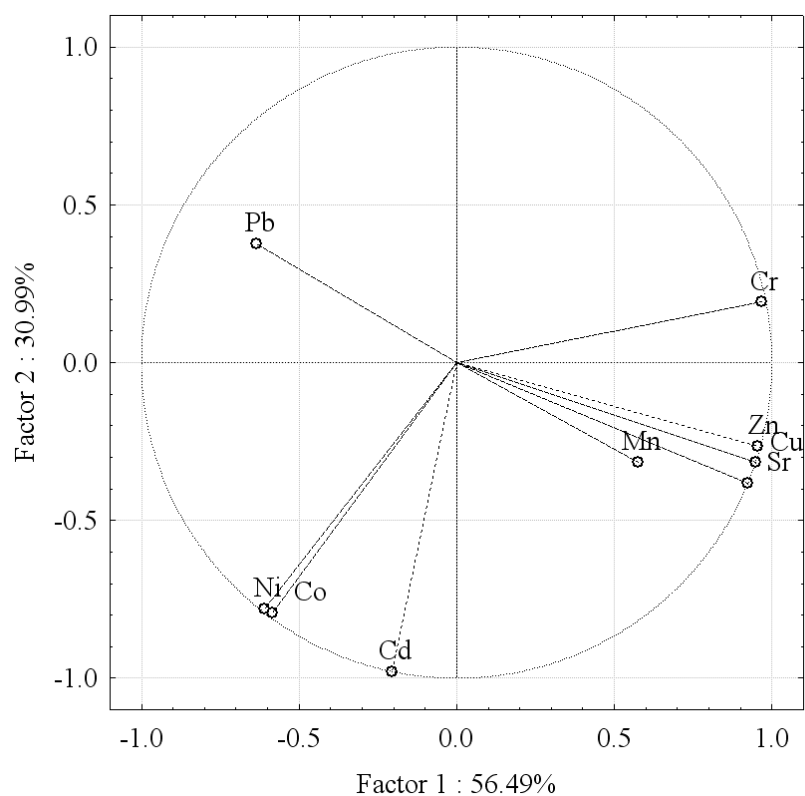
Найменш віддаленими у гіперпросторі комплексних градієнтів водного середовища за вмістом важких металів (рис. 3.13, б) є червневий 4.VI і лютневий 4.II варіанти ділянки № 4 (відстань Евкліда становить 2.83). Найбільш віддаленими відносно інших варіантів є квітневий 1.IV та листопадовий 1.XI варіанти (відстань Евкліда становить 3.90-5.42).

На основі кореляції вмісту важких металів та комплексними градієнтами водного середовища (рис. 3.13, а), а також кластерного аналізу можна виділити такі асоціації (групи) хімічних елементів:

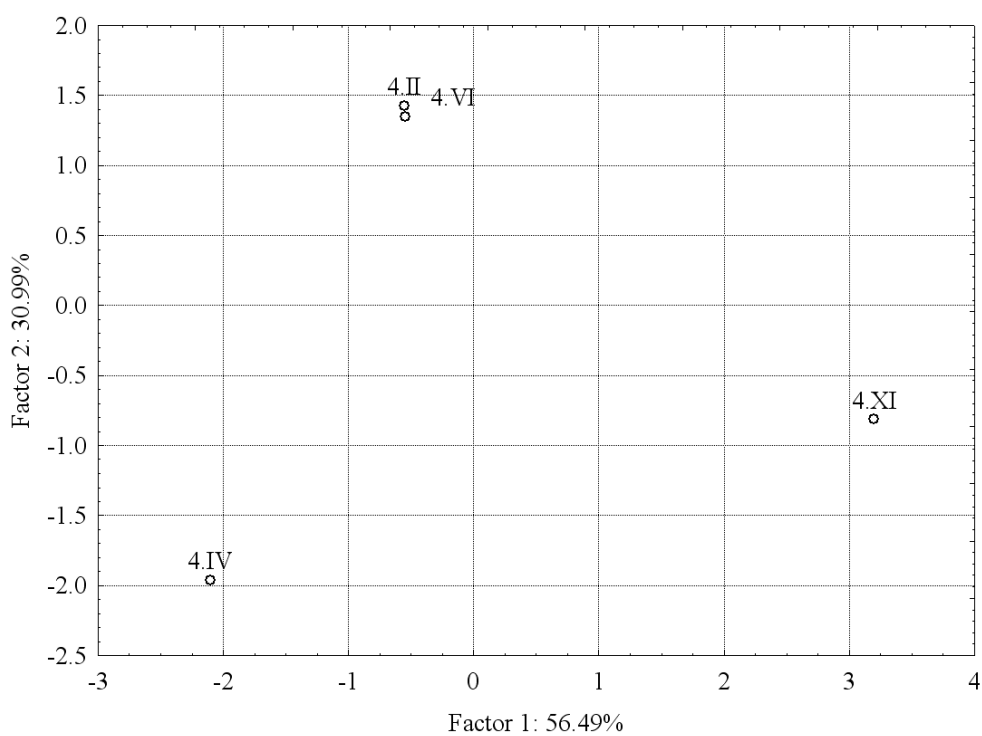
I – Cu, Sr, Zn, Cr, Mn;

II – Cd, Co, Ni;

III – Pb.



a)



b)

Рисунок 3.13 - Результати аналізу головних компонент вмісту важких металів у воді ділянки № 4 (ріка Західний Буг, с. Городище) :

а) система взаємозв'язків між концентраціями хімічних елементів та комплексними градієнтами середовища;

б) розташування часових варіантів ділянки у системі координат комплексних градієнтів середовища.

Умовні позначення : Factor_{1-2} – головні компоненти, комплексні градієнти середовища; арабськими числами позначені номери ділянки, римськими – порядкові номери календарного місяця (табл. 3.2).

Найбільш віддаленими у гіперпросторі комплексних градієнтів водного середовища є хімічні елементи Cr і Ni (відстань Евкліда становить 1.88), Pb і Sr (відстань Евкліда становить 1.86), Cu і Pb (відстань Евкліда становить 1.85), Cr і Co (відстань Евкліда становить 1.84).

Наявність тісного зв'язку між хімічними елементами характерна і ділянки № 5 (ріка Рата, місто Великі Мости). Так, для концентрацій Cu і Zn коефіцієнт кореляції $r=0.99$, для Cu і Sr – $r=0.97$, для Cd і Pb – $r=0.90$, для Zn і Sr – $r=0.97$, для Pb і Cd – $r=0.90$, для Cr і Co – $r=-0.88$, для Co і Ni – $r=0.97$, для Mn і Ni – $r=0.97$. Як і в попередніх випадках, дані спостережень можна пояснити невеликою кількістю нових змінних, які безпосередньо не вимірюються, але можуть бути отримані через лінійну комбінацію вихідних даних, що дає змогу зменшити вимірність простору спостережень.

Результати аналізу головних компонент на основі кореляційної матриці є такими (рис. 3.14):

$$\text{Factor}_1 = 0.374 \cdot \text{Cu} - 0.191 \cdot \text{Cd} + 0.366 \cdot \text{Zn} - 0.333 \cdot \text{Pb} + 0.376 \cdot \text{Cr} - 0.298 \cdot \text{Co} - 0.375 \cdot \text{Mn} - 0.333 \cdot \text{Ni} + 0.313 \cdot \text{Sr}, \lambda_1=5.41; \quad (1)$$

$$\text{Factor}_2 = -0.260 \cdot \text{Cu} + 0.322 \cdot \text{Cd} - 0.264 \cdot \text{Zn} + 0.278 \cdot \text{Pb} + 0.251 \cdot \text{Cr} - 0.483 \cdot \text{Co} - 0.263 \cdot \text{Mn} - 0.404 \cdot \text{Ni} - 0.393 \cdot \text{Sr}, \lambda_2=2.23; \quad (2)$$

де Factor_i – компонентні координати, комплексні градієнти середовища; Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr – стандартизовані значення концентрацій важких металів у воді; λ_i – власні значення векторів.

Із аналізу характеристик власних чисел λ_i випливає, що вже дві головні компоненти забезпечують 84.9 % загальної дисперсії, тому для багатьох цілей аналізу достатньо використовувати двовимірну проекцію вихідної матриці

даних. Власні вектори кореляційної матриці (1)-(2) дають змогу виділити комбінації екологічних факторів, які визначають осі максимального варіювання сезонної динаміки хімічного забруднення води. Основна закономірність формування якості водного середовища ділянки № 5 (перша головна компонента $Factor_1$) полягає у такій структурі взаємозв'язків між хімічними елементами (рис. 5, а): із зменшенням концентрації Mn (коефіцієнт кореляції $r=-0.87$) зменшуються концентрації Ni ($r=-0.78$), Pb ($r=-0.78$), Co ($r=-0.69$), зростають концентрації Cr ($r=0.87$), Cu ($r=0.87$), Zn ($r=0.85$), Sr ($r=0.73$). Перша головна компонента пояснює всього 60.1 % загальної дисперсії, але на основі її значень досить чітко прослідковується основна закономірність часової динаміки якості водного середовища ділянки № 5. Так, низькими значеннями першої головної компоненти $Factor_1$ характеризуються квітневий 5.IV часовий варіант ділянки № 5, який відрізняється високими концентраціями важких металів Mn, Ni (табл. 3.2). Максимальними значеннями першої головної компоненти відрізняється листопадовий 5.XI часовий варіант ділянки № 5, де порівняно більші концентрації у воді порівняно із середньо місячними величинами мають Cu, Zn, Cr і Sr (табл. 1).

Друга вісь максимального варіювання $Factor_2$ додатково пояснює 24.8 % загальної дисперсії даних. Значення функції $Factor_2$ в основному залежить від вмісту Co ($r=-0.72$), Ni ($r=-0.60$), Sr ($r=-0.59$), Cd ($r=0.48$) та Pb ($r=0.42$). Так, у червні на ділянці № 5 спостерігалися найбільші концентрації Pb (перевищення ГДК у 1.7 рази) і Cd (перевищення ГДК в 3.0 рази), унаслідок чого червневий 5.VI варіант має максимальне значення другої головної компоненти. За сумарними показниками перевищень гранично допустимих концентрацій 9 хімічних елементів червневий 5.VI варіант ділянки № 5 займає друге місце. Мінімальне значення другої головної компоненти має квітневий 5.IV варіант ділянки, для якого характерні найгірші показники якості води (табл. 3.2).

Найменш віддаленими у гіперпросторі комплексних градієнтів водного середовища за вмістом важких металів (рис. 3.14, б) є червневий 5.VI і лютневий 5.II варіанти ділянки № 5 (відстань Евкліда становить 3.07). Найбільш

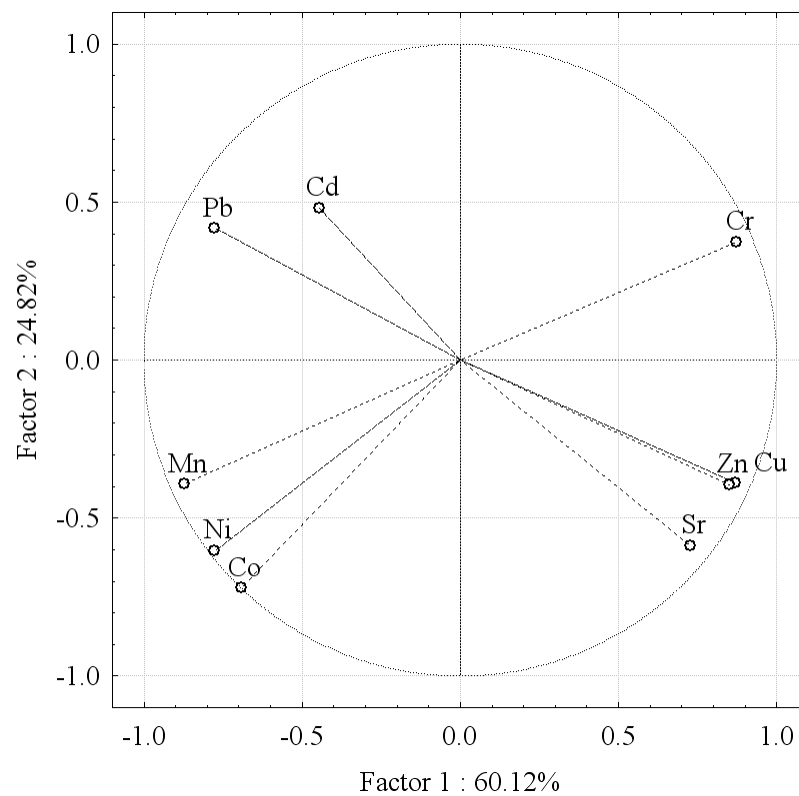
віддаленими відносно інших варіантів є квітневий 5.IV та листопадовий 5.XI варіанти (відстань Евкліда становить 3.86-5.63).

На основі кореляції вмісту важких металів та комплексними градієнтами водного середовища (рис. 3.14, а) можна виділити такі асоціації (групи) хімічних елементів:

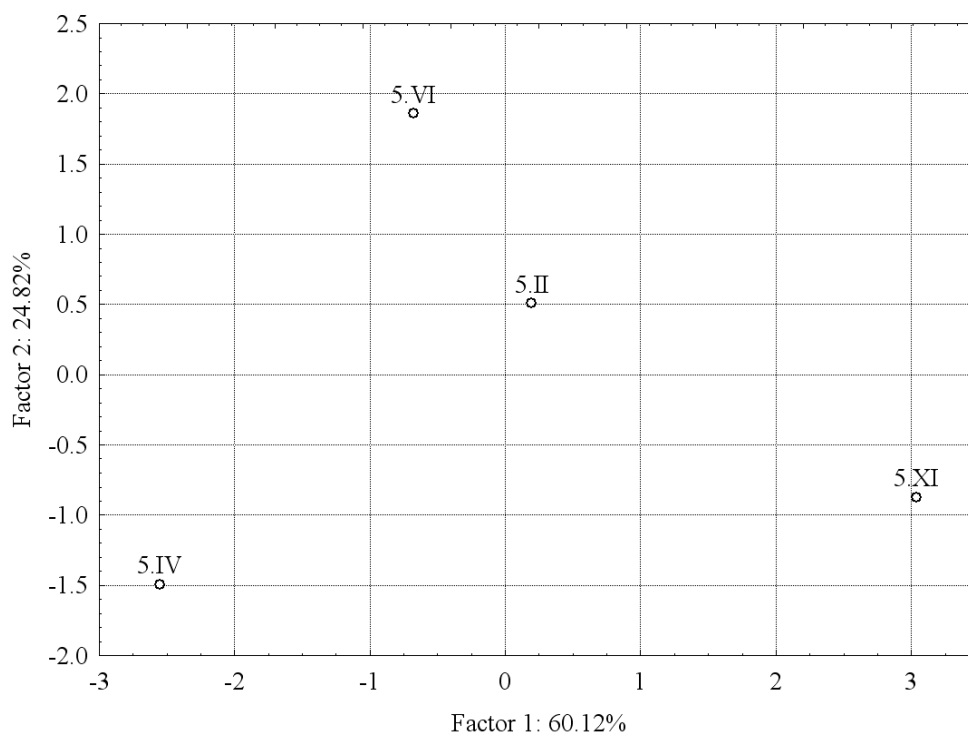
I – Cu, Zn, Sr, Cr (Cr можна виділити в окрему групу);

II – Cd, Pb;

III – Co, Ni, Mn.



a)



b)

Рисунок 3.14 - Результати аналізу головних компонент вмісту важких металів у воді ділянки № 5 (ріка Рата, місто Великі Мости) :

- а) система взаємозв'язків між концентраціями хімічних елементів та комплексними градієнтами середовища;
- б) розташування часових варіантів ділянки у системі координат комплексних градієнтів середовища.

Умовні позначення : Factor_{1-2} – головні компоненти, комплексні градієнти середовища; арабськими числами позначені номери ділянки, римськими – порядкові номери календарного місяця (табл. 3.2).

Найбільш віддаленими у гіперпросторі комплексних градієнтів водного середовища є хімічні елементи Cr і Co (відстань Евкліда становить 1.94), Cr і Ni (відстань Евкліда становить 1.92), Cr і Mn (відстань Евкліда становить 1.91), Cu і Pb (відстань Евкліда становить 1.84).

Багатовимірний статистичний аналіз та графічна візуалізація $utj[svsxyj]$ інформації дозволила виявити окремі спільні риси у сезонній динаміці рівня забруднення води важкими металами (рис. 3.10-3.14). Найвищий рівень забруднення упродовж всього сезону спостережень (табл. 1) спостерігався на

ділянках № 1 та № 2 (невелика та техногенна водойми біля підніжжя схилу терикону шахти "Межирічанська" поблизу міста Червоноград). У сезонній динаміці квітневий варіант всіх ділянок характеризувався подібним розташуванням на осях комплексних градієнтів середовища (рис. 3.10-3.14, б) у третій координатній чверті. Причиною такого розташування було максимальне значення перевищення вмісту важких металів у воді у порівнянні з гранично допустимою концентрацією. Хімічні елементи утворювали подібні асоціації (групи):

- Ni, Mn – на ділянках №№ 1, 2 (рис. 3.10-3.14, а);
- Ni, Mn, Co – на ділянках №№ 3, 5;
- Cu, Zn, Sr – на ділянках №№ 3-5;
- Cu, Zn – на ділянках №№ 1-5;
- Pb на осях комплексних градієнтів середовища найчастіше був максимально віддалений від Zn, Sr (рис. 3.10-3.14, а).

Значення сумарного показника рівня забруднення води Z_c дозволяють більш детально розглянути особливості забруднення води важкими металами (табл. 3.3). При цьому ми розглядали 3 варіанти показника. Перший варіант обчислень включав значення перевищень гранично допустимої концентрації всіх 9 хімічних елементів. Оскільки Mn демонстрував аномальну динаміку свого вмісту воді, другий варіант сумарного показника рівня забруднення води Z_c не використовував значень цього хімічного елемента. У третьому варіанті обчислень до уваги бралися тільки 4 хімічні елементи (Cd, Pb, Co, Sr), які відносяться до II класу небезпеки. Перше місце за забрудненням води важкими металами належить ділянці № 1, друге – ділянці № 2 (табл. 3.3). Обидві ділянки представлені водоймами, що розташовані біля підніжжя териконів шахти "Межирічанська" поблизу міста Червоноград.

Таблиця 3.3 - Сумарний показник рівня забруднення води у ріках та водоймах
Малого Полісся

Об'єкт*	Дата**	Сумарний показник рівня забруднення води Zc					
		9 хімічних елементів (Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr)		8 хімічних елементів (Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Ni, Sr)		4 хімічні елементи II класу небезпеки (Cd, Pb, Co, Sr)	
		Zc, рази	Ранг	Zc, рази	Ранг	Zc, рази	Ранг
1	VI	83.7	4	37.6	2	30.6	1
	XI	642.0	2	17.0	3	14.7	3
	II	218.0	3	4.0	4	1.6	4
	IV	3355.6	1	88.6	1	21.0	2
2	VI	28.7	3	3.4	3	2.7	3
	XI	28.0	3	27.8	2	21.7	1
	II	161.0	2	4.0	3	1.4	4
	IV	2094.9	1	61.4	1	18.2	2
3	VI	20.6	2	3.7	2	3.2	2
	XI	2.8	3	2.7	3	2.0	3
	II	2.8	3	1.7	4	1.5	4
	IV	88.7	1	5.2	1	3.4	1
4	VI	5.4	2	3.5	2	3.2	2
	XI	5.4	2	3.1	2	2.3	3
	II	2.3	3	2.2	3	1.9	4
	IV	6.5	1	5.3	1	4.4	1
5	VI	7.4	2	5.3	1	4.8	1
	XI	2.3	3	2.2	3	1.6	3
	II	2.2	3	1.8	4	1.5	3
	IV	10.7	1	4.8	2	3.4	2
		Середні значення Zc					
1	mean	1074.8	1	36.8	1	17.0	1
2	mean	578.1	2	24.1	2	11.0	2
3	mean	28.7	3	3.3	3	2.5	3
4	mean	4.9	5	3.5	3	2.9	3
5	mean	5.6	4	3.5	3	2.8	3
Умовні позначення. * Числова нумерація ділянок: 1 – невелика водойма, розташована біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград; 2 – техногенна водойма біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград; 3 – ріка Рата, с. Сілець; 4 – ріка Західний Буг, с. Городище; 5 – ріка Рата, місто Великі Мости. ** Дата відбору зразків на хімічний аналіз : VI – 07.06.2022; XI – 01.11.2022; II – 24.02.2023; IV – 25.04.2023.							

Залежно від обраного варіанта обчислень сумарного показника рівня забруднення води Zc міняється ранг часового варіанта ділянки у сезонній

динаміці вмісту важких металів у воді (табл. 3.3). Найчастіше найгірший стан якості води спостерігався в теплий період року, а найкращий – в зимовий та пізньоосінній. Цю особливість добре помітно у третьому варіанті обчислень, де до уваги бралися тільки хімічні елементи II класу небезпеки. Найбільша відмінність у значеннях сумарного показника рівня забруднення води Z_c залежно від варіанта обчислень спостерігається на ділянках №№1-2. Так, на ділянці № 2, якщо не враховувати Mn , найгірші показники якості води переходять з квітневого до листопадового варіанта. Для третього варіанта сумарного показника рівня забруднення води Z_c ділянки №№3-5 мають однаковий ранг (табл. 3.3). Для першого варіанта обчислень сумарного показника рівня забруднення води Z_c із врахуванням всіх 9 хімічних елементів найгірший стан води в ріці за рівнем забруднення важкими металами спостерігається на ділянці № 3 (р. Рата, с. Сілець), яка перебуває у зоні впливу підприємств гірничо-видобувного комплексу (просідання поверхні землі у місцях відпрацювання вугільних пластів до 2-4 метрів, затоплення та підтоплення значних площ поверхні) (табл. 3.3). Таким чином, відстань до потенційного джерела забруднення має істотний вплив на сезонну динаміку вмісту важких металів у воді рік та водойм Малого Полісся.

3.3. Моделювання сезонної динаміки забруднення природних та техногенних водойм

Особливості розподілу важких металів у гідрологічній мережі гірничопромислових комплексів упродовж року характеризується неоднорідністю. У межах однієї досліджуваної ділянки спостерігається істотне коливання рівня хімічного забруднення води у порівнянні з гранично допустимою концентрацією хімічного елемента (табл. 3.4).

Таблиця 3.4 - Рівень забруднення води у ріках та водоймах Малого Полісся

№ ділянки*	Дата**	Вміст важких металів у воді, мг/л								
		Cu	Cd	Zn	Pb	Cr	Co	Mn	Ni	Sr
1	VI	0.052	0.023	0.173	0.19	0.013	0.13	4.61	0.65	0.005
	XI	0.0065	0.014	1.6	0.012	0.025	0.025	62.5	0.025	0.025
	II	0.004	0.001	0.042	0.012	0.014	0.017	21.4	0.21	0.002
	IV	0.029	0.019	0.062	0.042	0.002	0.06	326.7	6.75	0.08
2	VI	0.007	0.001	0.046	0.05	0.015	0.005	2.53	0.031	0.002
	XI	0.012	0.02	2.2	0.022	0.046	0.098	0.025	0.29	0.17
	II	0.001	0.001	0.045	0.01	0.01	0.008	15.7	0.23	0.004
	IV	0.026	0.016	0.062	0.046	0.003	0.062	203.35	4.31	0.1
3	VI	0.005	0.001	0.012	0.065	0.015	0.005	1.69	0.021	0.008
	XI	0.0039	0.0017	0.08	0.005	0.025	0.005	0.011	0.005	0.74
	II	0.003	0.001	0.004	0.01	0.01	0.013	0.11	0.005	0.006
	IV	0.001	0.002	0.014	0.037	0.002	0.016	8.35	0.17	0.09
4	VI	0.003	0.001	0.025	0.063	0.01	0.005	0.19	0.017	0.006
	XI	0.06	0.0019	0.13	0.0075	0.025	0.0064	0.23	0.01	0.7
	II	0.002	0.001	0.003	0.025	0.014	0.007	0.01	0.002	0.005
	IV	0.002	0.003	0.006	0.036	0.002	0.016	0.12	0.09	0.05
5	VI	0.002	0.003	0.007	0.051	0.019	0.005	0.21	0.017	0.007
	XI	0.0039	0.0014	0.08	0.0025	0.025	0.006	0.003	0.005	0.46
	II	0.002	0.001	0.003	0.012	0.012	0.007	0.04	0.007	0.008
	IV	0.002	0.002	0.007	0.038	0.002	0.015	0.59	0.13	0.12
ГДК, мг/л	-	1	0.001	1	0.03	0.05	0.1	0.1	0.1	7
Коефіцієнти концентрації Кс, перевищення гранично допустимої концентрації										
1	VI	0.052	23.0	0.173	6.333	0.26	1.30	46.10	6.50	0.0007
	XI	0.006	14.0	1.600	0.400	0.50	0.25	625.00	0.25	0.0036
	II	0.004	1.0	0.042	0.400	0.28	0.17	214.00	2.10	0.0003
	IV	0.029	19.0	0.062	1.400	0.04	0.60	3267.00	67.50	0.0114
2	VI	0.007	1.0	0.046	1.667	0.30	0.05	25.30	0.31	0.0003
	XI	0.012	20.0	2.200	0.733	0.92	0.98	0.25	2.90	0.0243
	II	0.001	1.0	0.045	0.333	0.20	0.08	157.00	2.30	0.0006
	IV	0.026	16.0	0.062	1.533	0.06	0.62	2033.50	43.10	0.0143
3	VI	0.005	1.0	0.012	2.167	0.30	0.05	16.90	0.21	0.0011
	XI	0.004	1.7	0.080	0.167	0.50	0.05	0.11	0.05	0.1057
	II	0.003	1.0	0.004	0.333	0.20	0.13	1.10	0.05	0.0009
	IV	0.001	2.0	0.014	1.233	0.04	0.16	83.50	1.70	0.0129
4	VI	0.003	1.0	0.025	2.100	0.20	0.05	1.90	0.17	0.0009
	XI	0.060	1.9	0.130	0.250	0.50	0.06	2.30	0.10	0.1000
	II	0.002	1.0	0.003	0.833	0.28	0.07	0.10	0.02	0.0007
	IV	0.002	3.0	0.006	1.200	0.04	0.16	1.20	0.90	0.0071
5	VI	0.002	3.0	0.007	1.700	0.38	0.05	2.10	0.17	0.0010
	XI	0.004	1.4	0.080	0.083	0.50	0.06	0.03	0.05	0.0657

	II	0.002	1.0	0.003	0.400	0.24	0.07	0.40	0.07	0.0011
	IV	0.002	2.0	0.007	1.267	0.04	0.15	5.90	1.30	0.0171

Умовні позначення. * Числова нумерація ділянок: 1 – невелика водойма, розташована біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград; 2 – техногенна водойма біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград; 3 – ріка Рата, с. Сілець; 4 – ріка Західний Буг, с. Городище; 5 – ріка Рата, місто Великі Мости. ** Дата відбору зразків на хімічний аналіз : VI – 07.06.2022; XI – 01.11.2022; II – 24.02.2023; IV – 25.04.2023.

Концентрація важких металів на досліджуваних ділянках має різну концентрацію і закономірність їх поширення також різна. Зокрема, істотне перевищення гранично допустимої концентрації кадмію у воді (у 14-23 рази) спостерігалось на ділянках № 1 і № 2. На інших ділянках максимальне перевищення гранично-допустимої концентрації кадмію упродовж року становило 2-3 рази (табл. 2). Перевищення гранично-допустимої концентрації цинку в 1.6-2.2 рази спостерігалось тільки на ділянках № 1 і № 2 в листопаді 2022 року (табл. 2). Максимальний рівень забруднення води свинцем в водоймах гірничопромислового комплексу спостерігався в літній і весняний період на всіх об'єктах досліджень. На жодній ділянці вміст міді у воді не перевищував гранично допустимої концентрації (табл. 2). Вміст хрому (III клас небезпеки) і стронцію (II клас небезпеки) у водоймах характеризувалися низькими показниками. Максимальні значення концентрації кобальту фіксувалися тільки на ділянці № 1 (невелика водойма біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград).

Дуже високий рівень концентрації нікелю в воді спостерігався в квітні 2023 року на ділянках № 1 і № 2 (водойми, які розташовані біля підніжжя терикону шахти “Межирічанська”, поблизу м. Червоноград). Аномально високі концентрації марганцю у воді спостерігалися у квітні 2023 року на ділянках № 1 і № 2 (водойми, які розташовані біля підніжжя терикону шахти “Межирічанська”, поблизу м. Червоноград).

Аналізувати відмінності між ділянками щодо хімічного забруднення води найпростіше на основі середніх значень вмісту важких металів упродовж сезону, коефіцієнтів концентрації (перевищення гранично допустимої концентрації, рази) та сумарних показників забруднення Z_c (сума коефіцієнтів концентрації).

Так, ділянки №№ 1-5 характеризуються такими середніми значеннями сумарних показників забруднення Z_c для 9 хімічних елементів: 1074.8, 578.1, 28.7, 4.9, 5.6 відповідно. Значення сумарних показників забруднення Z_c найбільше залежать від коефіцієнтів концентрації M_p , який демонстрував аномальну динаміку свого вмісту воді. Оскільки M_p належить до третього класу шкідливості і лімітуючою ознакою його шкідливості є органолептичні властивості води, ми додатково визначали сумарні показники забруднення Z_c тільки для 4 хімічних елементів (Cd, Pb, Co, Sr), які відносяться до II класу небезпеки. Для цього варіанту ділянки №№1-5 характеризуються такими середніми значеннями показників Z_c : 17.0, 11.0, 2.5, 2.9, 2.8 відповідно. Таким чином, ділянки № 1 і № 2 (водойми біля підніжжя терикону шахти “Межирічанська”, поблизу м. Червоноград) найбільше вирізняються високим рівнем хімічного забруднення води.

Однофакторний дисперсійний аналіз базується на обчисленні критерію Фішера, який представляє собою відношення міжгрупової і внутрішньогрупової дисперсій. Міжгрупова дисперсія показує, наскільки концентрації важких металів на різних ділянках відрізняються між собою. Вона дорівнює нулю, коли середні значення концентрації важких металів рівні. Внутрішньогрупова дисперсія характеризує відмінність концентрації важких металів в межах ділянки упродовж сезону. Як свідчать результати дисперсійного аналізу, найбільша значущість відмінностей середніх величин вмісту важких металів у воді властива концентрації Cd. Максимальне значення критерію Фішера, яке властиве Cd, свідчить, що цей хімічний елемент виступає головним чинником диференціації водних об’єктів Малого Полісся (табл. 3.5). Так, ділянки №№ 1-5 відрізняються такими коефіцієнтами концентрації K_c (перевищення гранично допустимої концентрації, рази) для Cd: 14.3, 9.5, 1.4, 1.7, 1.9 відповідно. Апостеріорні порівняння середніх концентрацій (post hoc comparisons of means) Cd за величиною критерію найменшої значимої різниці (least significant difference test, LSD test) показують, що відмінність у концентрації Cd спостерігається між ділянками № 1, з одного боку, та ділянками № 3, 4 і 5, з другого.

Таблиця 3.5 – Результати дисперсійного аналізу просторових особливостей вмісту важких металів у воді рік та водойм Малого Полісся

Хімічний елемент	SS Effect	df Effect	MS Effect	SS Error	df Error	MS Error	F	p
Cu	0.00	4	0.00	0.00	15	0.00	1.06	0.412
Cd	545.72	4	136.43	577.50	15	38.50	3.54	0.032
Zn	1.22	4	0.30	5.20	15	0.35	0.88	0.499
Pb	4.24	4	1.06	31.45	15	2.10	0.51	0.732
Cr	0.04	4	0.01	0.88	15	0.06	0.15	0.959
Co	0.88	4	0.22	1.42	15	0.09	2.32	0.104
Mn	3438397.68	4	859599.42	9739245.95	15	649283.06	1.32	0.306
Ni	1208.31	4	302.08	4429.83	15	295.32	1.02	0.427
Sr	0.00	4	0.00	0.02	15	0.00	0.42	0.794

Умовні позначення: SS Effect і SS Error – міжгрупові і внутрішньогрупові суми квадратів відхилень; MS Effect і MS Error – середні значення міжгрупового (факторного) і внутрішньогрупового (залишкового) квадрату відхилень; df – ступені свободи; F – критерій Фішера; p – рівень значущості.

Сезонна динаміка забруднення води важкими металами характеризується більш складною картиною. Максимальні сумарні показники забруднення води Z_c для 9 хімічних елементів спостерігалися у квітневому варіанті ділянок. Середні значення показників забруднення води Z_c для різних періодів часу були такими: 22.06.2023 р. – 29.2 ; 22.11.2022 р. – 136.1; 23.02.2023 р. – 77.3; 23.04.2023 р. – 1111.3. Достовірно відрізняються на рівні значущості $p < 0.05$ тільки квітневий і червневий варіанти. Для 4 хімічних елементів II класу небезпеки (Cd, Pb, Co, Sr) мінімальне значення рівня значущості $p = 0.146$ за величиною критерію найменшої значимої різниці (least significant difference test, LSD test) спостерігається тільки для квітневого і лютого варіантів. Максимальне значення критерію Фішера та найбільша значущість відмінностей середніх величин вмісту важких металів у воді властива Pb, Cr та Sr, які виступають головними чинниками сезонної диференціації хімічного забруднення води рік та водойм Малого Полісся (табл. 3.6). За концентрацією Pb найбільше відрізняється від інших періодів часу червневий варіант, за концентрацією Cr – квітневий варіант, за концентрацією Sr – листопадовий варіант.

Таблиця 3.6 – Результати дисперсійного аналізу часової (сезонної) динаміки вмісту важких металів у воді рік та водойм Малого Полісся

Хімічний елемент	SS Effect	df Effect	MS Effect	SS Error	df Error	MS Error	F	p
Cu	0.001	3	0.000	0.005	16	0.000	0.65	0.594
Cd	0.000	3	0.000	0.001	16	0.000	0.94	0.443
Zn	2.307	3	0.769	4.108	16	0.257	3.00	0.062
Pb	0.017	3	0.006	0.015	16	0.001	6.29	0.005
Cr	0.002	3	0.001	0.000	16	0.000	24.14	0.000
Co	0.002	3	0.001	0.021	16	0.001	0.40	0.753
Mn	38191.490	3	12730.497	93584.946	16	5849.059	2.18	0.131
Ni	17.975	3	5.992	38.406	16	2.400	2.50	0.097
Sr	0.582	3	0.194	0.404	16	0.025	7.69	0.002

ні позначення: SS Effect і SS Error – міжгрупова і внутрішньогрупова суми квадратів відхилень; MS Effect і MS Error – середнє значення міжгрупового (факторного) і внутрішньогрупового (залишкового) квадрату відхилень; df – ступені свободи; F – критерій Фішера; p – рівень значущості.

Одновимірний статистичний аналіз хоча і дає багато інформації для розуміння особливостей забруднення рік і водойм важкими металами, його результати слід вважати попередніми. Ідея наших подальших досліджень полягала у математичному моделюванні типологічної схеми водних об'єктів Малого Полісся у системі координат концентрації хімічних елементів, враховуючи наявну інформацію про належність часових варіантів даних до конкретної ділянки простору. Для цього нами обчислені оптимальні комбінації параметрів хімічного забруднення води, за допомогою яких можна визначити межі ділянок у багатовимірному просторі показників концентрації хімічних елементів (модель I, табл. 3.7).

Таблиця 3.7 - Результати математичного моделювання просторових і часових особливостей забруднення води важкими металами

Об'єкт*	Дата**	Положення водних об'єктів на осях комплексних градієнтів середовища		
		Модель I (просторові особливості)	Модель II (часова динаміка)	Модель III

						(просторові особливості і часова динаміка)	
		Root 1	Root 2	Root 1	Root 2	Factor 1	Factor 2
1	VI	-5.75	0.46	3.58	6.23	-4.38	-0.65
	XI	-6.13	0.50	-9.71	-0.10	-0.64	-1.91
	II	-5.41	0.79	1.63	-1.44	0.91	0.37
	IV	-4.75	-0.98	4.36	-3.67	-4.38	2.53
2	VI	0.77	-0.04	3.10	5.02	0.86	0.32
	XI	-0.37	-3.11	-10.09	-0.09	-2.07	-4.52
	II	0.39	-0.18	2.82	-2.59	1.13	0.63
	IV	-2.52	-0.71	3.35	-5.21	-3.08	1.65
3	VI	0.21	0.50	3.37	7.04	0.81	0.38
	XI	1.85	2.42	-11.40	-0.61	1.46	-1.25
	II	0.86	-0.40	3.07	-3.43	1.15	0.53
	IV	0.59	1.02	3.63	-3.58	0.82	0.97
4	VI	1.39	0.51	4.35	4.74	0.86	0.66
	XI	2.62	-0.62	-10.08	0.04	0.24	-1.56
	II	1.67	-0.40	2.67	0.82	1.15	0.37
	IV	3.86	0.00	4.24	-4.01	0.79	0.95
5	VI	3.67	-0.56	1.73	6.06	0.86	0.10
	XI	1.57	0.95	-7.01	0.20	1.40	-0.92
	II	2.56	-0.73	2.70	-1.81	1.24	0.46
	IV	2.91	0.58	3.69	-3.62	0.87	0.91

Умовні позначення. * Числова нумерація ділянок: 1 – невелика водойма, розташована біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград; 2 – техногенна водойма біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград; 3 – ріка Рата, с. Сілець; 4 – ріка Західний Буг, с. Городище; 5 – ріка Рата, місто Великі Мости. ** Дата відбору зразків на хімічний аналіз: VI – 07.06.2022; XI – 01.11.2022; II – 24.02.2023; IV – 25.04.2023.

Результати математичного моделювання (табл. 3.7, рис. 3.15) можна представити такими рівняннями:

$$\text{Root}_1 = 17.683 \cdot \text{Cu} + 1495.010 \cdot \text{Cd} + 0.244 \cdot \text{Zn} - 43.759 \cdot \text{Pb} - 134.126 \cdot \text{Cr} - 337.796 \cdot \text{Co} - 0.336 \cdot \text{Mn} + 13.806 \cdot \text{Ni} - 1.414 \cdot \text{Sr} + 5.459, \lambda_1 = 11.78; \quad (3)$$

$$\text{Root}_2 = -51.381 \cdot \text{Cu} - 312.511 \cdot \text{Cd} - 0.554 \cdot \text{Zn} + 27.903 \cdot \text{Pb} - 19.101 \cdot \text{Cr} + 64.522 \cdot \text{Co} + 0.088 \cdot \text{Mn} - 3.952 \cdot \text{Ni} + 5.563 \cdot \text{Sr} - 0.886, \lambda_2 = 0.50; \quad (4)$$

де Root_i – канонічні дискримінантні функції, осі типологічної схеми водних об'єктів; Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr – значення концентрацій важких металів у воді; λ_i – власні значення векторів.

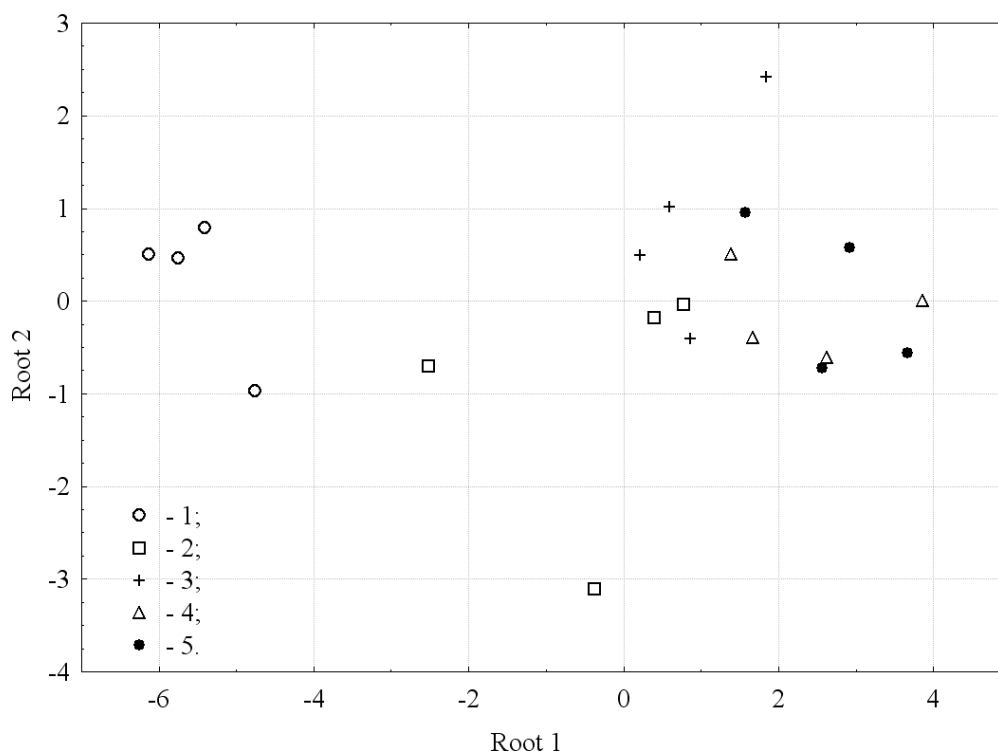


Рисунок 3.15 - Типологічна схема водойм і рік Малого Полісся: аспекти просторових особливостей

Умовні позначення. Числова нумерація ділянок: 1 – невелика водойма, розташована біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград; 2 – техногенна водойма біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград; 3 – ріка Рата, с. Сілець; 4 – ріка Західний Буг, с. Городище; 5 – ріка Рата, місто Великі Мости.

Значення першої дискримінантної функції $Root_1$ пояснюють 91.2 % загальної дисперсії. Вони залежать в основному від концентрації Cd ($r=-0,68$), Co ($r=-0,86$), Mn ($r=-0,51$) і Ni ($r=-0,45$). Ці ж хімічні елементи відрізнялися порівняно більшими величинами показника Фішера F в одновимірному дисперсійному аналізі (табл. 3.5). Мінімальними значеннями дискримінантної функції $Root_1$ характеризуються 4 часові варіанти ділянки № 1 (невелика водойма, розташована біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград), де спостерігалися найбільші показники сумарного забруднення води важкими металами та високі концентрації Cd, Co, Mn і Ni (табл. 5). Максимальні значення дискримінантної функції $Root_1$ властиві квітневому варіанту ділянки № 4 (ріка Західний Буг, с. Городище), червневому і квітневому варіантам ділянки № 5 (ріка

Рата, місто Великі Мости) (табл. 3.6).

Значення другої дискримінантної функції $Root_1$ пояснюють всього 3.8 % загальної дисперсії та мають низьку диференційну здатність. Вони залежать в основному від концентрації Zn ($r=-0,49$). Дискримінантні функції, пояснюють 95.0 % загальної дисперсії. Вони дозволяють правильно ідентифікувати 70 % об'єктів. Так, червневий варіант ділянки № 2 за показниками хімічного забруднення з ймовірністю 49.2 % тяжіє до ділянки № 3, а лютневий і квітневий варіанти ділянки № 4 – до ділянки № 5 (з ймовірністю відповідно 55.4 % і 59.9 %). Максимально віддаленими у просторі дискримінантних функцій є ділянки № 1 і № 5 (відстань Махаланобіса в квадраті D_M^2 Squared Mahalanobis Distances дорівнює 90.3). Якщо ділянку № 1 вважати прикладом найбільшого забруднення води (невелика водойма, розташована біля підніжжя терикону, поблизу м. Червоноград), тоді на основі відстані D_M^2 можна отримати таку ієрархію ділянок у напрямі поліпшення екологічного стану водойм: № 1 → № 2 ($D_M^2=37.2$) → № 3 ($D_M^2=56.1$) → № 4 ($D_M^2=84.3$) → № 5 ($D_M^2=90.3$). Мінімально віддаленими у просторі дискримінантних функцій є ділянки № 4 і № 5 ($D_M^2=3.8$), № 3 і № 4 ($D_M^2=6.8$), № 2 і № 3 ($D_M^2=7.1$). Таким чином, модель I характеризує просторові особливості забруднення води важкими металами. Чим менша відстань до джерела забруднення, тим гірші показники якості води.

Модель II (табл. 3.7) характеризує особливості часової (сезонної) динаміки концентрації хімічних елементів. Результати математичного моделювання (табл. 3.7, рис. 3.16) можна представити такими рівняннями:

$$Root_1 = 12.258 \cdot Cu - 333.988 \cdot Cd - 0.014 \cdot Zn + 23.774 \cdot Pb - 181.461 \cdot Cr + 4.669 \cdot Co - 0.091 \cdot Mn + 5.227 \cdot Ni - 15.494 \cdot Sr + 4.961, \lambda_1=39.11; \quad (5)$$

$$Root_2 = 5.127 \cdot Cu - 289.622 \cdot Cd + 0.594 \cdot Zn + 139.702 \cdot Pb + 399.521 \cdot Cr - 94.009 \cdot Co + 0.017 \cdot Mn + 0.402 \cdot Ni - 4.177 \cdot Sr - 7.311, \lambda_2 = 16.52; \quad (6)$$

де $Root_i$ – канонічні дискримінантні функції, осі типологічної схеми водних об'єктів; Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr – значення концентрацій важких металів у воді; λ_i – власні значення векторів.

Значення першої дискримінантної функції $Root_1$ пояснюють 65.4 %

загальної дисперсії. Вони залежать в основному від концентрації Cr (коефіцієнт кореляції $r=-0,83$), Sr ($r=-0,75$) і Zn ($r=-0,60$). Але ці хімічні елементи в основному відрізнялися порівняно низькими концентраціями, і тільки вміст Zn у листопадових варіантах ділянок № 1 і № 2 перевищував гранично допустиму концентрацію (табл. 3.5). Мінімальними значеннями дискримінантної функції $Root_1$ характеризується листопадовий варіант ділянок, де спостерігалися порівняно вищі рівні концентрації Cr, Sr і Zn у воді ділянок № 1-5 (табл. 3.5). Максимальні значення дискримінантної функції $Root_1$ властиві в основному квітневому варіанту ділянок № 1-5 (табл. 3.7).

Значення другої дискримінантної функції $Root_1$ пояснюють додатково 27.7 % загальної дисперсії. Вони залежать в основному від концентрації Pb ($r=0,54$). Мінімальними значеннями дискримінантної функції $Root_2$ характеризується квітневий варіант ділянок №№ 1-5, середнє значення показника сумарного забруднення води за 9 хімічними елементами тут має максимальну величину ($Z_c=1111.3$). Максимальні значення дискримінантної функції $Root_2$ властиві червневому варіанту ділянок №№ 1-5, де показник середнього сумарного забруднення води має мінімальну величину ($Z_c=29.2$). Максимально віддаленими у просторі дискримінантних функцій є варіанти червневий і листопадовий (відстань Махаланобіса в квадраті $D_M^2=251.6$ Squared Mahalanobis Distances), а також варіанти квітневий і листопадовий ($D_M^2=251.4$) (рис. 3.16). Мініально віддаленими у просторі дискримінантних функцій є варіанти квітневий і лютневий ($D_M^2=40.1$) (рис. 3.16). Таким чином, модель II характеризує часові (сезонні) особливості забруднення води важкими металами. Гірші показники якості води спостерігалися у квітні 2023 року.

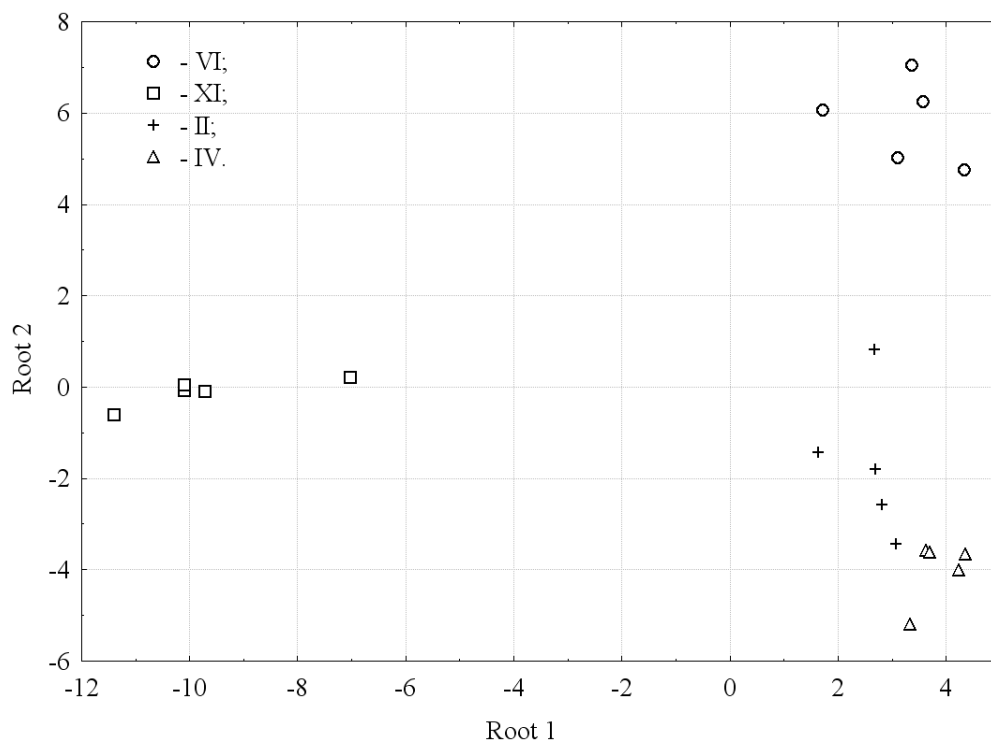


Рис. 3.16 - Типологічна схема водойм і рік Малого Полісся: аспекти часової динаміки

Умовні позначення. Дата відбору зразків на хімічний аналіз : VI – 07.06.2022; XI – 01.11.2022; II – 24.02.2023; IV – 25.04.2023.

Аналіз залежності між концентраціями важких металів у воді рік та водойм Малого Полісся вказує на наявність тісного зв'язку між багатьма хімічними елементами. Так, для всієї сукупності часових варіантів ділянок №№ 1-5 для концентрацій Mn і Ni коефіцієнт кореляції $r=0.98$, для Co і Cd – $r=0.93$, для Zn і Cr – $r=0.72$, для Pb і Co – $r=0.64$.

Результати аналізу головних компонент на основі кореляційної матриці є такими (рис. 3.17, табл. 3.7):

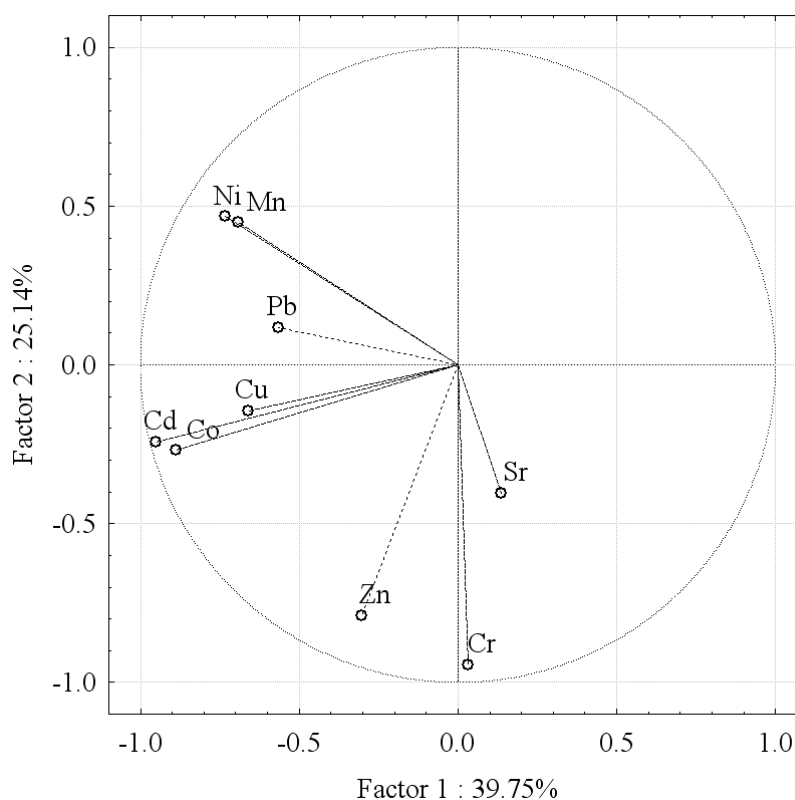
$$\text{Factor}_1 = -0.349 \cdot \text{Cu} - 0.502 \cdot \text{Cd} - 0.160 \cdot \text{Zn} - 0.299 \cdot \text{Pb} + 0.017 \cdot \text{Cr} - 0.470 \cdot \text{Co} - 0.366 \cdot \text{Mn} - 0.388 \cdot \text{Ni} + 0.072 \cdot \text{Sr}, \lambda_1=3.58; \quad (7)$$

$$\text{Factor}_2 = -0.095 \cdot \text{Cu} - 0.162 \cdot \text{Cd} - 0.525 \cdot \text{Zn} + 0.078 \cdot \text{Pb} - 0.627 \cdot \text{Cr} - 0.179 \cdot \text{Co} + 0.298 \cdot \text{Mn} + 0.311 \cdot \text{Ni} - 0.269 \cdot \text{Sr}, \lambda_2=2.26; \quad (8)$$

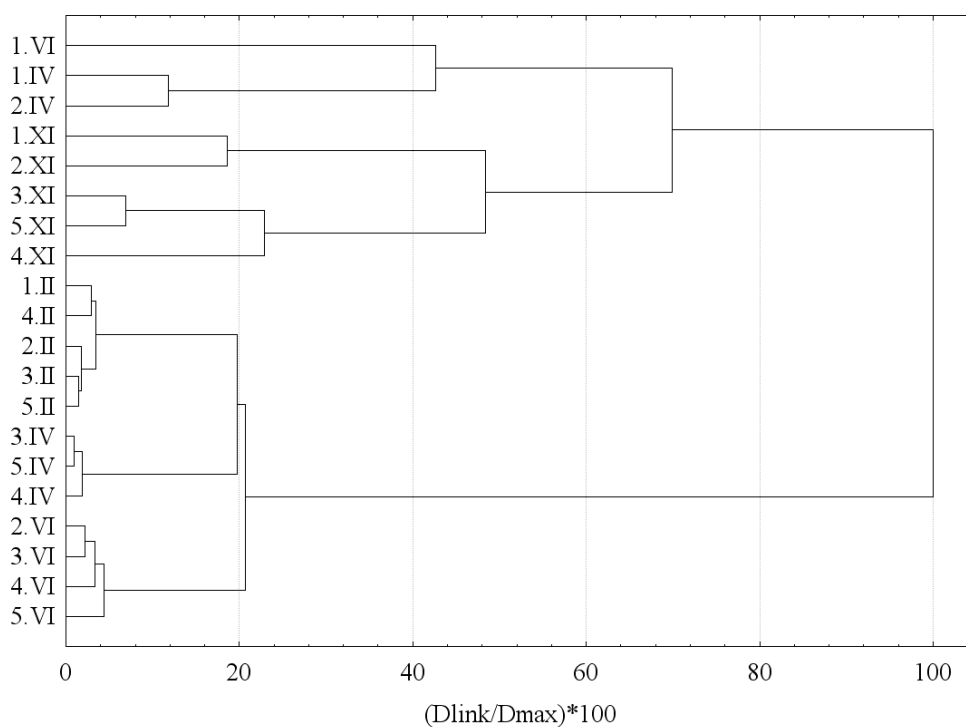
$$\text{Factor}_3 = 0.103 \cdot \text{Cu} - 0.038 \cdot \text{Cd} + 0.020 \cdot \text{Zn} - 0.574 \cdot \text{Pb} + 0.120 \cdot \text{Cr} - 0.219 \cdot \text{Co} + 0.413 \cdot \text{Mn} + 0.373 \cdot \text{Ni} + 0.535 \cdot \text{Sr}, \lambda_3=1.47; \quad (9)$$

де Factor_i – компонентні координати, комплексні градієнти середовища; Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Co, Mn, Ni, Sr – стандартизовані значення концентрацій важких металів у воді; λ_i – власні значення векторів.

Із аналізу характеристик власних чисел λ_i випливає, що вже дві головні компоненти забезпечують 64.9 % загальної дисперсії. Власні вектори кореляційної матриці (7)-(9) дають змогу виділити комбінації екологічних факторів, які визначають осі максимального варіювання сезонної динаміки хімічного забруднення води. Основна закономірність формування якості водного середовища ділянок (перша головна компонента Factor_1) полягає у такій структурі взаємозв'язків між хімічними елементами (рис. 3.17, а): із зменшенням концентрації Cd (коефіцієнт кореляції $r=-0.95$) зменшуються концентрації Co ($r=-0.89$), Ni ($r=-0.73$), Mn ($r=-0.69$), Cu ($r=-0.66$), Pb ($r=-0.57$).



a)



б)

Рисунок 3.17 - Результати аналізу головних компонент вмісту важких металів у воді: просторові та часові аспекти

а) система взаємозв'язків між концентраціями хімічних елементів та комплексними градієнтами середовища;

б) дендрограма подібності часових варіантів водних об'єктів.

Умовні позначення: Factor₁₋₂ – головні компоненти, комплексні градієнти середовища; арабськими числами позначені номери ділянок, римськими – порядкові номери календарного місяця (табл. 3.5).

Перша головна компонента пояснює всього 39.8 % загальної дисперсії, але на основі її значень досить чітко прослідковується основна закономірність часової динаміки якості водного середовища досліджуваних ділянок. Так, низькими значеннями першої головної компоненти Factor₁ характеризуються квітневий 1.IV і червневий 1.VI часові варіанти ділянки № 1, квітневий 2.IV і листопадовий 2.XI часові варіанти ділянки № 2 (табл. 3.7), які відрізняються високими концентраціями Cd та інших хімічних елементів (табл. 3.5). Максимальними значеннями першої головної компоненти відрізняються

листопадові варіанти 3.XI і 5.XI ділянок № 3 і № 5, а також лютневі часові варіанти 1-5.II всіх без винятку ділянок №№ 1-5, які характеризувалися низькими показниками забруднення води важкими металами (табл. 3.6, табл. 3.7).

Друга вісь максимального варіювання $Factor_2$ додатково пояснює 25.1 % загальної дисперсії даних. Значення функції $Factor_2$ в основному залежать від вмісту Cr (коефіцієнт кореляції $r=-0,94$), Zn ($r=-0,79$), Ni ($r=0,47$) та Mn ($r=0,45$). Так, низькими значеннями другої головної компоненти $Factor_2$ характеризуються листопадові 1-5.XI часові варіанти ділянок №№ 1-5, які відрізняються підвищеними концентраціями Cr та Zn (табл. 3.4). Максимальними значеннями другої головної компоненти $Factor_2$ відрізняються квітневі варіанти 1.IV і 2.IV ділянок № 1 і № 2 (табл. 3.4, табл. 3.7).

Третя вісь максимального варіювання $Factor_3$ додатково пояснює 16.3 % загальної дисперсії даних. Значення функції $Factor_3$ в основному залежать від вмісту Pb (коефіцієнт кореляції $r=-0,70$), меншою мірою Sr ($r=0,65$), Mn ($r=0,50$) та Ni ($r=0,45$). Низькими значеннями третьої головної компоненти $Factor_3$ характеризується червневий 1.VI часовий варіант ділянки № 1, який відрізнявся підвищеними концентраціями Pb (табл. 3.4). Максимальними значеннями третьої головної компоненти $Factor_3$ відрізняються квітневі варіанти 1.IV і 2.IV ділянок № 1 і № 2, листопадові варіанти 3.XI, 4.XI і 5.XI ділянок №№ 3-5 (табл. 3.4, табл. 3.7).

Багатовимірна ординація часових варіантів ділянок на осях комплексних градієнтів забруднення $Factor_{1-3}$ в першу чергу використовується для визначення аномальних випадків перевищення гранично допустимих концентрацій. Для класифікації водних об'єктів ми додатково використовували кластерний аналіз, результатом якого є дендрограма подібності часових варіантів ділянок (рис. 3.17, б). На основі дендрограми подібності виділено 2 групи та 6 підгруп об'єктів (умовні позначення об'єктів наведені в табл. 3.4):

1. Група об'єктів із високою концентрацією важких металів у воді:
підгрупа 1.1: 1.IV, 2.IV, 1.VI;

(перевищення гранично допустимої концентрації для Cd – у 16-23 рази, для Pb – у 1.4-6.3 рази, для Ni – у 6.5-67.5 рази, для Mn – у 46-3267 рази; сумарний показник рівня забруднення води Z_c для 4 хімічних елементів (Cd, Pb, Co, Sr), які відносяться до II класу небезпеки, має максимальне значення $Z_c=23.3$);

підгрупа 1.2: 1.XI, 2.XI;

(перевищення гранично допустимої концентрації для Cd – у 14-20 рази, для Zn – у 1.6-2.2 рази; $Z_c=18.2$);

2. Група об'єктів із порівняно невисокою концентрацією важких металів у воді:

підгрупа 2.1: 1.II, 2.II, 3.II, 4.II, 5.II;

(концентрація Cd у межах гранично допустимої концентрації, $Z_c=1.6$);

підгрупа 2.2: 3.IV, 4.IV, 5.IV;

(перевищення гранично допустимої концентрації для Cd – у 2.0-3.0 рази, для Pb – у 1.2-1.3 рази, для Mn – у 1.2-83.5 рази, для Ni – у 0.9-1.7 рази, $Z_c=3.7$);

підгрупа 2.3: 2.VI, 3.VI, 4.VI, 5.VI;

(перевищення гранично допустимої концентрації для Cd – у 1.0-3.0 рази, для Pb – у 1.7-2.2 рази, для Mn – у 1.9-25.3 рази, $Z_c=3.5$);

підгрупа 2.4: 3.XI, 4.XI, 5.XI;

(перевищення гранично допустимої концентрації для Cd – у 1.4-1.9 рази, $Z_c=2.0$).

Найбільш віддаленими у гіперпросторі комплексних градієнтів водного середовища за вмістом важких металів є часові варіанти 1.IV і 2.XI (відстань Евкліда $D_E=7.85$), 1.VI і 3.XI ($D_E=7.77$), 1.VI і 5.XI ($D_E=7.39$), 1.IV і 4.XI ($D_E=7.33$).

На основі кореляції вмісту важких металів та комплексними градієнтами водного середовища (рис. 3.17, а) можна виділити такі асоціації (групи) хімічних елементів:

I – Cu, Pb, Co, Cd;

II – Mn, Ni;

III – Zn, Cr, Sr.

Найбільш віддаленими у гіперпросторі комплексних градієнтів водного середовища є хімічні елементи Cr і Ni (відстань Евкліда становить $D_E=1.65$), Cr і Mn ($D_E=1.64$), Co і Sr ($D_E=1.51$), Zn і Pb ($D_E=1.50$), Cd і Sr ($D_E=1.50$).

3.4. Вміст важких металів у сніговому покриві досліджуваного регіону

Відомості про вміст важких металів у сніговому покриві дають змогу оцінити ступінь забруднення атмосферного повітря цими небезпечними речовинами. Загалом дані про вміст важких металів у сніговому покриві є складовою гігієнічних та еколого-токсикологічних досліджень. Знання про вміст важких металів у снігових пробах в гірничодобувному регіоні є особливо актуальними.

Сніговий покрив є ефективним накопичувачем як грубих фракцій випадіння так і аерозолів, концентрація забруднюючих речовин у сніговому покриві дещо вища ніж у атмосферному повітрі, що пояснюється процесами сухого та вологого вимивання забруднювачів [125]. Встановлено, що аналіз вмісту важких металів у сніговому покриві за три тури обстеження (в період 1990 – 2006 рр.) свідчить про те, що їх вміст в сніговому покриві техногенних зон ЗТЕС та ВАТ "Балцем" значно перевищує фонові значення вмісту Zn, Cd, Pb та Cu для опадів (в десятки, сотні разів), та найвищі їх концентрації в урбанізованих районів Європи.

За даними [98] у структурі факторів хімічної природи першочергову роль відіграє зростаюче з роками забруднення снігового покриву. Пріоритетними металами, забруднюючими сніговий покрив м. Києва, є алюміній, марганець, цинк, залізо, кальцій.

Встановлено, що різниця між вмістом Pb в снігу, що нещодавно випав (2 доби) і старому (понад 10 діб) снігу на відстані 20 м від аеропорту становить 0,74 мкг/л. На відстані 100 м різниця сягає 0,32 мкг/л. А на відстані 1000 м від аеропорту – 0,25 мкг/л [130]. Вміст металів в атмосфері аеропорту "Київ" перевищує встановлені ГДК. Проте, концентрація металів в сніговому покриві, навіть в такій кількості, не може призвести до загибелі тест-об'єктів.

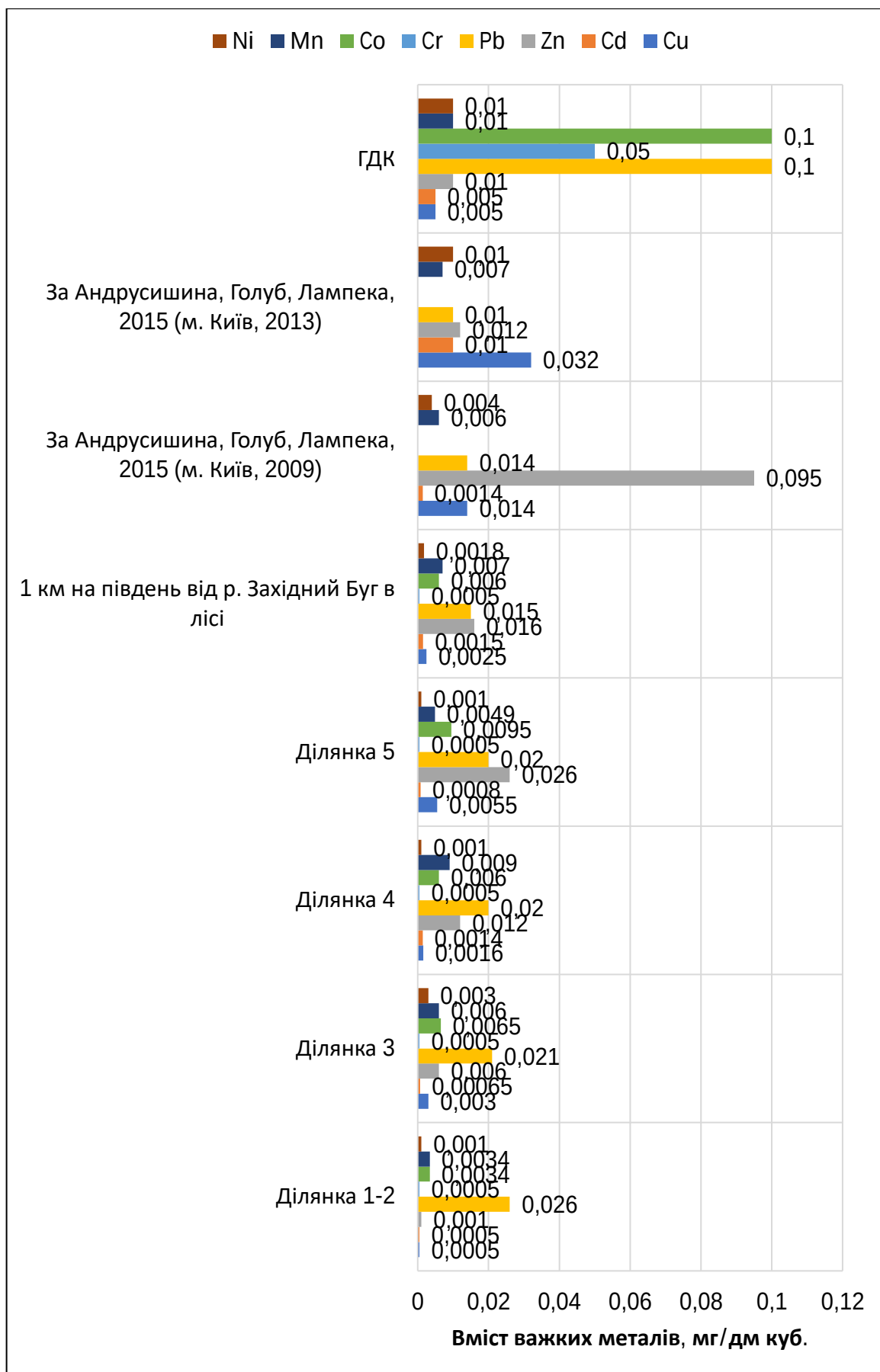


Рисунок 3.18 – Вміст важких металів у пробах снігу

Встановлено, що найбільший вміст важких металів у сніговому покриві на досліджуваній ділянці №5. Перевищення ГДК спостерігається для Cu – 0,0055 мг/дм³, Zn – 0,695 мг/дм³. Максимальне накопичення відбувається за досліджуваними важкими металами: Co – 0,0095 мг/дм³, Mn – 0,0049 мг/дм³. На цій ділянці вміст решти важких металів мав середні показники.

Найменше накопичення важких металів у сніговому покриві спостерігається на досліджуваній ділянці №1-2. Вміст важких металів тут такий: Cu – 0,0005 мг/дм³, Cd – 0,0005 мг/дм³, Zn – 0,001 мг/дм³, Pb – 0,026 мг/дм³, Cr – 0,0005 мг/дм³, Co – 0,0034 мг/дм³, Mn – 0,0034 мг/дм³, Ni – 0,001 мг/дм³ (рис. 3.18).

Таким чином, отримані дані про вміст важких металів у сніговому покриві свідчать, що ареал забруднювачів від гірничодобувної діяльності значно ширший, ніж розташування гірничих об'єктів. Спостерігається, що у прибережній зоні рік сніговий покрив значно забруднений, ніж на решті ділянках досліджень.

3.5. Потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання в досліджуваному регіоні

Радіаційна безпека у регіонах вуглевидобутку завжди є актуальною, оскільки існує ризик підвищеного радіаційного фону. У численних наукових працях відображено різні рівні радіаційного фону в місцях видобування корисних копалин. Загалом в світовому аспекті існує думка про підвищений радіаційний фон в місцях видобування корисних копалин. Окрім небезпеки забруднення довкілля небезпечними речовинами, радіаційний ризик є актуальним для оцінки здоров'я людей густонаселених видобувних регіонів. Зокрема, у роботі [68] запропонована модель, яка акцентує увагу на необхідності індивідуальної дозиметрії всього населення регіону, країни на основі, наприклад, твердотільної індивідуальної дозиметрії. Це дозволяє визначити дозу

опромінення, отриману людиною за місяць або рік, тобто коли в ній є потреба. Висновки з аналізу результатів моделювання «радіаційного ризику» відіграють важливу роль, насамперед, у такому напрямі, як медицина праці, яка може дати практичні рекомендації щодо збереження здоров'я та працездатності жителів «радіаційно небезпечних» територій.

В дослідженні [23] було виміряно концентрацію активності первинних радіонуклідів (^{40}K , ^{238}U і ^{232}Th) у каменях, ґрунті, хвостах і пробах води, зібраних із покинутих залізрудних шахт, щоб оцінити радіологічний вплив, пов'язаний з видобутком.

Зроблено висновок [25], що середня потужність поглиненої дози на звалищі електронних відходів становила 21,12 нГр/год, що нижче середньосвітового показника в 60 нГр/год. Значення інших індексів безпеки були нижчими за середньосвітові та нижчими за відповідні мінімально допустимі межі. Таким чином, електронні та міські відходи не становлять безпосереднього радіологічного ризику для людей, які працюють/живуть поблизу сміттєзвалищ.

Результати оцінки [10] свідчать про те, що радіаційна небезпека в регіоні суттєво не відрізняється від типових значень природного радіаційного фону. Розрахункова середньорічна ефективна доза для шахтарів становить 1,48 мЗв. Загалом міднорудні шахти можна вважати радіологічно безпечними робочими місцями.

У дослідженні [27] методом гамма-спектроскопії було визначено концентрацію активності цих радіонуклідів у 56 пробах ґрунту хвостосховищ шахти та 10 пробах ґрунту контрольної ділянки. Встановлено, що розрахункові середні значення для зовнішньої небезпеки (H_{ex}) та внутрішньої небезпеки (H_{in}) від хвостосховища виявились 2,4 та 4,5. Обидва ці значення були вищими за одиницю, створюючи значний ризик для здоров'я населення в цьому районі.

Для двох шахт розраховано ефективні дози від зовнішнього гамма-опромінення, потрапляння води всередину та вдихання радону та рудного пилу. Середньорічна ефективна доза склала $0,30 \pm 0,06$ мЗв. Результат виявився в

межах рівнів, опублікованих іншими країнами. Дослідження надає корисну інформацію та дані для створення комплексної основи для дослідження інших шахт і розробки вказівок щодо моніторингу та контролю у гірничодобувній промисловості та навколишньому середовищі Гани [13].

У дослідженні [90] представлено вибрані результати довгострокового моніторингу відвалу породи в районі шахти № 15 (Прібрам, Чеська Республіка) та його оцінений вплив на здоров'я представників села Брод. Максимальна концентрація радону на відкритому повітрі в літній сезон була зафіксована в нічний час з 21 до 7 години ранку і могла досягати тисяч Бк/м³. Середня концентрація в приміщенні, виміряна у випадково вибраних будинках, становила 450 Бк/м³. Швидкість виділення радону становила 35-40 мБк м⁻² с⁻¹.

Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-93) встановлюють допустимий рівень потужності еквівалентної дози (ПЕД) фотонного іонізуючого випромінювання, який на відкритому просторі становить 0,3 мкЗв/год. У межах досліджуваного вуглевидобувного регіону нами здійснено вимірювання ПЕД у містах, де зосереджені вугільні шахти, а також на досліджуваному породному відвалі вугільної шахти. Прилад досліджень – екотестер довкілля «Soeks» (рис. 3.19).



Рисунок 3.19 – Процес вимірювання радіаційного фону поблизу техногенної водойми біля підніжжя породного відвалу

Встановлено, що перевищення ГДК ПЕД для вуглевидобувних міст не відбувається, проте, у с. Сілець, де сформовано породний відвал колишньої центральної збагачувальної фабрики, значення становлять 0,21-0,22 мкЗв/год. Фоновим значенням обрали ділянку сосновому лісі (0,08-0,09 мкЗв/год.). Решта значень не перевищують показники 0,22 мкЗв/год. Показники досліджуваних ділянок у містах та селах наведено на рис. 3.20.

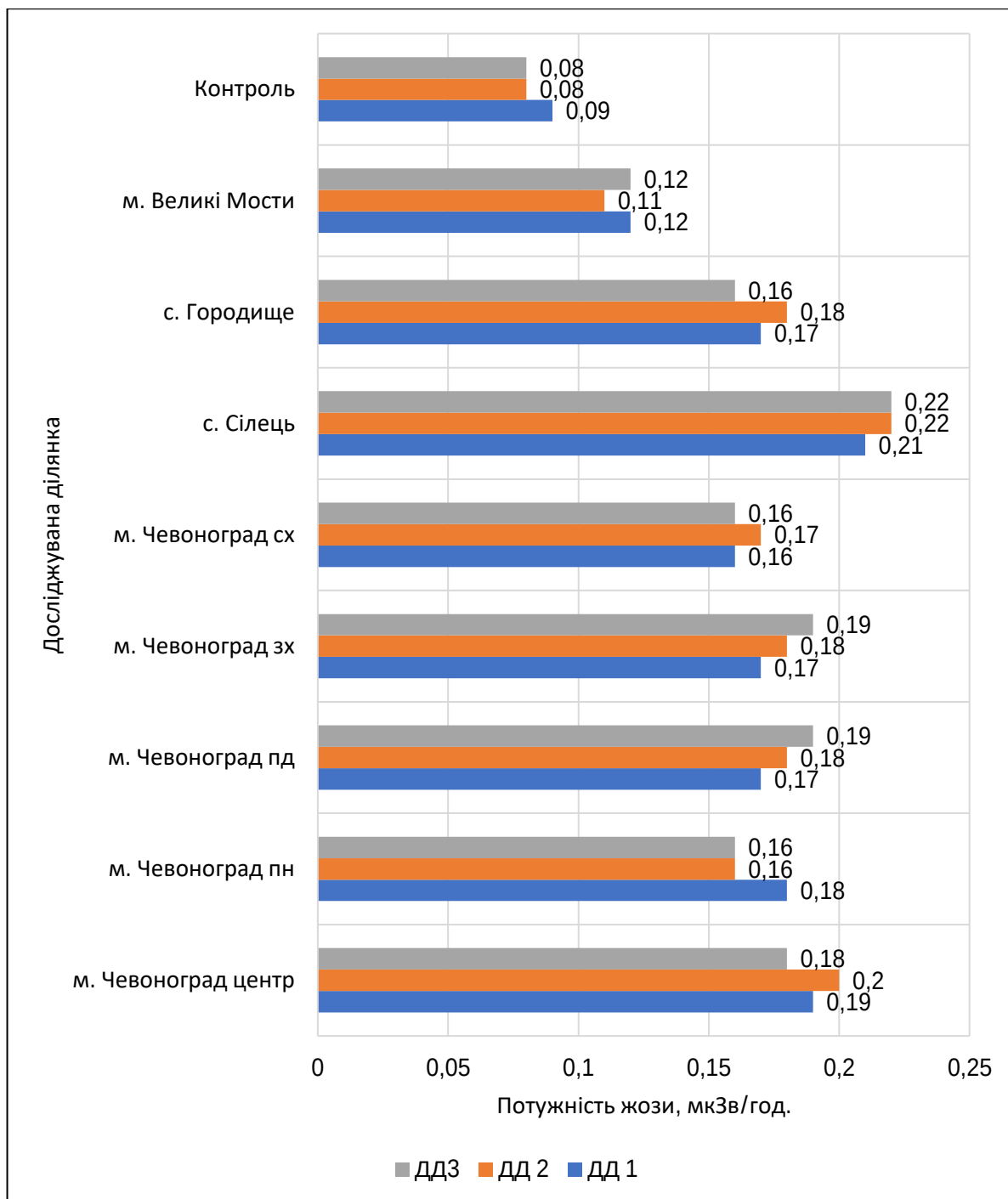


Рисунок 3.20 – ПЕД у міста і селах (мкЗв/год.)

Потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання у межах впливу породного відвалу досліджували в залежності від експозицій схилів, на вершині та біля підніжжя. Встановлено, що на вершині та схилах ПЕД перевищує встановлені ГДК. Зокрема, на вершині у трьох ділянках ПЕД становила 0,32-0,33 мкЗв/год. На схилах ПЕД становила 0,28-0,34 мкЗв/год. Біля

підніжжя із різних сторін породного відвалу ПЕД становила 0,27-0,30 мкЗв/год. Детальніші дані щодо ПЕД на породному відвалі шахти наведені на рис. 3.21.

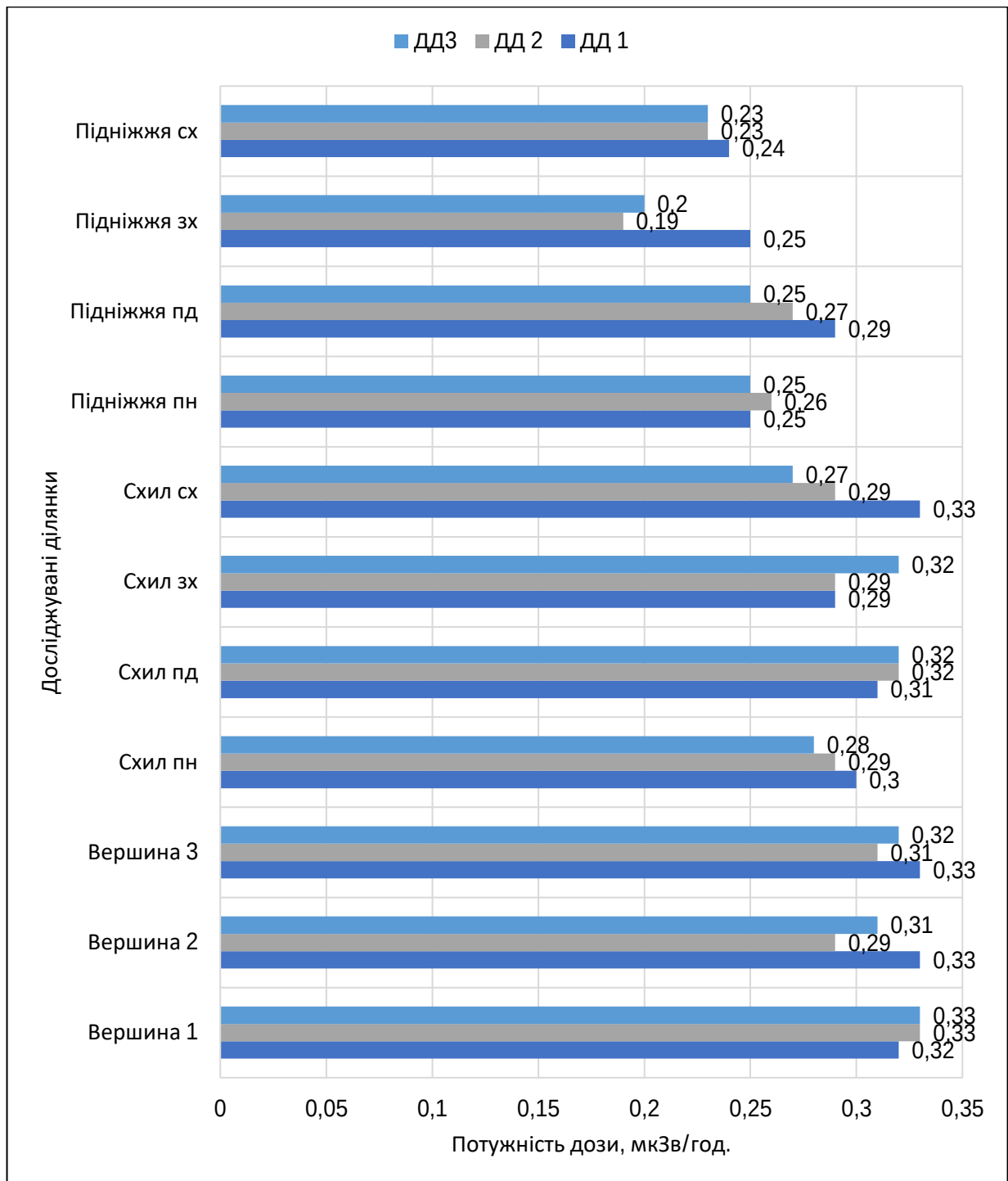


Рисунок 3.21 – ПЕД на породному відвалі (мкЗв/год.)

Таким чином, з огляду на встановлені показники потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання у межах вуглевидобувних міст можна зробити такі висновки: перевищення ГДК ПЕД (0,3 мкЗв/год.) для вуглевидобувних міст не відбувається, проте, вони є вищими за показники контрольної ділянки (0,09 мкЗв/год.); на вершині та схилах породного відвалу вугільної шахти ПЕД перевищує встановлені ГДК, де максимальне значення становило 0,33 мкЗв/год. Встановлення значень потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання у межах вуглевидобувного регіону, зокрема, породних відвалів вугільних шахт є важливими, оскільки мають безпосередній вплив на регіональну екологічну безпеку.

Висновки до Розділу 3

Вивчення сезонної динаміки вмісту важких металів у воді природних та техногенних водойм гірничопромислового комплексу дала змогу виявити низку закономірностей. Найбільш забрудненою є вода із техногенних водойм, які знаходяться в зоні впливу породного відвалу вугільної шахти. Перевищення ГДК спостерігалось для таких важких металів як Cd, Zn (2 випадки), Pb, Co (1 випадок), Mn, Ni. Зокрема, найвища концентрація важких металів у воді обох типів водойм спостерігається у весняний період року, а саме: Cu (0,001-0,052 мг/дм³), Cd (0,001-0,023 мг/дм³), Zn (0,042-2,2 мг/дм³), Pb (0,01-0,19 мг/дм³), Cr (0,002-0,046 мг/дм³), Co (0,008-0,13 мг/дм³), Mn (0,025-326,7 мг/дм³), Ni (0,025-6,75 мг/дм³), Sr (0,025-17 мг/дм³). Причиною високих концентрацій важких металів у воді техногенних водойм та перевищення значень встановленим ГДК у весняний період є насамперед насичення стоками із поверхні породного відвалу, який є в безпосередній близькості до об'єктів досліджень. Показники вмісту важких металів у воді річок є значно нижчими, аніж у воді техногенних водойм. Перевищення ГДК важких металів у річковій воді спостерігається для Cd, Pb, Mn, Ni (лише в 2-х випадках навесні). Зауважимо про забрудненість усіх водойм Cd, перевищення ГДК якого виявлено у всіх пробах води природних та

техногенних водойм. Також Cd має позитивну високу кореляцію із такими важкими металами як Zn, Pb, Co, Mn, Ni. Очевидно, що потрапляння Cd у природні та техногенні водойми відбувається разом із поверхневими стоками з породних відвалів вугільних шахт та об'єктів гірничопромислового комплексу.

Рівень хімічного забруднення води рік і водойм важкими металами упродовж сезону характеризується істотною неоднорідністю. Серед річкових об'єктів найгірший стан води за рівнем забруднення важкими металами встановлено у р. Рата (с. Сілець), яка перебуває у зоні впливу підприємств гірничо-видобувного комплексу. Максимальним перевищенням вмісту важких металів у воді у сезонній динаміці на всіх об'єктах характеризувався квітневий варіант водних об'єктів.

Прогнозування динамічних тенденцій, охорона і відновлення компонентів екосистеми неможливі без врахування їх взаємозв'язків з екологічними умовами, зокрема, і з рівнем хімічного забруднення води. Знаючи геохімічні умови екотопів у певний період часу, можна визначити їх положення в екологічному просторі на комплексних градієнтах середовища, прогнозувати стійкість і можливі зміни усіх компонентів екосистеми внаслідок забруднення довкілля.

Для запобігання забруднення водойм у зоні впливу породних відвалів вугільних шахт необхідно запроваджувати природоохоронні та фітомеліоративні технології – створення геохімічних бар'єрів, інженерно-технічних споруд, запровадження гірничотехнічного та біологічного етапів рекультивації породних відвалів, запровадження споруд біоплато на техногенних водоймах, здійснення безперервного моніторингу за радіаційним та техногенним станом довкілля.

Результати досліджень відображені у публікаціях [65, 67, 84].

РОЗДІЛ 4. ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У БІОТІ ПРИБЕРЕЖНО-ВОДНИХ ДІЛЯНОК ТЕХНОГЕННИХ ВОДОЙМ

4.1. Вміст важких металів у макроміцетах

Загальновідомо, що макроміцети можуть розвиватися в умовах техногенного забруднення, накопичуючи важкі метали в кількостях, що перевищують їх нормативний вміст у всіх компонентах довкілля. В Україні та світі присвячено чимало досліджень щодо розвитку макроміцетів в зонах впливу промислових підприємств, об'єктів підвищеної небезпеки, гірничих та хімічно-небезпечних виробництв. Володіючи значною екологічною толерантністю, розвиваються макроміцети і в умовах урбанізованих територій, зокрема вздовж автомобільних доріг, автомагістралей, залізничних шляхів, парках, скверах, садах, поблизу житлової забудови. Водночас є цікавими умови місцезростань та особливості накопичення в плодових їх тілах небезпечних речовин, зокрема важких металів. Актуальним питанням сьогодення є ріст та розвиток макроміцетів в умовах значного техногенного забруднення, де вони можуть виступати потенційними біоіндикаторами довкілля та відігравати вагомий роль в процесах фіторе mediaції та фітомеліорації.

Результати визначення вмісту важких металів у плодових тілах *Pleurotus ostreatus* в межах м. Житомир показали, що деякі важкі метали перевищували ГДК, зокрема: Cu – у 3 рази, Zn – у 19,5 рази, Pb – у 3,7 рази. Найбільше перевищення ГДК спостерігалось за вмістом Cd – у 488,3 рази [100]. Науковцями [119] встановлено, що забруднення плодових тіл *Pleurotus ostreatus* важкими металами були значно більшими, ніж в умовах природних екосистем, при вмісті у субстраті (деревині) на рівні, характерному для умов природних ландшафтів. Вміст Cu, Zn, Pb і Cd у плодових тілах грибів значно перевищував гранично допустимі значення.

Об'єктами досліджень [104] були різні види грибів, що росли на території Лісостепу Правобережного України і мають різну глибину залягання основної

частини міцелію у ґрунті а також важкі метали (Zn, Cd, Cu, Pb). Науковцями встановлено, що у білих (*Boletus edulis*) висушених грибах спостерігалось перевищення ГДК свинцю, кадмію та цинку у 4,2 рази, 32,1 і 2,8 рази відповідно. У маслюках звичайних (*Suillus luteus*) маринованих перевищення свинцю було у 1,4 та кадмію 10,8 рази.

Встановлено [103], що перевищення ГДК кадмію у грибах, зокрема у синяках у 1,6 рази, сірчано-жовтих трутовиках у 1,5 рази, боровиках королівських у 1,4 рази, бабках у 1,7 рази, сиріїжках у 6,5 рази, білих грибах – 1,7 рази, маремухах – 1,5 рази, підберезниках – 1,7 рази, підосиковиках – 1,3 рази та опеньках – 1,7 рази, тоді як концентрація свинцю, цинку та міді була нижча за ГДК.

Концентрація та коефіцієнт небезпеки свинцю, кадмію, цинку, міді у свіжих грибах та консервованих у маринаді залежали від їх виду. Найвищу концентрацію та вищий коефіцієнт небезпеки свинцю і кадмію було виявлено у маслюках звичайних, цинку і міді – у рижиках смачних [124].

Досліджено [114], що накопичення важких металів у досліджених базидіальних макроміцетов можна представити як ряд від найбільшого до найменшого їх вмісту: *Agaricus arvensis* > *Lycoperdon perlatum* > *Boletus edulis* > *Cantharellus cibarius*. Концентрації елементів-полютантів при порівнянні із ГДК дає змогу стверджувати, що всі метали значно перевищують ГДК і коефіцієнт небезпеки.

У межах Червоноградського гірничопромислового району, в межах санітарно-захисної зони шахти «Межирічанська» було виявлено плодові тіла макроміцетів. Плодові тіла були відібрані та передані для визначення видового складу в Науково-дослідну лабораторію екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. Після встановлення видового складу, для визначення вмісту важких металів макроміцети передані до Лабораторії промислової токсикології Львівського національного медичного університету ім. Д. Галицького.

Встановлено, що у межах гірничопромислового району розвиваються такі види макроміцетів:

- мухомор червоний – *Amanita muscaria* (L. ex Fr.) Hook.;
- мокруха пурпурова – *Chroogomphus rutilus* (Schaeff.) O.K. Mill.;
- павутинник прямий – *Cortinarius collinitus* (Sowerby) Gray.;
- псевдодощовик плямистий – *Scleroderma areolatum* Ehrenb.

Мухомор червоний – *Amanita muscaria* (L. ex Fr.) Hook. Може утворювати мікоризу з 26 видами хвойних та листяних дерев (ялина, сосна, ялиця, береза, дуб та ін.). Росте на поверхні ґрунту у лісах (рис. 4.1).



Рисунок 4.1 - *Amanita muscaria* (L. ex Fr.) Hook.

Мокруха пурпурова – *Chroogomphus rutilus* (Schaeff.) O.K. Mill. Трапляється невеликими групами з початку серпня до кінця вересня, у хвойних та змішаних лісах, молодняках, узліссях. Утворює мікоризу із соснами та модринами (рис. 4.2).

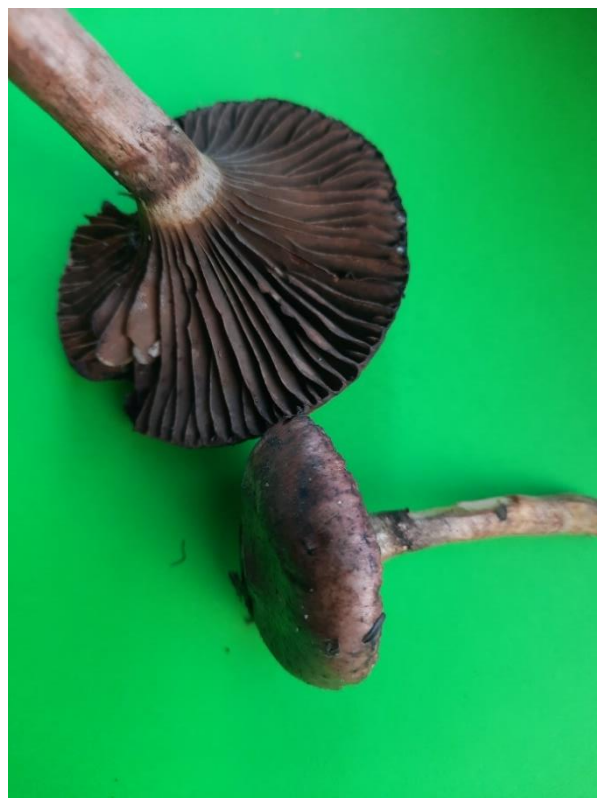


Рисунок 4.2 - *Chroogomphus rutilus* (Schaeff.) O.K. Mill.

Павутинник прямий – *Cortinarius collinitus* (Sowerby) Gray.
Трапляється невеликими групами у хвойних, листяних та змішаних лісах, на вологих ділянках з серпня до листопада. Мікоризний гриб. Їстівний, але потребує тривалого відварювання (рис. 4.3).

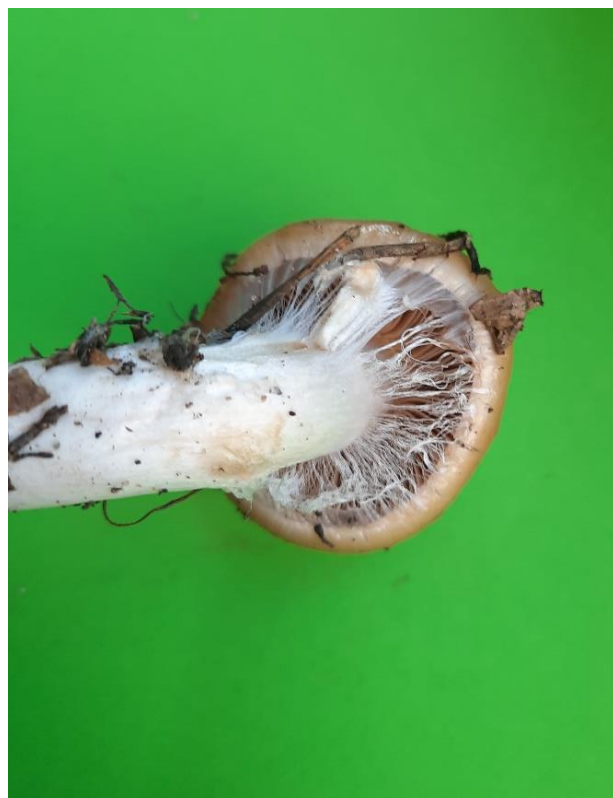
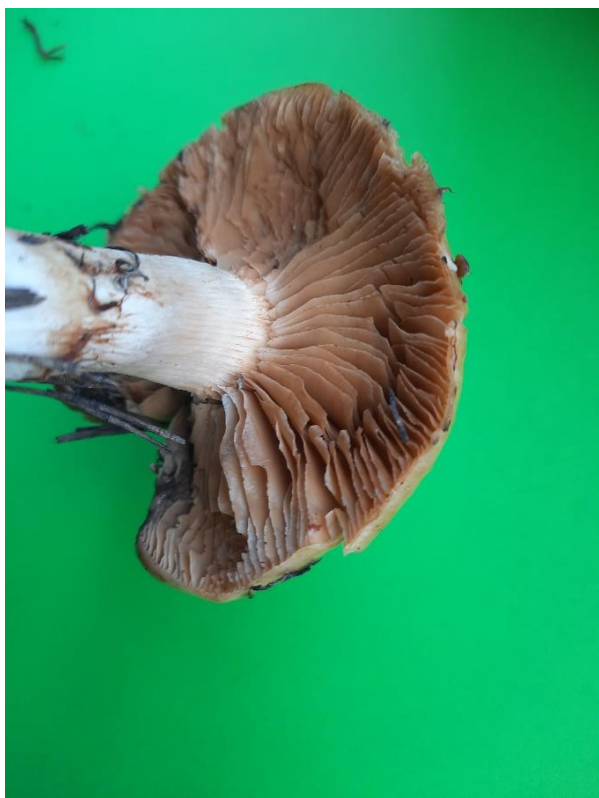


Рисунок 4.3 - *Cortinarius collinitus* (Sowerby) Gray.

Псевдодощовик плямистий – *Scleroderma areolatum* Ehrenb.
 Трапляється групами в кінці літа або восени на ґрунті у вологих лісах із хвойних та листяних порід, на узліссях та відкритих місцях. Утворює мікоризу з деревами, може розвиватися як сапрофіт (рис. 4.4).





Рисунок 4.4 - *Scleroderma areolatum* Ehrenb. біля підніжжя породного відвалу вугільної шахти

Відповідно до [111] встановлені екологічні групи макроміцетів, таксономічний розподіл, характеристику плодових тіл та умови місцезростань. Ці дані наведені у таблиці 4.1.

Таблиця 4.1 – Загальна характеристика досліджуваних макроміцетів

Вид	Відділ	Клас	Порядок	Сім'я	Рід	Короткий опис	Середовище і розповсюдження
Мухомор червоний – <i>Amanita muscaria</i> (L. ex Fr.) Hook.	Basidiomycota	Agaricomycetes	Agaricales	Amanitaceae	Amanita	Шапка діаметром 7 – 20 см, спочатку напівсферична, пізніше випукло-розпростерта, плоско-розпростерта, з тонким, рубчастим краєм. Гіменофор пластинчастий. Пластинки густі, тонкі, вільні, білі, з віком жовтіють. Ніжка висотою 7 – 20 см, діаметром 1 – 4 см, циліндрична. Надзвичайно отруйний гриб.	Росте з липня до листопада, в хвойних, листяних та змішаних лісах, в березняках, поодиночі та невеликими групами. Розповсюджений майже на всій території України.
Мокруха пурпурова – <i>Chroogomphus rutilus</i> (Schaeff.) O.K. Mill.	Basidiomycota	Agaricomycetes	Boletales	Gomphidiaceae	Chroogomphus	Шапка діаметром 5 – 12 см, м'ясиста, спочатку конічно-заокруглена, з закрученим краєм, пізніше випукло-розпростерта, плоско-розпростерта, увігнуто-розпростерта, з бугорком посередині, з опущеним краєм. Гіменофор пластинчастий. Пластинки товсті, рідкі, спускаються на ніжку, легко відокремлюються від шапки. Ніжка висотою 5 -10 см, діаметром 0,5 – 2 см, циліндрична, звужена до основи. Їстівний гриб 3 категорії.	Росте з початку серпня до кінця вересня, в хвойних та змішаних лісах, молодих лісових посадках, узліссях, з соснами та модринами, поодиночі та невеликим групами, утворює мікоризу з соснами та модринами. Зустрічається майже на всій території України.

Павутинник прямий – <i>Cortinarius collinitus</i> (Sowerby) Gray.	Basidiomycota	Agaricomycetes	Agaricales	Cortinariaceae	Cortinarius	Шапка діаметром 2 – 12 см, спочатку напівсферична, тупоконусовидна, дзвониковидна, з підігнутим краєм. Гіменофор пластинчастий. Пластинки середньої густоти, прирослі зубцем, спочатку блідо-голубуваті, синювато-лілуваті, світло-охряні, пізніше коричнюваті, іржаво-коричневі, глинисто-коричневі, в суху погоду блідо коричнюваті. Ніжка висотою 5 – 10 см, діаметром 0,7 – 1,2 см, циліндрична, злегка звужена до основи. М'якоть щільна, білувата, кремова або жовтувата. Їстівний гриб 4 категорії.	Росте з серпня до листопада, в хвойних, листяних та змішаних лісах, на вологих ділянках, з осиками, з соснами, в осичниках, поодиночі та невеликими групами. Зустрічається на всьому Поліссі, в Західному Лісостепу, в Лівобережному Лісостепу, в Лівобережному Злаково-Лучному Степу, в Карпатах.
Псевдодощовик плямистий – <i>Scleroderma areolatum</i> Ehrenb.	Basidiomycota	Agaricomycetes	Boletales	Sclerodermataceae	Scleroderma	Не має ніжки, кріпиться на землі за допомогою міцелія. Перидій товстий, охристо-жовтий з наростами. Глеба темна. На відміну від їстівних дощовиків не має отвору на горі, через який випускає спори. Може бути вражений паразитом <i>Pseudoboletus parasiticus</i> . Викликає шлунково-кишкові розлади. Отруйний гриб.	Росте у траві в Європі з осені до зими.

Таким чином, досліджувані макроміцети належать до 1-го відділу – *Basidiomycota*, 1-го класу – *Agaricomycetes*, 2-х порядків – *Agaricales*, *Boletales*,

4-х сімей – *Amanitaceae*, *Gomphidiaceae*, *Cortinariaceae*, *Sclerodermataceae*, 4-х родів – *Amanita*, *Chroogomphus*, *Cortinarius*, *Scleroderma*. Два досліджувані макроміцети отруйні та два умовно їстівні.

Вміст важких металів у плодових тілах досліджуваних макроміцетів наведено на рис. 4.5.

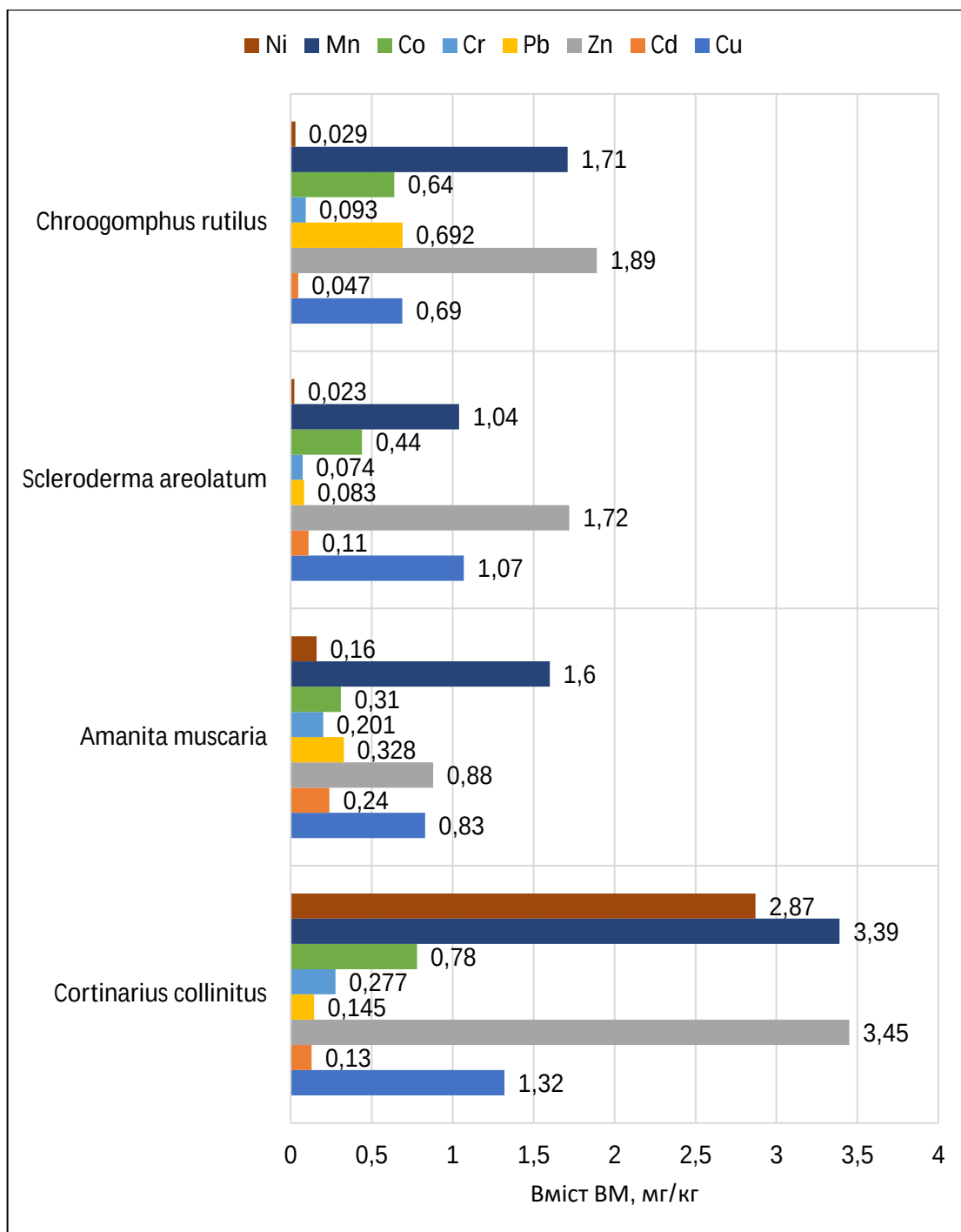


Рисунок 4.5 - Вміст важких металів у плодових тілах досліджуваних мароміцетів

З огляду на отримані дані видно, який найбільше накопичує важкі метали є *Cortinarius collinitus*. Встановлено, що із усіх досліджуваних видів найбільше накопичує Cu – 1,32 мг/кг, Zn – 3,45 мг/кг, Cr – 0,277 мг/кг, Co – 0,78 мг/кг, Mn – 3,39 мг/кг, Ni – 2,87 мг/кг.

Усереднені показники вмісту важких металів притаманні *Amanita muscaria* та *Chroogomphus rutilus*. Зокрема, у *Amanita muscaria* спостерігається найвищий вміст (серед усіх досліджуваних видів) Cd – 0,24 мг/кг. У *Chroogomphus rutilus* спостерігається найвищий вміст (серед усіх досліджуваних видів) Pb – 0,692 мг/кг.

Найнижчий вміст важких металів притаманний виду *Scleroderma areolatum*. Зокрема, вид найменше з усіх досліджуваних містить Pb – 0,083 мг/кг, Cr – 0,074 мг/кг, Mn – 1,04 мг/кг, Ni – 0,023 мг/кг.

Визначальним чинником накопичення важких металів в плодових тілах макроміцетів є не тип лісу, а ступінь забруднення атмосфери та субстрату внаслідок шкідливих викидів техногенної діяльності, в даному випадку вугільних шахт. Вміст важких металів у плодових тілах макроміцетів має широкий діапазон. У порівнянні з ґрунтом у макроміцетах виявляють від 30 до 500 разів більше таких металів, як Hg, Cd, Pb. За накопиченням важких металів мікологи відносять гриби до макроконцентраторів. Отже, враховуючи період життєвого циклу та однакові умови зростання, базидіальні макроміцети можуть виступати ефективними біоіндикаторами ґрунтового покриву, який поглинув певну кількість важких металів із атмосфери, але не є об'єктивними для біомоніторингу атмосферного повітря. Подальший розвиток технологій біоремедіації ґрунтів може забезпечити масове культивування базидіальних грибів.

4.2. Вміст важких металів у органах *Phragmites australis*

Очерет звичайний (*Phragmites australis*) приймає активну участь у природній фітомеліорації на прибережно-водних ділянках техногенних водойм у межах гірничодобувних регіонів. Зокрема, вид спостерігався і поблизу природних водойм досліджуваного регіону. Чимало дослідників описували екологічну роль *Phragmites australis* у відновленні техногенних водойм. Серед них слід відмітити наукові праці Я. В. Геника, Н. Г. Міронової, У. Б. Башуцької, А. В. Павличенка, В. І. Баранова, І. М. Книша, І. А. Блайди, С. П. Ващука, М. С. Гавриляк та ін.

Зокрема, у науковій роботі [99] наведено дані щодо результатів досліджень вмісту важких металів у субстратах породного відвалу вугільних шахт і органах очерету звичайного за росту на них. Встановлено, що в усіх органах було найбільше Fe, в коренях, порівняно з іншими органами рослини, накопичувались Cu, Cd та Co, в листках Ni та Pb, а в суцвіттях вміст важких металів був найменшим.

У науковій праці [107] встановлено, що полин звичайний, полин гіркий, піжмо звичайне накопичують важкі метали у великих кількостях, що дозволяє використовувати їх як потенційних біоіндикаторів забруднених гірничопромислових територій.

Автори пропонують технології очищення стічних вод від важких металів: реагентні технології, технології бактеріального очищення, а також фітотехнології. Була запропонована фітотехнологічна схема з використанням вищих водяних рослин – рогозу, лепехи (аір болотний), комишу, водяного перцю, череди, очерету – в поєднанні з використанням біофільтрів [112].

Вміст важких металів у органах *Phragmites australis* на досліджуваних ділянках наведено на рис. 4.6.

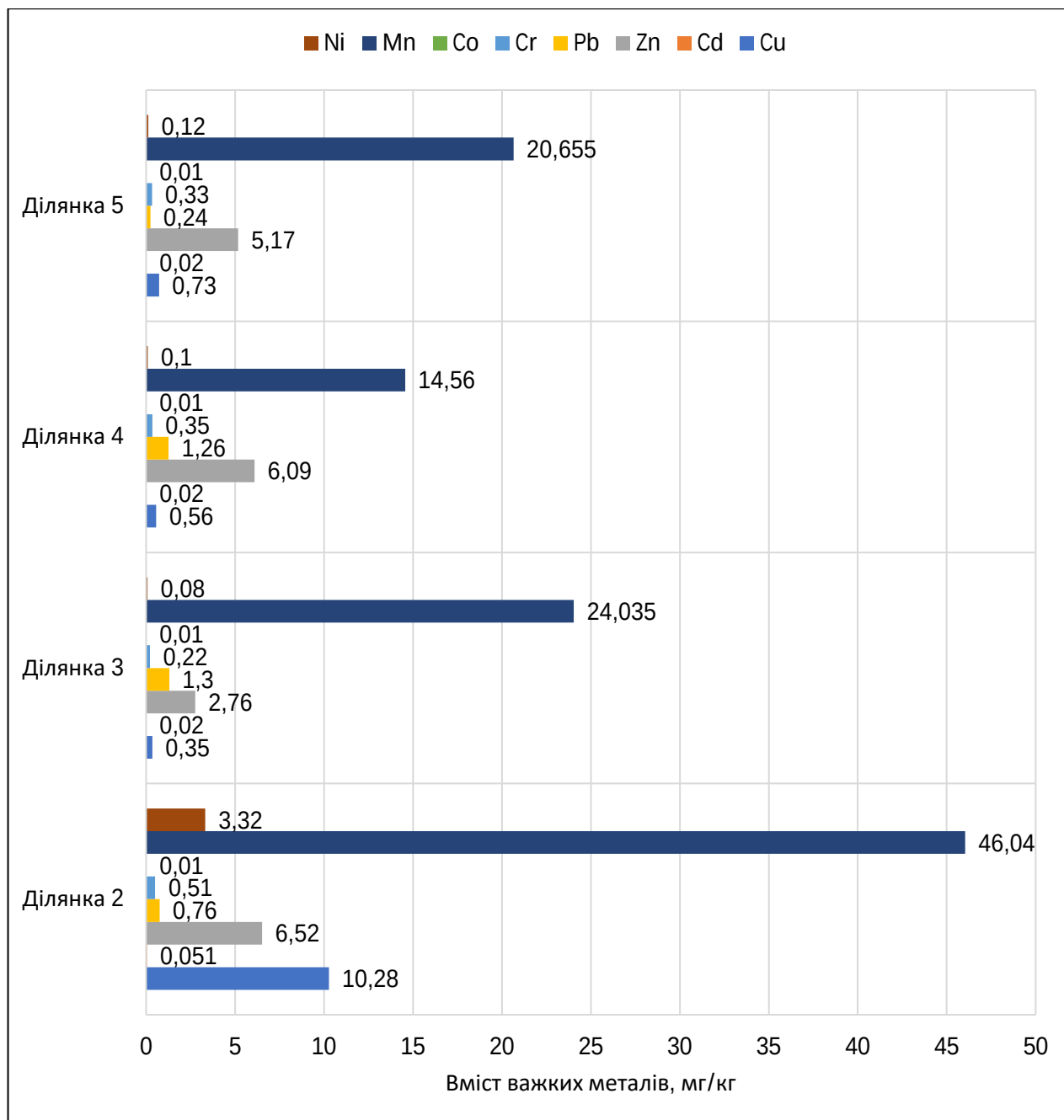


Рисунок 4.6 - Вміст важких металів у органах *Phragmites australis* на досліджуваних ділянках

Встановлено, що найбільше накопичують важкі метали рослини виду *Phragmites australis*, які розвиваються біля підніжжя породного відвалу шахти у прибережно-водній зоні техногенно утвореної водойми (досліджувана ділянка №2). Тут максимальне накопичення відбувається за усіма досліджуваними важкими металами, окрім Pb. Вміст важких металів такий: Cu – 10,28 мг/кг, Cd –

0,051 мг/кг, Zn – 6,52 мг/кг, Cr – 0,51 мг/кг, Co – 0,01 мг/кг, Mn – 46,04 мг/кг, Ni – 3,32 мг/кг. На цій ділянці вміст Pb у органах рослини становив 0,76 мг/кг, що є третім показником серед досліджуваних ділянок.

Найменше накопичують важкі метали рослини виду *Phragmites australis*, які розвиваються у прибережно-водній зоні ріки Рата за межами с. Сілець (досліджувана ділянка №2). Вміст важких металів тут такий: Cu – 0,35 мг/кг, Cd – 0,02 мг/кг, Zn – 2,76 мг/кг, Pb – 1,3 мг/кг, Cr – 0,22 мг/кг, Co – 0,01 мг/кг, Mn – 24,035 мг/кг, Ni – 0,08 мг/кг.

На решта двох досліджуваних ділянках вміст важких металів у органах *Phragmites australis* знаходиться на середньому рівні.

Вивчення накопичення важких металів у *Phragmites australis* є важливим з точки зору планування заходів фітоочищення техногенних водойм біологічними методами. Оскільки низка науковців доводять, що саме цей вид є ефективним фіторемедіантом техногенно забруднених водойм важкими металами.

4.3. Вміст важких металів у органах *Polytrichum commune*

Розвиток мохів у зоні вуглевидобутку безумовно є позитивним явищем, оскільки є свідченням початку сингенетичної стадії сукцесії, у якій вони посідають вагоме місце. Зозулин льон звичайний (*Polytrichum commune*) – вид мохів родини політрихові (*Polytrichaceae*). В Україні поширений в ялинових лісах, на болотах. Це великий мох (стебло до 50 см), який зростає подушкоподібними дернинами, часто утворює суцільний покрив. Первинне стебло - горизонтальне, безлисте, вторинне - прямостояче, просте або розгалужене. Листки з піхвовою основою, пластинка листка з потужною жилкою і поздовжніми асиміляційними пластинками. Нижні листки лускоподібні. Завдяки утворенню густих дернин і будові листків цей мох сприяє накопиченню вологи та заболочуванню місць існування [101]. Хімічні властивості, особливості накопичення важких металів та інших речовин у зозулиному льоні вивчені

недостатньо. Спостерігалось, що *Polytrichum commune* набуває росте на дегазованих ландшафтах.

Зокрема, у роботі [113] проведено аналіз переважаючої рослинності на території дослідних ділянок Яворівського сірчаного кар'єру. З'ясовано вплив лісових культур на формування стійкого сосново-мітлицево-ожиново-мохового рослинного угруповання з домінуванням сосни звичайної, ожини сизої, щитника чоловічого, моху зозулин льон звичайний, плевроція Шребера та інших видів. Виокремлено первинні сингенетичні та ендоекогенетичні сукцесії.

Досліджено [117] сучасний стан радіоактивного забруднення території ближньої зони ЧАЕС, оцінено розподіл радіонуклідів по профілю ґрунту. Оцінені коефіцієнти накопичення радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr рослинністю та грибами. Встановлено, що майже всі дослідні рослини накопичують ^{90}Sr більш інтенсивно (більше в 1, 3-2, 7 рази, ніж ^{137}Cs), винятком є мох (зозулин льон).

Під час польових досліджень виявлено, що у прибережній зоні рік набуває розвитку вид *Polytrichum commune*, проте не на всіх ділянках (лише на досліджуваних ділянках №№ 3, 4, 5). Вміст важких металів у органах *Polytrichum commune* на досліджуваних ділянках наведено на рис. 4.7.

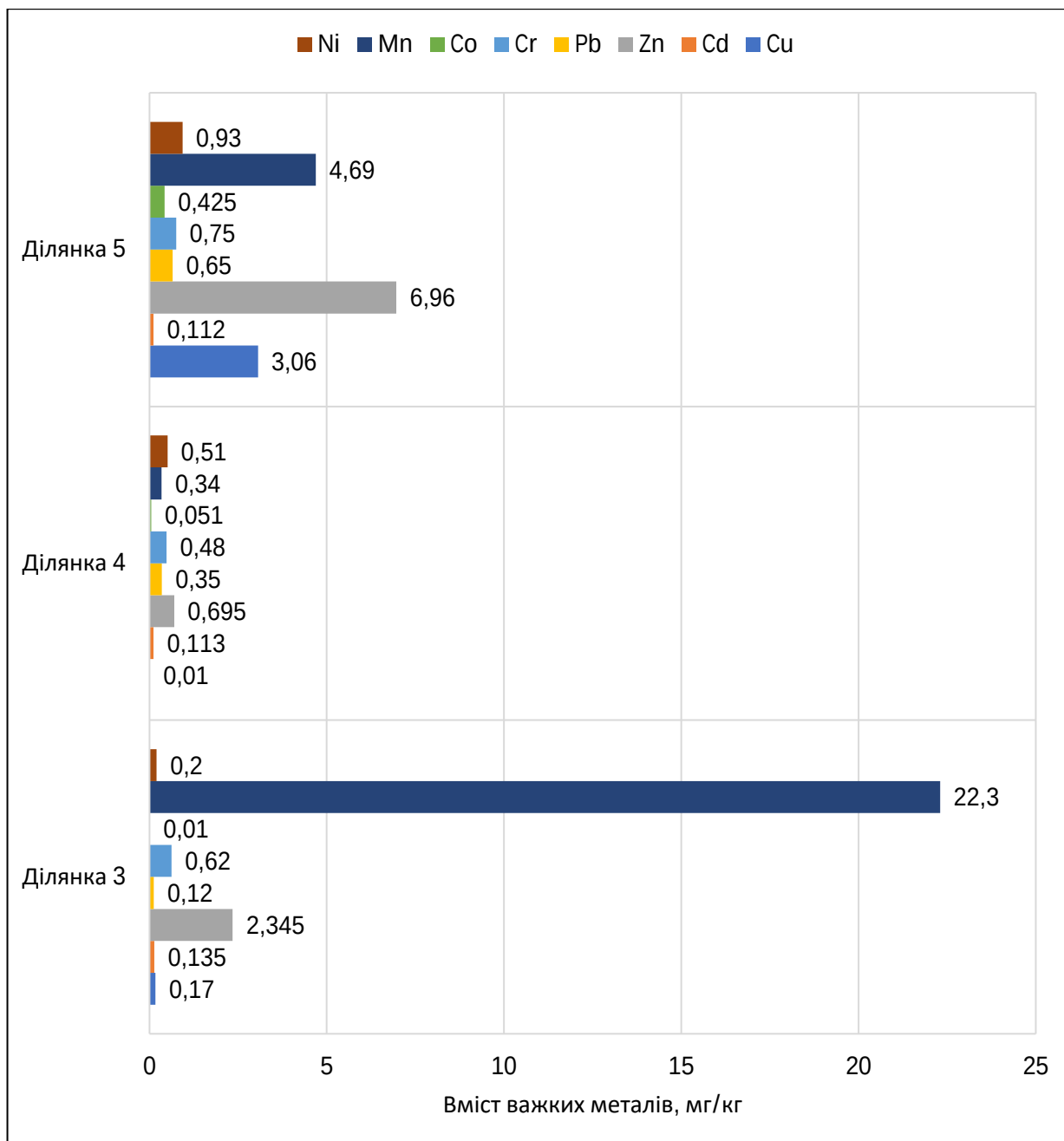


Рисунок 4.7 - Вміст важких металів у органах *Polytrichum commune* на досліджуваних ділянках

Встановлено, що найбільше накопичують важкі метали рослини виду *Polytrichum commune*, які розвиваються на досліджуваній ділянці №5. Тут Максимальне накопичення відбувається за усіма досліджуваними важкими металами, окрім Cd і Mn. Вміст важких металів такий: Cu – 3,06 мг/кг, Zn – 6,96 мг/кг, Pb – 0,65 мг/кг, Cr – 0,75 мг/кг, Co – 0,425 мг/кг, Ni – 0,93 мг/кг. На цій

ділянці вміст Cd і Mn у органах рослини становив 0,112 мг/кг та 4,69 мг/кг відповідно.

Найменше накопичують важкі метали рослини виду *Polytrichum commune*, які розвиваються на досліджуваній ділянці №4, окрім Cd, Pb, Co, Ni. Вміст важких металів тут такий: Cu – 0,01 мг/кг, Zn – 0,695 мг/кг, Cr – 0,48 мг/кг, Mn – 0,34 мг/кг. Середні показники тут серед усіх досліджуваних ділянок мають такі важкі метали: Cd – 0,113 мг/кг, Pb – 0,35 мг/кг, Co – 0,051 мг/кг, Ni – 0,51 мг/кг.

Вивчення накопичення важких металів у *Polytrichum commune* є важливим з точки зору планування фітомеліоративних заходів прибережної зони техногенних водойм гірничопромислових районів. Зазначимо, що дані про накопичення важких металів цим видом є не в достатній кількості. Отримані результати можуть слугувати складовою комплексного екологічного моніторингу вмісту важких металів у всіх компонентах довкілля.

4.4. Вміст важких металів у організмі *Cyprinus carpio*

Для вивчення вмісту важких металів в організмі риб було здійснено вилов у річці Західний Буг, поблизу с. Городище Львівської області. Встановлено вид – короп звичайний (*Cyprinus carpio*). Короп звичайний – прісноводна риба, що поширена у різних водоймах у всьому світі. Вид належить до сімейства корошових. Ці риби мають довге тіло, вкрите великою лускою. Забарвлення *Cyprinus carpio* може змінюватись від темно-зеленого до сріблястого або золотистого. Поширений вид в природних водоймах, ріках, каналах. Можуть мешкати як у холодних, так і в теплих водах, включаючи райони з суворим північним кліматом та тропічними регіонами. Коропи можуть бути інтродуковані в нові водоймища, у тому числі штучні, і там поширюватися [108].

Встановлено, що в організмі досліджуваного виду відбувається перевищення ГДК для таких важких металів як Cd (0,083 мг/кг), Zn (6,62 мг/кг), Co (0,01 мг/кг). Високий показник в організмі для Ni (0,36 мг/кг), для якого ГДК не встановлені. Решта важких металів таких як Cu (0,29 мг/кг), Pb (0,04 мг/кг),

Cr (0,35 мг/кг), Mn (0,01 мг/кг) не перевищують ГДК вмісту важких металів для організму риб, які встановлені для прісних водойм. Розподіл вмісту важких металів в організмі для *Cyprinus carpio* наведено на рис. 4.8.

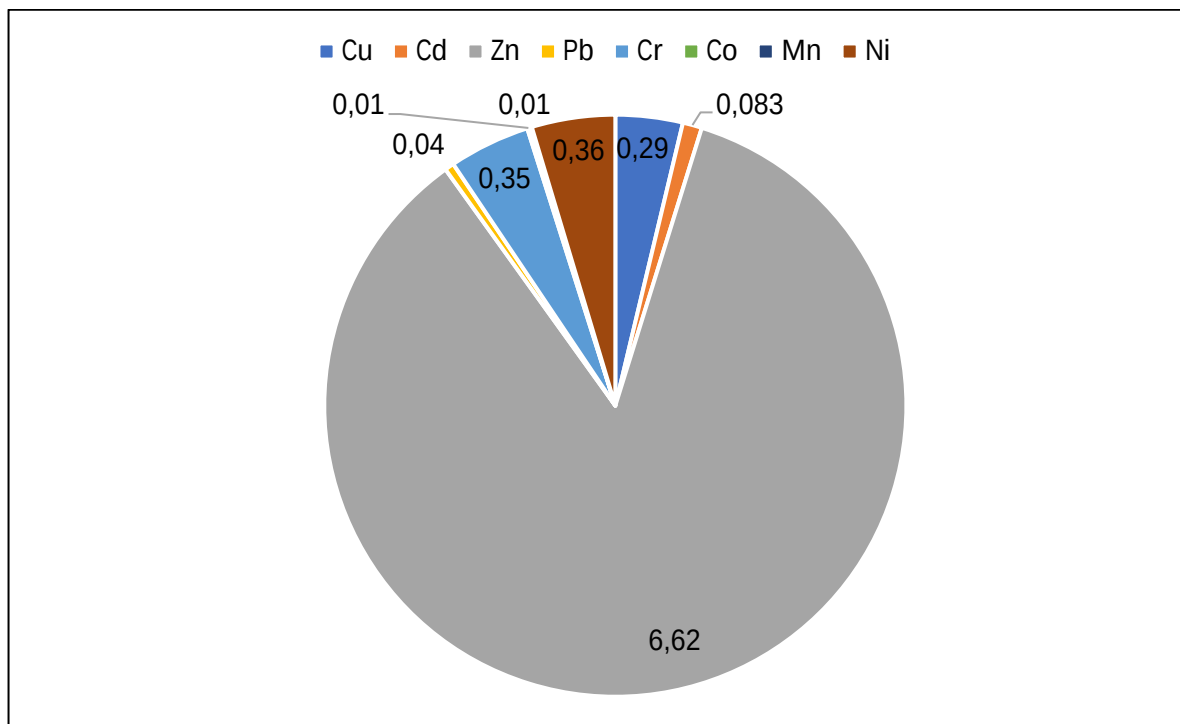


Рисунок 4.8 - Вміст важких металів у організмі *Cyprinus carpio* на досліджуваній ділянці №4 (мг/кг)

Низка науковців досліджувала вміст важких металів у тканинах та організмі прісноводних риб. Зокрема, науковцями [105] встановлено, що в м'язових тканинах коропа вміст Pb складає 0,02ГДК, Zn – 0,19ГДК, Cd – 0,44ГДК, Cu – 0,55ГДК. Вміст металу залежить від характеру живлення риби. Короп, як бентосна риба, за спостереженнями авторів, більш активно акумулює в м'язових тканинах мідь, цинк, кадмій.

Автори у роботі [123] декларують, що внаслідок 96-годинного впливу йонів свинцю в концентраціях 0,2 та 0,5 мг/л встановлено зростання всіх класів ЦІК у сироватці крові *Cyprinus carpio* L., що може бути обумовлено імунотоксичним ефектом важкого металу.

На рисунку 4.9 наведені дані про вміст важких металів у організмі *Cyprinus carpio* на досліджуваній ділянці №4 та у порівнянні з даними інших науковців (водойма) та ГДК.

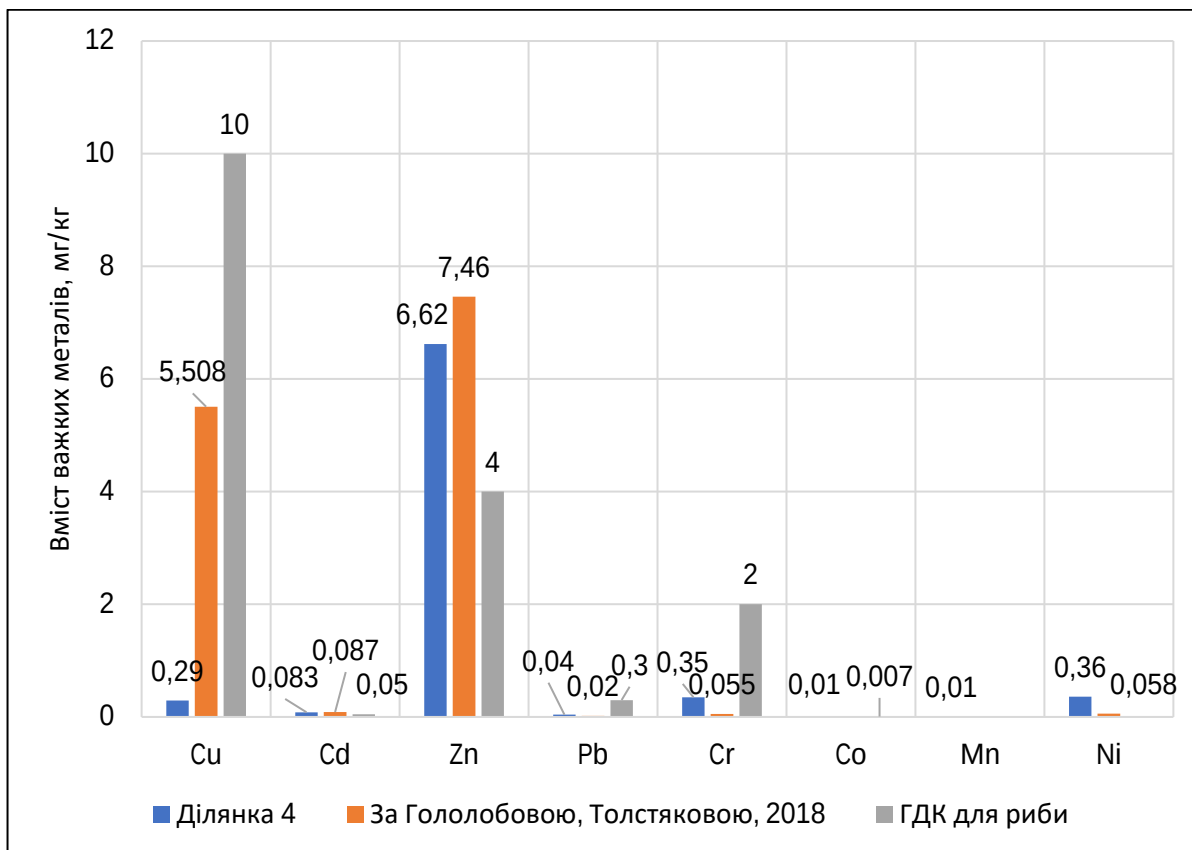


Рисунок 4.9 - Вміст важких металів у організмі *Cyprinus carpio* на досліджуваній ділянці №4 та у порівнянні з даними інших науковців (водойма) та ГДК

Встановлено [105], що у природній водоймі вміст важких металів у організмі *Cyprinus carpio* Cu (5,508 мг/кг), Cd (0,087 мг/кг), Zn (7,46 мг/кг) перевищують ГДК та є вищими, аніж дані, отримані для риби, яка поширена в ріці Західний Буг. Такий розподіл важких металів, очевидно, є наслідком розвитку риб у стоячій воді.

Дані про вміст важких металів є надзвичайно важливими, аде завдяки таким даним можна здійснити аналіз щодо безпечного споживання риби, яка добута населенням із природних водойм. Це особливо актуально для природних

та штучних водойм в умовах вуглевидобування та оцінки впливу промисловості на якість води та екологічну безпеку річок, озер, водойм, каналів в цілому.

Висновки до Розділу 4

Дослідження вмісту важких металів у біоті прибережно-водних ділянок техногенних водойм гірничодобувної промисловості має велике значення для моніторингу екологічної безпеки довкілля та впливу небезпечних речовин на організм людини.

Встановлено, що у межах гірничопромислового району розвиваються такі види макроміцетів: мухомор червоний – *Amanita muscaria* (L. ex Fr.) Hook.; мокруха пурпурова – *Chroogomphus rutilus* (Schaeff.) O.K. Mill.; павутинник прямий – *Cortinarius collinitus* (Sowerby) Gray.; псевдодощовик плямистий – *Scleroderma areolatum* Ehrenb., які мають високу толерантність до накопичення важких металів.

Досліджувані макроміцети належать до 1-го відділу – *Basidiomycota*, 1-го класу – *Agaricomycetes*, 2-х порядків – *Agaricales*, *Boletales*, 4-х сімей – *Amanitaceae*, *Gomphidiaceae*, *Cortinariaceae*, *Sclerodermataceae*, 4-х родів – *Amanita*, *Chroogomphus*, *Cortinarius*, *Scleroderma*. Два досліджувані макроміцети отруйні та два умовно їстівні.

Природна фітомеліорація прибережно-водних ділянок природних та техногенно утворених водойм відбувається за участі видів *Phragmites australis* та *Polytrichum commune*, які накопичують важкі метали та є ефективними природними фіторемедіантами. Отримані дані про вміст важких металів слід врахувати під час проектування фітостабілізаційних заходів підвищення регіональної екологічної безпеки.

У організмі представника іхтіофауни *Cyprinus carpio* спостерігається перевищення ГДК для таких важких металів як Cd (0,083 мг/кг), Zn (6,62 мг/кг), Co (0,01 мг/кг). Високий показник в організмі для Ni (0,36 мг/кг), для якого ГДК не встановлені. Решта важких металів не перевищують ГДК вмісту важких

металів для організму риб, які встановлені для прісних водойм. Ці дані важливі для оцінювання якості добутої рибної продукції у вуглевидобувних регіонах.

Результати досліджень відображені у публікаціях [65, 127].

РОЗДІЛ 5. НАПРЯМИ ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ У ГІРНИЧОПРОМИСЛОВИХ РАЙОНАХ

5.1. Регулювання природних фітомеліоративних процесів прибережно- водної зони

Вугледобування, окрім низки негативних техногенних чинників, внаслідок випадання атмосферних опадів на породні відвали, спричиняє потрапляння небезпечних речовин у поверхневі та підземні водойми. Досить часто можна спостерігати заболочення місцевості навколо породних відвалів вугільних шахт, яке утворюється внаслідок стікання із них дощових та талих вод. Біля підніжжя породних відвалів вугільних шахт утворюють штучні водойми, рови та канали для направлення стічних вод в необхідне русло та збирання їх в контрольованому резервуарі. Проте, в досліджуваному регіоні, інженерно-технічні рішення контролю стоків води є порушеними, а самі стічні води потрапляють у довкілля, утворюючи локальні техногенні водойми. Стічні води з породних відвалів характеризуються високою токсичністю, високим вмістом важких металів, засоленістю та мінералізацією, що стає об'єктом вивчення багатьох науковців.

Схематичне зображення наповнення техногенних водойм стічними водами з породних відвалів та атмосферними опадами, а також пояси розвитку прибережно-водної рослинності наведено на рис. 5.1.

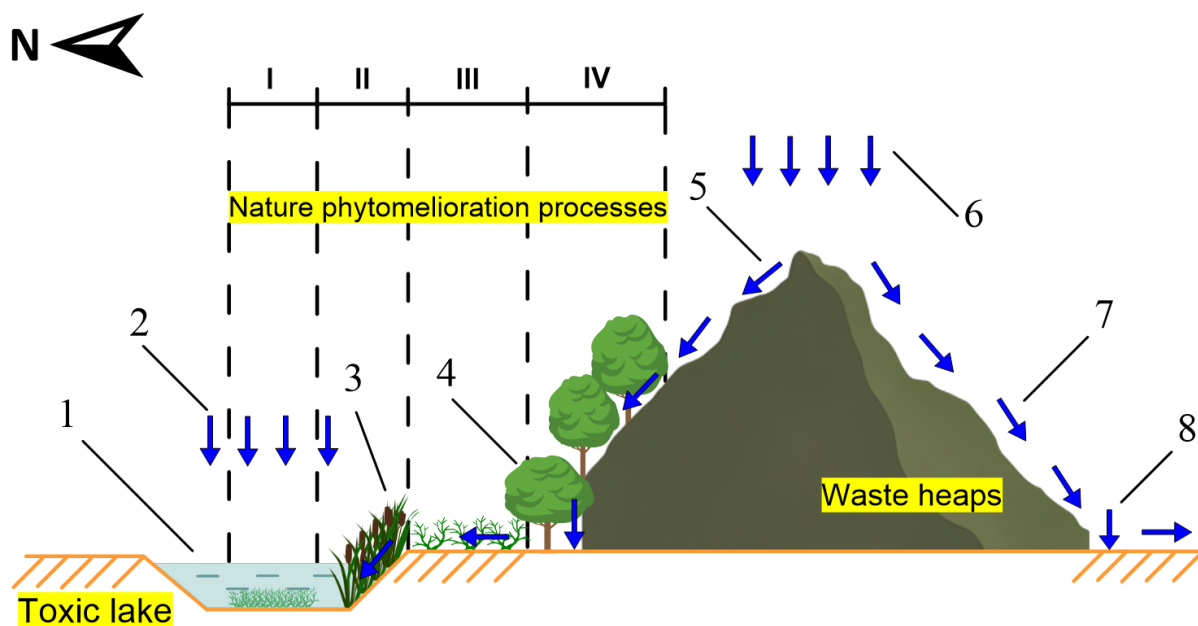


Рисунок 5.1 – Схематичне зображення процесу наповнення техногенних водойм внаслідок атмосферних опадів та прибережно-водна фітомеліорація: I – пояс підводної рослинності; II – пояс рослинності коливального рівня води; III – пояс рослинності берега; IV – пояс рослинності вище берегу; 1 – техногенна водойма; 2, 6 – атмосферні опади; 3 – напрям потрапляння стічних вод у водойму; 4 – підніжжя породного відвалу; 5, 7 – напрям руху стічних вод по поверхні породного відвалу; 8 – напрям потрапляння стічних вод до ґрунтових горизонтів

Класифікацію прибережно-водної рослинності здійснено за класифікацією німецького вченого Х. Пойкера, який виділив в складі прибережно-водної рослинності наступні пояси: I – підводна рослинність, яка постійно вкрита водою (сюди відносимо також види, коренева система та стебло яких, постійно є під водою, а листові пластинки плавають по поверхні); II – рослинність коливального рівня води; III – рослинність берегової зони, до якої не достають хвилі; IV – рослинність вище по береговій зоні, яка живиться за рахунок атмосферних опадів [116]. Видовий склад рослинності встановлено за допомогою визначника [12].

У результаті польових досліджень берегової лінії річки Рати, яка протікає у безпосередній близькості біля підніжжя породних відвалів, встановлено

зростання значної кількості видів судинних рослин, які таксономічно належать до наступних родин: Айстрові (*Asteraceae*), Бобові (*Fabaceae*), Злакові (*Poaceae*), Розові (*Rosaceae*), Рогозові (*Typhaceae*), Осокові (*Cyperaceae*), Хвощеві (*Equisetaceae*), Губоцвіті (*Lamiaceae*), Вербові (*Salicaceae*), Гречкові (*Polygonaceae*), Подорожникові (*Plantaginaceae*), Лободові (*Chenopodiaceae*), Березові (*Betulaceae*), Ситникові (*Juncaceae*), Аралієві (*Araliaceae*), Жовтецеві (*Ranunculaceae*), Рдесникові (*Potamogetonaceae*), *Первоцвіті* (*Primulaceae*), *Латяттєві* (*Nymphaeaceae*), Кліщинцеві (*Araceae*).

Розподіл поясів видового різноманіття прибережно-водної рослинності території досліджень за таксономічним складом родин є наступним:

- Айстрові (*Asteraceae*) – Нечуй волохатенький (*Hieracium villosum* Jacq.) – IV; Осот польовий (*Sonchus arvensis* L.) – IV; Череда трироздільна (*Bidens tripartita* L.) – II ; Скерета покрівельна (*Srepis tectorum* L.) – IV; Деревій дрібноквітковий (*Achillea micranta* Willd.) – IV;
- Бобові (*Fabaceae*) – Лядвинець польовий (*Lotus arvensis* Pers.) – IV; Лядвинець болотний (*Lotus palustris* Pers.) – II;
- Злакові (*Poaceae*) – Тонконіг стиснутий (*Poa compressa* L.) – IV; Куничник наземний (*Calamagrostis epigeious* L.) – IV; Пирій повзучий (*Elytrigia repens* L.) – IV; Очерет звичайний (*Phragmites australis* (Cav.)) – II;
- Розові (*Rosaceae*) – Перстач гусячий (*Potentilla anserina* L.) – IV;
- Рогозові (*Typhaceae*) – Рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.) – II; Рогіз широколистий (*Typha latifolia* L.) – II;
- Осокові (*Cyperaceae*) – Осока побережна (*Carex riparia* Curt.) – II; Комиш лісовий (*Scirpus sylvaticus* L.) – II;
- Хвощеві (*Equisetaceae*) – Хвощ лісовий (*Equisetum fluviatile* L.) – IV; Хвощ болотний (*Equisetum palustre* L.) – II;
- Губоцвіті (*Lamiaceae*) – Вовконіг європейський (*Lycopus europeus* L.) – II; М'ята водяна (*Mentha aquatica* L.) – II;
- Вербові (*Salicaceae*) – Вербка біла (*Salix alba* L.) – III;

- Гречкові (*Polygonaceae*) – Гірчак почечуйний (*Polygonum persicaria* L.) – III; Щавель прибережний (*Rumex hydrolapathum* Huds.) – II;
- Подорожникові (*Plantaginaceae*) – Подорожник ланцетолистий (*Plantago lanceolata* L.) – IV;
- Лободові (*Chenopodiaceae*) – Лобода біла (*Chenopodium album* L.) – IV;
- Березові (*Betulaceae*) – Вільха чорна (*Alnus glutinosa* (L.)) – III; Береза повисла (*Betula pendula* Roth.) – III;
- Ситникові (*Juncaceae*) – Ситник бульбастий (*Juncus bulbosus* L.) – II;
- Аралієві (*Araliaceae*) – Щитолісник звичайний (*Hydrocotyle vulgaris* L.) – III;
- Жовтецеві (*Ranunculaceae*) – Жовтець водяний (*Ranunculus aquatilis* L.) – I;
- Рдесникові (*Potamogetonaceae*) – Рдесник гостролистий (*Potamogeton acutifolius* Link ex Roem. & Schult.) – I; Рдесник Фріса (*Potamogeton friesii* Rupr.) – I; Рдесник волоскуватий (*Potamogeton trichoides* Cham. & Schltdl.) – I;
- Первоцвіті (*Primulaceae*) – Плавунік болотяний (*Hottonia palustris* L.) – I;
- Лялечникові (*Nymphaeaceae*) – Глечики жовті (*Nuphar lutea* (L.) Smith) – I;
- Кліщинцеві (*Araceae*) – Ряска мала (*Lemna minor* L.) – I; Спіродела багатокоренева (*Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid) – I.

В прибережно-водній фітомеліорації, з найбільшою часткою, приймають участь представники родин *Asteraceae* (15%), *Poaceae* (11%), *Potamogetonaceae* (8 %). Детальний розподіл родинного спектру наведено на рис. 5.2.

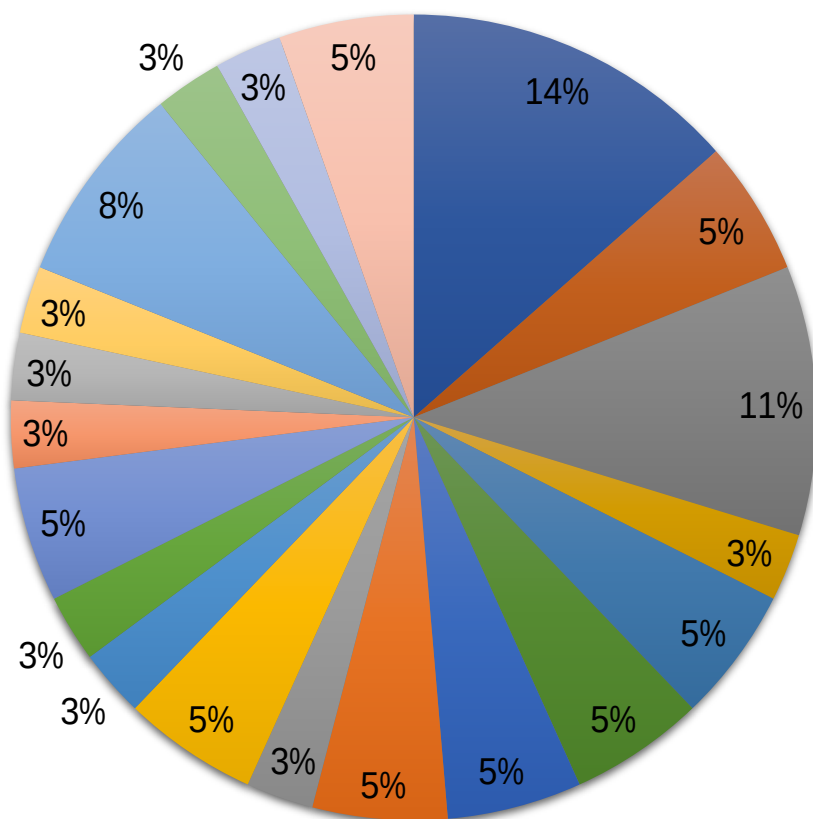
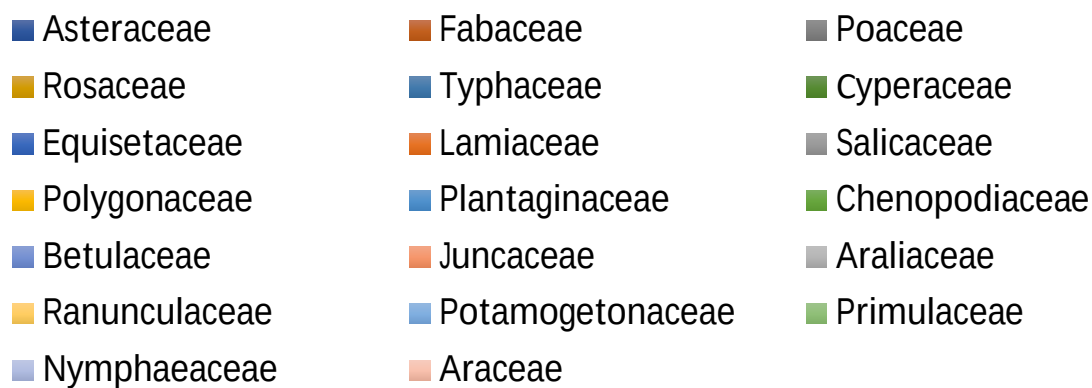


Рисунок 5.2 – Частки родин в прибережно-водній фітомеліорації техногенних водойм породних відвалів

Розподіл видового складу щодо поясів прибережно-водної фітомеліорації техногенних водойм породних відвалів показав, що пояс рослинності коливального рівня води та пояс рослинності вище по береговій зоні, яка живиться за рахунок атмосферних опадів складають однакові частки по 32%. Пояс підводної рослинності, яка постійно вкрита водою (також видів, коренева система та стебло яких, постійно є під водою, а листові пластинки плаває по

поверхні) займає частку 22%. Найменшою часткою видового складу характеризується пояс рослинності берегової зони, до якої не достають хвилі – 14% (рис. 5.3).

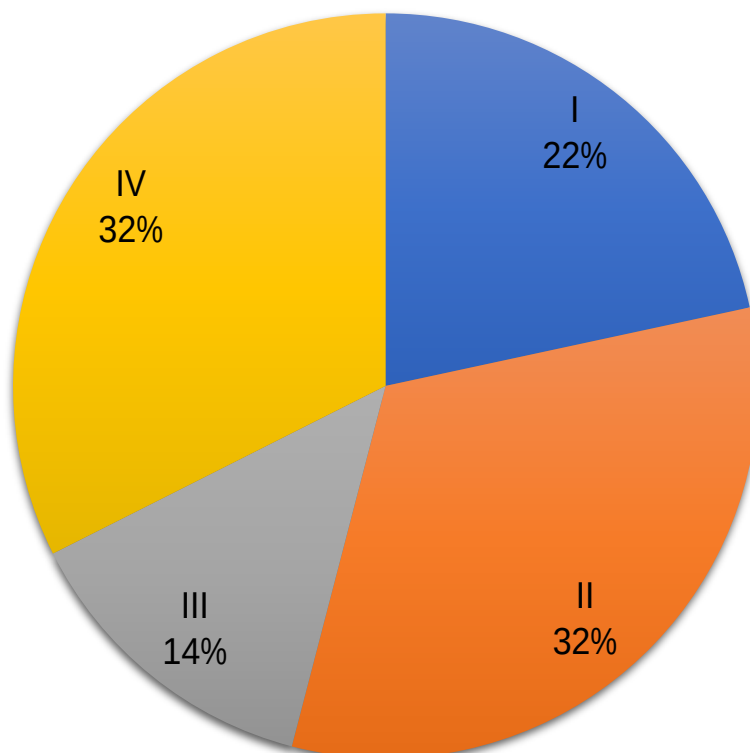


Рисунок 5.3 – Частки прибережно-водної рослинності в залежності від поясів розвитку

Загалом в фітомеліоративному процесі прибережно-водних ділянок у зоні впливу породних відвалів беруть участь 37 видів рослинності, які належать до 20 родин та 4 поясів розвитку.

5.2. Відновлення техногенно порушених територій гірничодобувною діяльністю

Дослідження видового фіторізноманіття різних за станом відвалів шахт «Межирічинська» і «Візейська» Межирічинського кам'яновугільного родовища (рекультивований, нерекультивований, діючий нерекультивований) показали, що їх флора представлена 41 видом вищих судинних рослин із 36 родів та 17 родин. Фіторізноманітність рекультивованих відвалів є значно багатшою (41

вид), порівняно із фіторізноманіття нерекультивованих (28 видів) та діючих нерекультивованих відвалів (9 видів).

Деревні види у зоні впливу териконів вугільних шахт представлена 18 видами із 16 родів та 9 родин. Таксономічний складі дендрофлори такий: *Rosaceae* Juss.— 5 видів, *Salicaceae* Lindl., *Betulaceae* C.A. Agardh. – по 3 види. Густота вкриття дендрофлори на відвалах найвищою є для деревних видів –та *Pinus sylvestris* L., *Betula pendula* Roth.

Загалом процес відновлення девастрованих територій шляхом ревіталізації порушених територій може здійснюватися трьома шляхами: природним поновленням рослинності (самовідновлення порушених екосистем), здійсненням фітомеліоративних, або ж рекультиваційних заходів. На підставі численних літературних джерел нами відображено основні напрями відновлення, серед яких є такі головні чинники: ступінь зміни властивостей ґрунтового покриву та придатність ґрунту чи потенційно родючих порід до росту рослинності; ступінь змінени видового різноманіття та деградації біоценозу; природно-мікрокліматопічні особливості та фізико-географічні умови території порушень; витрати на відновлення; наявність матеріальних, технічних і трудових ресурсів; соціально-економічна та еколого-біологічна ефективність ревіталізації; перспективні плани сталого розвитку територій.

Основним чинником, який безпосередньо впливає на процес ревіталізації порушених екосистем, є фізико-хімічні властивості ґрунтового покриву, що безпосередньо вказує на ступінь змінності умов місць зростань: дуже сильно змінні сильно-, – слабо- та середньозмінні.

Процес природного відновлення девастрованих земель призводить до утворення нових екотопів, біоценозів без додаткових витрат. Оскільки ці процеси підпадають під едафо-кліматичні умови регіону (табл. 5.1).

Таблиця 5.1 - Аналіз переваг і недоліків, можливостей і загроз природного поновлення порушених територій

SWOT – аналіз природного поновлення порушених територій	Переваги	Недоліки
	- фітомеліорація без матеріально - технічних і трудових затрат; - природне поновлення стійких і стабільних рослинних угруповань; - природне поновлення ґрунтового покриву та формування потужного ґрунтового профілю; - поступове природне самовідновлення продуктивності біогеоценозу та естетичної привабливості ландшафту	- тривалий період формування складних і стійких біоценозів (понад 25 років); - формування на початковій стадії мозаїчного рудерального трав'яного вкриття; - формування на пізніших стадіях біоценозів з багатьох видів рослин із значно відмінними біоморфологічними та екологічними характеристиками; - невиконання сформованими ценозами характерних цільових господарських і екологічних функцій; - низька стійкість біоценозів до дії несприятливих чинників зовнішнього середовища.
	Можливості	Загрози
	- сукцесійний розвиток біоценозів до клімаксового стану; - формування стабільних багатовидових рослинних угруповань	- висока ймовірність ураження рослин епіфітотіями фітохвороб та ентомошкідниками; - утворення не прогнозованого видового складу та структури біоценозів - небажані сукцесійні процеси;

Під час планування комплексу ревіталізаційних заходів з метою створення продуктивних біоценозів і естетично привабливих рослинних угруповань необхідно виходити із таких принципів формування ландшафту:

- економічна обґрунтованість фітомеліоративних чи рекультиваційних (технічних та біологічних етапів) заходів;
- раціональна організованість відновлених територій та ландшафту;

- функціональна доцільність цільового використання відновлених земель;
- естетична цінність та привабливість біоценозів та відновленого ландшафту;
- відповідність санітарно-гігієнічним і екологічним нормам та вимогам.

Аналіз переваг і недоліків фітомеліорації деастрованих ландшафтів наведено у табл. 5.2.

Таблиця 5.2 - Аналіз переваг і недоліків фітомеліорації деастрованих ландшафтів

SWOT – аналіз фітомеліорації та рекультивації порушених територій	Переваги	Недоліки
	- забезпечення формування оптимального видового складу біоценозів; - формування складної горизонтальної та вертикальної просторової структури і різновікової за участю рослинних груп; - попередження непрогнозованих сукцесійних процесів та змін видового складу і просторової структури біоценозів; - забезпечення необхідної площі живлення рослин; - зменшення термінів відновлення продуктивності порушених територій; - формування естетично привабливого природного ландшафту	- значні матеріальні та трудові затрати; - залучення значних технічних та інтелектуальних ресурсів
	Можливості	Загрози

	- формування біоценозів різного цільового призначення; - формування багатовидових рослинних угруповань - формування продуктивних біоценозів; - утворення стійких біоценозів	- низький рівень фінансування фітомеліоративних заходів та рекультивації; - порушення технологічного процесів фітомеліоративних чи рекультиваційних робіт; - несвоєчасність проведення агротехнічного догляду та господарських заходів із формування продуктивних, стійких і стабільних біоценозів
--	--	--

Основним теоретичним підґрунтям відновлення девастрованих територій в умовах Львівщини є численні наукові дослідження та праці таких видатних вчених як: Гончар М. Т., Панас Р. М., Кучерявий В. П., Геник Я. В., Башуцька У. Б., Шукель І. В., Скробала В. М., Дида А. П. та ін. Завдяки фундаментальним працям цих вчених, сучасні наукові дослідження мають значну інформативну базу щодо процесів відновлення та формування фітостабілізаційних умов довкілля.

Висновки до Розділу 5

Функціонування вугледобувних підприємств призводить до підвищення рівня екологічної небезпеки регіонів та незворотних процесів у біосфері. Внаслідок вивчення процесів природної прибережно-водної фітомеліорації в межах Львівсько-Волинського вугільного басейну встановлено, що її формує рослинність, яка належить до чотирьох поясів розвитку: I – 22%; II – 32%; III – 14%; IV – 32%. Найбільша частка видового складу належить представникам родин *Asteraceae* (15%), *Poaceae* (11%), *Potamogetonaceae* (8%). Видовий склад налічує 37 видів, які належать до 20 родин. Вивчення видового складу та

родинного спектру фітомеліоративних процесів є важливими з точки зору запровадження природоохоронних та екологічних заходів з метою підвищення якості довкілля техногенно порушених територій вуглевидобування.

У контексті сталого розвитку територій, проведення заходів із ревіталізації посттехногенних екосистем сприяє вирішенню низки екологічних, економічних і соціальних завдань, що в сукупності забезпечує відновлення земельних ресурсів, збільшення видового і ландшафтного різноманіття та формування екологічної рівноваги в довкіллі.

Процес ревіталізації посттехногенних екосистем залежить від багатьох чинників та може проходити трьома шляхами: природним поновленням рослинності (самовідновленням), здійсненням фітомеліоративних, або ж рекультиваційних заходів.

Відносно багате видове фіторізноманіття, формування складних за структурою і стабільних рослинних угруповань на посттехногенних територіях Західного регіону України свідчить про можливість довготривалого, поступового процесу природного самовідновлення порушених екосистем.

Перевагами процесу природного самовідновлення порушених територій є формування нових, складних біоценозів без матеріальних, технічних і трудових затрат. Перевагами здійснення заходів із фітомеліорації чи рекультивації є формування багатовидових та складних за просторовою структурою рослинних угруповань та зменшення термінів відновлення на посттехногенних територіях продуктивних і стабільних біоценозів.

Питання ефективної ревіталізації посттехногенних екосистем, вибору напряму відновлення порушених територій, формування на місці порушень продуктивних фітоценозів і естетично привабливих ландшафтів є і надалі актуальними та потребують подальших наукових і практичних напрацювань, особливо на територіях техногенних порушень.

Результати досліджень відображені у публікаціях [142, 144].

ВИСНОВКИ

У результаті проведення дисертаційних досліджень встановлено стан забруднення природних та техногенно утворених водойм важкими металами і біоти в межах гірничодобувного району, а також запропоновано шляхи ревіталізації посттехногенних екосистем:

1. На підставі проведеного аналізу проблеми забруднення водойм важкими металами та іншими небезпечними речовинами встановлено, що в світовому аспекті склалася позитивна тенденція щодо дослідження важких металів у водоймах (річках, озерах), яка має декілька напрямів: вміст у воді, вміст у донних відкладеннях, вміст у організмах риб та водної рослинності, вміст у едафотопх прибережно-водної зони та вміст у опадах, зрошувальній воді, очищених стоках. Найменш дослідженими із наведених складових є вміст важких металів у водній рослинності.

2. Встановлено, що найбільш забрудненою є вода із техногенних водойм, які знаходяться в зоні впливу породного відвалу вугільної шахти. Перевищення ГДК спостерігалось для таких важких металів як Cd, Zn (2 випадки), Pb, Co (1 випадок), Mn, Ni. Зокрема, найвища концентрація важких металів у воді обох типів водойм спостерігається у весняний період року, а саме: Cu (0,001-0,052 мг/дм³), Cd (0,001-0,023 мг/дм³), Zn (0,042-2,2 мг/дм³), Pb (0,01-0,19 мг/дм³), Cr (0,002-0,046 мг/дм³), Co (0,008-0,13 мг/дм³), Mn (0,025-326,7 мг/дм³), Ni (0,025-6,75 мг/дм³), Sr (0,025-17 мг/дм³).

3. Встановлено, що основна роль у погіршенні екологічного стану водних об'єктів пов'язана із зростанням концентрації Mn, Ni, Cd, Pb, у порівнянні з гранично допустимою концентрацією.

4. Аналіз залежності між концентраціями хімічних елементів вказує на наявність тісного зв'язку між багатьма параметрами. На основі подібності хімічних елементів щодо їх розподілу у воді виділено такі їх асоціації (групи): I – Cu, Zn – на всіх водних об'єктах; II – Cu, Zn, Sr – у ріках басейну Західного

Бугу; III – Ni, Mn – у водоймах біля підніжжя терикону; IV – Ni, Mn, Co – у ріках басейну Західного Бугу.

5. У санітарно-захисній зоні породного відвалу виявлено розвиток макроміцетів, які належать до 1-го відділу – *Basidiomycota*, 1-го класу – *Agaricomycetes*, 2-х порядків – *Agaricales*, *Boletales*, 4-х сімей – *Amanitaceae*, *Gomphidiaceae*, *Cortinariaceae*, *Sclerodermataceae*, 4-х родів – *Amanita*, *Chroogomphus*, *Cortinarius*, *Scleroderma*. Встановлено, що найбільше накопичує важкі метали *Cortinarius collinitus*: Cu – 1,32 мг/кг, Zn – 3,45 мг/кг, Cr – 0,277 мг/кг, Co – 0,78 мг/кг, Mn – 3,39 мг/кг, Ni – 2,87 мг/кг.

6. *Phragmites australis* максимально накопичує важкі метали за умов розвитку біля підніжжя породного відвалу: Cu – 10,28 мг/кг, Cd – 0,051 мг/кг, Zn – 6,52 мг/кг, Cr – 0,51 мг/кг, Co – 0,01 мг/кг, Mn – 46,04 мг/кг, Ni – 3,32 мг/кг. На цій ділянці вміст Pb у органах рослини становив 0,76 мг/кг, що є третім показником серед досліджуваних ділянок.

7. *Polytrichum commune* максимально накопичує важкі метали за умов розвитку на береговій зоні ріки Рата: Cu – 3,06 мг/кг, Zn – 6,96 мг/кг, Pb – 0,65 мг/кг, Cr – 0,75 мг/кг, Co – 0,425 мг/кг, Ni – 0,93 мг/кг. На цій ділянці вміст Cd і Mn у органах рослини становив 0,112 мг/кг та 4,69 мг/кг відповідно.

8. Встановлено, що в організмі *Cyprinus carpio* відбувається перевищення граничнодопустимих концентрацій для таких важких металів як Cd (0,083 мг/кг), Zn (6,62 мг/кг), Co (0,01 мг/кг). Високий показник в організмі для Ni (0,36 мг/кг), для якого граничнодопустимі концентрації не встановлені. Решта важких металів таких як Cu (0,29 мг/кг), Pb (0,04 мг/кг), Cr (0,35 мг/кг), Mn (0,01 мг/кг) не перевищують граничнодопустимі концентрації вмісту важких металів для організму риб, які встановлені для прісних водойм.

9. Встановлено, що у прибережно-водній зоні рік сніговий покрив значно забруднений, аніж на решті ділянках досліджень, зокрема перевищення граничнодопустимих концентрацій спостерігається для Cu – 0,0055 мг/дм³, Zn – 0,695 мг/дм³, найвище накопичення відбувається серед усіх досліджуваних ділянок для Co – 0,0095 мг/дм³ та Mn – 0,0049 мг/дм³.

10. Встановлено, що на вершині та схилах породного відвалу вугільної шахти потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання перевищує встановлені граничнодопустимі концентрації та контрольні показники, максимальне значення становило 0,33 мкЗв/год.

11. Встановлено, що природні фітомеліоративні процеси прибережно-водної зони відбуваються за участі рослинності, яка належить до чотирьох поясів розвитку: I – 22%; II – 32%; III – 14%; IV – 32%. Найбільша частка видового складу належить представникам родин *Asteraceae* (15%), *Poaceae* (11%), *Potamogetonaceae* (8%). Видовий склад налічує 37 видів, які належать до 20 родин. Вивчення видового складу та родинного спектру фітомеліоративних процесів є важливими з точки зору запровадження природоохоронних та екологічних заходів з метою підвищення якості довкілля техногенно порушених територій вуглевидобування.

12. Формування стійких і стабільних рослинних угруповань на посттехногенних територіях можливе тільки за умови належного забезпечення ревіталізаційних заходів та ретельного підбору асортименту видового складу рослин, з урахуванням їх біоекологічних характеристик. Планування ревіталізаційних заходів із формування продуктивних фітоценозів і естетично привабливих ландшафтів необхідно здійснювати за принципами: економічна обґрунтованість, раціональна організованість, функціональна доцільність, естетична цінність і привабливість, відповідність санітарно-гігієнічним нормам і екологічним умовам.

13. Практичне значення проведених досліджень полягає в тому, що прогнозування динамічних тенденцій, охорона і відновлення компонентів екосистеми неможливі без врахування їх взаємозв'язків з екологічними умовами, зокрема, і з рівнем хімічного забруднення води. Знаючи геохімічні умови екотопів у певний період часу, можна визначити їх положення в екологічному просторі на комплексних градієнтах середовища, прогнозувати стійкість і можливі зміни усіх компонентів екосистеми внаслідок забруднення довкілля важкими металами та іншими небезпечними речовинами.

ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

1. Перед початком польових досліджень слід вивчити прогноз погоди та уникати відбір проб у дощові, вітряні, похмурі дні, а також під час штормових попереджень, сильних дощів, снігопадів.
2. Під час відбору проб води, особливо із техногенно утворених водойм, слід дотримуватися вимог охорони праці.
3. На заболоченій місцевості чи на ділянках із нестабільним береговим укріпленням відбір проб води слід здійснювати колективно, використовуючи групові засоби захисту.
4. Уникати попадання води із техногенно утворених водойм на незахищені ділянки шкіри, очі, волосся.
5. Під час проведення досліджень слід використовувати сучасні прилади та матеріали.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Abraham, M. R., Susan, T. B. (2017). Water contamination with heavy metals and trace elements from Kilembe copper mine and tailing sites in Western Uganda; implications for domestic water quality. *Chemosphere*, 169, 281-287. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.077>
2. Adeoti O. S., Kandasamy J., Vigneswaran S. 2024. Sustainability framework for water infrastructure development in Nigeria: a modelling approach. *Water Supply*, 24 (8), 2933–2945. <https://doi.org/10.2166/ws.2024.193>
3. Agbasi, J. C., Ayejoto, D. A., Egbueri, J. C., Khan, N., Abba, S. I., Ahmad, V., & Abuzinadah, M. F. 2024 HERisk and statistical clustering integrated for health risk modelling of PTEs in natural water resources for drinking and sanitary uses. *Toxin Reviews*, 1–27. <https://doi.org/10.1080/15569543.2024.2371874>
4. Alena Zdravković, Vladica Cvetković, Kristina Šarić, Aleksandar Pačevski, Aleksandra Rosić, Suzana Erić, Waste rocks and medieval slag as sources of environmental pollution in the area of the Pb-Zn Mine Rudnik (Serbia), *Journal of Geochemical Exploration*, Volume 218, 2020, 106629, <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2020.106629>
5. Allia Z., Lalaoui M., Chebbah M. 2024. Spatial and seasonal assessment of surface water quality for domestic use in a semi-arid area of the Upper Kebir Sub-basin, NE Algeria. *Water Supply*, 24 (8), 2946–2962. <https://doi.org/10.2166/ws.2024.182>
6. Aswal, R.S., Prasad, M., Patel, N.K. et al. 2023 Occurrences, sources and health hazard estimation of potentially toxic elements in the groundwater of Garhwal Himalaya, India. *Sci Rep* 13, 13069. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-40266-7>
7. Bhardwaj, S., Soni, R., Gupta, S.K. et al. Mercury, arsenic, lead and cadmium in waters of the Singrauli coal mining and power plants industrial zone, Central East India. *Environ Monit Assess* 192, 251 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8225-2>

8. Caroline S. Santana, Diango M. Montalván Olivares, Vinnícius H.C. Silva, Francisco H.M. Luzardo, Fermin G. Velasco, Raildo M. de Jesus, Assessment of water resources pollution associated with mining activity in a semi-arid region, *Journal of Environmental Management*, Volume 273, 2020, 111148, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111148>
9. Charu C. Aggarwal. *Data Mining: The Textbook*. Springer International Publishing Switzerland 2015. 746 p. DOI 10.1007/978-3-319-14142-8
10. Chau, N.D., Jodłowski, P., Kalita, S.J. et al. Natural radiation and its hazard in copper ore mines in Poland. *Acta Geophys.* 56, 505–517 (2008). <https://doi.org/10.2478/s11600-007-0047-x>
11. Cobbina, S. J., Myilla, M., & Michael, K. (2013). Small scale gold mining and heavy metal pollution: Assessment of drinking water sources in Datuku in the Talensi-Nabdam District. *Int. J. Sci. Technol. Res*, 2(1), 96-100
12. Cronquist A., 1988, *The evolution and classification of flowering plants* (2nd ed.). Bronx, N.Y., USA: New York Botanical Garden, 555 pp.
13. Darko E. O., Faanu A., Awudu A. R., Emi-Reynolds G., Yeboah J., Oppon O. C., Akaho E. H. K. Public exposure to hazards associated with natural radioactivity in open-pit mining in Ghana, *Radiation Protection Dosimetry*, Volume 138, Issue 1, January 2010, Pages 45–51, <https://doi.org/10.1093/rpd/ncp181>
14. Directive, C. (1998). On the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Communities*, 330, 32-54.
15. Fredrick Oghenebrorie Ugbede, Bruno Chudy Aduo, Onyinyechi Nnenna Ogbonna, Ogechi Chinelo Ekoh, Natural radionuclides, heavy metals and health risk assessment in surface water of Nkalagu river dam with statistical analysis, *Scientific African*, Volume 8, 2020, e00439, <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00439>
16. Hadzi, G.Y., Essumang, D.K. & Ayoko, G.A. Assessment of contamination and health risk of heavy metals in selected water bodies around gold mining areas in Ghana. *Environ Monit Assess* 190, 406 (2018). <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6750-z>
17. Hamed Soleimani, Borhan Mansouri, Amir Kiani, Abdullah Khalid Omer, Moslem Tazik, Gholamreza Ebrahimzadeh, Kiomars Sharafi. 2023. Ecological risk

assessment and heavy metals accumulation in agriculture soils irrigated with treated wastewater effluent, river water, and well water combined with chemical fertilizers. *Heliyon*. volume 9, 3, E14580, <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14580>

18. Henyk Y., Popovych V., Zayachuk V., Hotsii N., Tyndyk O. Principles of revitalization of technologically violated areas in the Western Region of Ukraine. *Zeszyty naukowe Wyższa Szkoła Turystyki i Ekologii w Suchej Beskidzkiej*. 2022. 22(XI). 2. 76-89.

19. Hernández-Pérez, C., Martínez-Sánchez, M.J., García-Lorenzo, M.L. et al. Phytoremediation of potentially toxic elements using constructed wetlands in coastal areas with a mining influence. *Environ Geochem Health* 43, 1385–1400 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00843-z>

20. Hilo Ali H., Fayed M. I. A., Lazim I. I. (2022). Use of aquatic plants in removing pollutants and treating the wastewater: A review. *J. Glob. Innov. Agric. Sci.*, 10(2):61-70. <https://doi.org/10.22194/JGIAS/10.985>

21. Igboama, W.N., Hammed, O.S., Fatoba, J.O. et al. Review article on impact of groundwater contamination due to dumpsites using geophysical and physiochemical methods. *Appl Water Sci* 12, 130 (2022). <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01653-z>

22. Igwe, E.O., Ede, C.O., Nnabo, P.N. et al. Impact of heavy metals dispersion on water supplies around Oshiri and Ishiagu mine districts of Southern Benue Trough, Nigeria. *Model. Earth Syst. Environ.* 7, 2015–2030 (2021). <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00950-3>

23. Isinkaye, O.M., Adeleke, S. & Isah, D.A. Background Radiation Measurement and the Assessment of Radiological Impacts due to Natural Radioactivity Around Itakpe Iron-Ore Mines. *MAPAN* 33, 271–280 (2018). <https://doi.org/10.1007/s12647-018-0261-9>.

24. Jara, C., Gaete, H., Lobos, G. et al. Oxidative stress in the mollusk *Echinolittorina peruviana* (Gasteropoda: Littorinidae, Lamarck, 1822) and trace metals in coastal sectors with mining activity. *Ecotoxicology* 23, 1099–1108 (2014). <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1253-3>

25. Jibiri N.N., Isinkaye M.O., Momoh H.A. 2014. Assessment of radiation exposure levels at Alaba e-waste dumpsite in comparison with municipal waste dumpsites in southwest Nigeria, *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 7, (4), 536-541. <https://doi.org/10.1016/j.jrras.2014.09.002>
26. Jiménez-Oyola, S., Chavez, E., García-Martínez, M. J., Ortega, M. F., Bolonio, D., Guzmán-Martínez, F., ... & Romero, P. (2021). Probabilistic multi-pathway human health risk assessment due to heavy metal (loid) s in a traditional gold mining area in Ecuador. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 224, 112629. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112629>
27. Kamunda, C., Mathuthu, M., & Madhuku, M. (2016). An Assessment of Radiological Hazards from Gold Mine Tailings in the Province of Gauteng in South Africa. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(1), 138. <https://doi.org/10.3390/ijerph13010138>
28. Kantardzic M. *Data Mining. Concepts, Models, Methods, and Algorithms*. 3rd ed. Wiley : IEEE press, 2020. 639 p.
29. Kapoor, D., Singh, M. P. (2021). Heavy metal contamination in water and its possible sources. In *Heavy metals in the environment*. 179-189). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821656-9.00010-9>
30. Keskin, T.E. and Özler, E. (2020) "Heavy metal contamination in groundwater and surface water due to active Pb-Zn-Cumene tails and water-rock interactions: A case study from the Küre mine area (Turkey)," *Turkish Journal of Earth Sciences*: Vol. 29: No. 6, Article 3. <https://doi.org/10.3906/yer-2001-3>
31. Khilchevskyi, V.K., Zabokrytska, M.R. (2022). Features of normative assessment of water quality of water bodies for recreational purposes in Ukraine. *Hidrolohiia, hidrokhimiia i hidroekolohiia* [Hydrology, Hydrochemistry and Hydroecology], 1(638), 40-53 (in Ukrainian, abstr. in English). <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.1.4>.
32. Kochmar, I., Karabyn, V., Stepova, K., Stadnik, V., Sozanskyi, M. 2024 Thermal Impact on Heavy Metal Bioavailability in Burnt Rocks of Waste Heap of Chervonohradska Coal-preparation Plant (Lviv Region, Ukraine). *Geomatics and*

- Environmental Engineering 18 (1), 117–133.
<https://doi.org/10.7494/geom.2024.18.1.117>
33. Konanets R., Stepova K. 2024. Nonlinear Isotherm Adsorption Modelling for Copper Removal from Wastewater by Natural and Modified Clinoptilolite and Glauconite Chemistry and Chemical Technology, 18 (1), 94 – 102.
<https://doi.org/10.23939/chcht18.01.094>
34. Kopylov, V., Popovych, V., Shukel, I., Fitak, M., Koliadzhyn, I. 2023 Factors of environmental safety reduction on Styr River in the city of Lutsk (Ukraine). Ecological Engineering & Environmental Technology 24 (1), 233–246.
<https://doi.org/10.12912/27197050/155193>
35. Kumar, A., Das, S.K., Nainegali, L. et al. Phytostabilization of coal mine over burden waste rock dump slopes: current status, challenges, and perspectives. Bull Eng Geol Environ 82, 130 (2023). <https://doi.org/10.1007/s10064-023-03159-7>
36. Lermi, A., Sunkari, E.D. Pollution and probabilistic human health risk assessment of potentially toxic elements in the soil-water-plant system in the Bolkar mining district, Niğde, south-central Turkey. Environ Sci Pollut Res 30, 25080–25092 (2023).
<https://doi.org/10.1007/s11356-021-15398-w>
37. Lewińska-Preis, L., Szram, E., Fabiańska, M.J. et al. Selected ions and major and trace elements as contaminants in coal-waste dump water from the Lower and Upper Silesian Coal Basins (Poland). Int J Coal Sci Technol 8, 790–814 (2021).
<https://doi.org/10.1007/s40789-021-00421-9>
38. Lorena S. Miranda, Buddhi Wijesiri, Godwin A. Ayoko, Prasanna Egodawatta, Ashantha Goonetilleke, Water-sediment interactions and mobility of heavy metals in aquatic environments, Water Research, Volume 202, 2021, 117386,
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117386>
39. Luis Francisco Magni, Liliana Norma Castro, Alicia Elena Rendina, Evaluation of heavy metal contamination levels in river sediments and their risk to human health in urban areas: A case study in the Matanza-Riachuelo Basin, Argentina, Environmental Research, Volume 197, 2021, 110979,
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110979>

40. Mafimisebi P. Assessment of Water Pollution Around Waste Dumpsites in Bariga, Lagos, Nigeria. *Asian Journal of Basic Science & Research*. Volume 6, Issue 3, Pages 11-19, July-September 2024. <http://doi.org/10.38177/AJBSR.2024.6302>
41. Maideyi Meck, David Love, Benjamin Mapani, Zimbabwean mine dumps and their impacts on river water quality – a reconnaissance study, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, Volume 31, Issues 15–16, 2006, 797-803, <https://doi.org/10.1016/j.pce.2006.08.029>
42. Malovanyy M., Moroz O., Popovich V., Kopiy M., Tymchuk I., Sereda A., Krusir G., Soloviy Ch. 2021. The perspective of using the «open biological conveyor» method for purifying landfill filtrates. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 16(2021), 100611. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100611>
43. Mambou Ngueyep, L.L., Takougang Kingni, S., Ayiwouo Ngounouno, M. et al. The impact of gold mining exploitation on the physicochemical quality of water: case of Batouri (Cameroon). *Int J Energ Water Res* 5, 159–173 (2021). <https://doi.org/10.1007/s42108-020-00106-0>
44. Memet Varol, Environmental, ecological and health risks of trace metals in sediments of a large reservoir on the Euphrates River (Turkey), *Environmental Research*, Volume 187, 2020, 109664, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109664>
45. Minnaar, A. (2020). Water Pollution and Contamination from Gold Mines: Acid Mine Drainage in Gauteng Province, South Africa. In: Eman, K., Meško, G., Segato, L., Migliorini, M. (eds) *Water, Governance, and Crime Issues*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-44798-4_12
46. Mintaş OS, Simeanu C, Berchez O, Marele DC, Osiceanu AG, Rusu T. Impact of Red Sludge Dumps, Originating from Industrial Activity, on the Soil and Underground Water. *Water*. 2023; 15(5):898. <https://doi.org/10.3390/w15050898>
47. Mir Mohammad Ali, Saima Rahman, Md Saiful Islam, Md Refat Jahan Rakib, Shaharior Hossen, Md Zillur Rahman, Tapos Kormoker, Abubakr M. Idris, Khamphe Phoungthong, Distribution of heavy metals in water and sediment of an urban river in a developing country: A probabilistic risk assessment, *International Journal of*

Sediment Research, Volume 37, Issue 2, 2022, Pages 173-187,
<https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2021.09.002>

48. Modoi, O. C., Roba, C., Török, Z., & Ozunu, A. (2014). Environmental risks due to heavy metal pollution of water resulted from mining wastes in NW Romania. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 13(9)
49. Mohammad Amirul Islam, Biplob Das, Shamshad Begum Quraishi, Rahat Khan, Kamrun Naher, Syed Mohammad Hossain, Shanjib Karmaker, Shaikh Abdul Latif, Mohammad Belal Hossen, Heavy metal contamination and ecological risk assessment in water and sediments of the Halda river, Bangladesh: A natural fish breeding ground, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 160, 2020, 111649, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111649>
50. Moldovan, A., Török, A. I., Kovacs, E., Cadar, O., Mirea, I. C., & Micle, V. (2022). Metal contents and pollution indices assessment of surface water, soil, and sediment from the Arieș River Basin Mining Area, Romania. *Sustainability*, 14(13), 8024. <https://doi.org/10.3390/su14138024>
51. Muhammad Raznisyafiq Razak, Ahmad Zaharin Aris, Nurul Amirah Che Zakaria, Sze Yee Wee, Nur Afifah Hanun Ismail, Accumulation and risk assessment of heavy metals employing species sensitivity distributions in Linggi River, Negeri Sembilan, Malaysia, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 211, 2021, 111905, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111905>
52. Murarescu, O.; Radulescu, C.; Dulama, I.D.; Muratoreanu, G.; Pehoiu, G.; Stirbescu, R.M.; Bucurica, I.A.; Stanescu, S.G.; Ionescu, C.A.; Banica, A.L. Comprehensive Assessment of Tailing Dumps' Impact on Water Quality of Rivers, Lakes, and Wells from Mining Areas. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2022, 19, 14866. <https://doi.org/10.3390/ijerph192214866>
53. Nanda, S.P., Panda, B.P., Panigrahi, K.C.S. et al. Ecological risk assessment of heavy metals contaminated mining sites of eastern india using soil and moss. *Environ Monit Assess* 196, 1029 (2024). <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13166-0>
54. Nersesyan, A., Mišík, M., Cherkas, A., Serhiyenko, V., Staudinger, M., Holota, S., Yatskevych, O., Melnyk, S., Holzmann, K., & Knasmüller, S. (2021). Use of

micronucleus experiments for the detection of human cancer risks: a brief overview. Proceeding of the Shevchenko Scientific Society. Medical Sciences, 65(2). <https://doi.org/10.25040/ntsh2021.02.05>

55. Nii Korley Kortei, Marcus Ekow Heymann, Edward Ken Essuman, Fidelis Mawunyo Kpodo, Papa Toah Akonor, Sylvester Yao Lokpo, Nathaniel Owusu Boadi, Matilda Ayim-Akonor, Clement Tettey, Health risk assessment and levels of toxic metals in fishes (*Oreochromis nolticus* and *Clarias anguillaris*) from Ankobrah and Pra basins: Impact of illegal mining activities on food safety, Toxicology Reports, Volume 7, 2020, Pages 360-369, <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2020.02.011>

56. Obasi, P.N., Akudinobi, B.B. Potential health risk and levels of heavy metals in water resources of lead–zinc mining communities of Abakaliki, southeast Nigeria. Appl Water Sci 10, 184 (2020). <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01233-z>

57. Odnorih Z., Manko R., Malovanyy M., Soloviy K. (2020). Results of surface water quality monitoring of the western bug river Basin in Lviv Region. Journal of Ecological Engineering. 21(3), 18-26. <https://doi.org/10.12911/22998993/118303>

58. Ojekunle, O.Z., Awolokun, G.S., Olatunde, A.K. et al. Environmental and health hazards of heavy metal concentrations in Ota and Agbara industrial areas, Ogun State, Nigeria. Environ Earth Sci 82, 79 (2023). <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10742-w>

59. Oluranti Agboola, Damilola E. Babatunde, Ojo Sunday Isaac Fayomi, Emmanuel Rotimi Sadiku, Patricia Popoola, Lucey Moropeng, Abdulrazaq Yahaya, Onose Angela Mamudu, A review on the impact of mining operation: Monitoring, assessment and management, Results in Engineering, Volume 8, 2020, 100181, <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2020.100181>

60. Othmani, M.A., Souissi, F., Durães, N. et al. Assessment of metal pollution in a former mining area in the NW Tunisia: spatial distribution and fraction of Cd, Pb and Zn in soil. Environ Monit Assess 187, 523 (2015). <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4734-9>

61. Petlovanyi M., Medianyik V., Sai K., Malashkevych D., Popovych, V. 2021. Geomechanical Substantiation Of The Parameters For Coal Auger Mining In The

Protecting Pillars Of Mine Workings During Thin Seams Development. ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences, 16 (15), 1572-1582.

62. Petlovanyi M., Sai K., Malashkevych D., Popovych V., Khorolskyi A. Influence of waste rock dump placement on the geomechanical state of underground mine workings. 4th International Conference on Essays of Mining Science and Practice, RMGET 2022. 187693. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1156/1/012007>

63. Petrović M., Fiket Ž., Environmental damage caused by coal combustion residue disposal: A critical review of risk assessment methodologies, Chemosphere, Volume 299, 2022, 134410, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134410>

64. Popovych V., Gapalo A. Monitoring of Ground Forest Fire Impact on Heavy Metals Content in Edafic Horizons. (2021) Journal of Ecological Engineering, 22 (5), pp. 96-103. <https://doi.org/10.12911/22998993/135872>

65. Popovych V., Skrobala V., Tyndyk O., Kaspruk, O. Hydro-ecological monitoring of heavy metal pollution of water bodies in the Western Bug River basin within the mining-industrial region. *Mining of Mineral Deposits*. 2024. 18(4). 139-152. <https://doi.org/10.33271/mining18.04.139>

66. Popovych V., Voloshchyshyn, A. Features of temperature and humidity conditions of extinguishing waste heaps of coal mines in spring. (2019) News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Series of Geology and Technical Sciences, 4 (436), pp. 230-237. <https://doi.org/10.32014/2019.2518-170X.118>

67. Popovych V.V., Voloshchyshyn A.I., Tyndyk O.S., Menshykova O.V., Shuplat T.I., Bosak P.V. Monitoring of Heavy Metals Migration into Edaphic Horizons of Coal Mine Dumps. *Ecologia Balkanica*. 2022. 14(2). 63-74.

68. Portnov, V. S., Yurov, V. M., Maussymbayeva, A. D., Kassymov, S. S., & Zholmagambetov, N. R. (2016). Assessment of radiation risk at the population from pits, dumps and tailing dams of uranium mines. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 31(3), 205–211. <https://doi.org/10.1080/17480930.2016.1268801>

69. Prasad, B., Kumari, P., Bano, S. et al. Ground water quality evaluation near mining area and development of heavy metal pollution index. *Appl Water Sci* 4, 11–17 (2014). <https://doi.org/10.1007/s13201-013-0126-x>
70. Punia, A. Role of temperature, wind, and precipitation in heavy metal contamination at copper mines: a review. *Environ Sci Pollut Res* 28, 4056–4072 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11580-8>
71. Rafael Biscotto Davila, Mauricio Paulo Ferreira Fontes, Anderson Almeida Pacheco, Matheus da Silva Ferreira, Heavy metals in iron ore tailings and floodplain soils affected by the Samarco dam collapse in Brazil, *Science of The Total Environment*, Volume 709, 2020, 136151, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136151>
72. Rahmonov O, Czajka A, Nádudvari Á, Fajer M, Spórna T, Szypuła B. Soil and Vegetation Development on Coal-Waste Dump in Southern Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2022; 19(15):9167. <https://doi.org/10.3390/ijerph19159167>
73. Razo, I., Carrizales, L., Castro, J. et al. Arsenic and Heavy Metal Pollution of Soil, Water and Sediments in a Semi-Arid Climate Mining Area in Mexico. *Water, Air, & Soil Pollution* 152, 129–152 (2004). <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000015350.14520.c1>
74. Roquia Rizk, Tatjana Juzsakova, Manel Ben Ali, Mohamed Ali Rawash, Endre Domokos, Amor Hedfi, Mohammed Almalki, Fehmi Boufahja, Hesham M Shafik, Ákos Rédey, Comprehensive environmental assessment of heavy metal contamination of surface water, sediments and Nile Tilapia in Lake Nasser, Egypt, *Journal of King Saud University - Science*, Volume 34, Issue 1, 2022, 101748, <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101748>
75. Róžański Z., Wrona P., Pach G., Niewiadomski A. P., Markowska M., Wrona A., Frączek R., Balcarczyk L., Vaquero Quintana G., de Paz Ruiz D. (2022). Influence of water erosion on fire hazards in a coal waste dump — A case study. *Science of the Total Environment*. 834. 155350. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155350>

76. Sankhla, M. S., Kumari, M., Nandan, M., Kumar, R., & Agrawal, P. (2016). Heavy metals contamination in water and their hazardous effect on human health-a review. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci* (2016), 5(10), 759-766. <https://dx.doi.org/10.2139/ssrn.3428216>
77. Sasmaz, M., Uslu Senel, G. & Obek, E. Strontium accumulation by the terrestrial and aquatic plants affected by mining and municipal wastewaters (Elazig, Turkey). *Environ Geochem Health* 43, 2257–2270 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00629-9>
78. Serhiyenko V.A., Serhiyenko A.A. (2022). Ezetimibe and diabetes mellitus: a new strategy for lowering cholesterol. *Miznarodnij Endokrinologicnij Zurnal*, 18, (5), 302-314. <https://doi.org/10.22141/2224-0721.18.5.2022.1190>
79. Serhiyenko, V., & Serhiyenko, O. (2021). Diabetes mellitus and arterial hypertension. *International Journal Of Endocrinology (Ukraine)*, 17(2), 175–188. <https://doi.org/10.22141/2224-0721.17.2.2021.230573>
80. Serhiyenko, V., Holzmann, K., Holota, S., Derkach, Z., Nersesyan, A., Melnyk, S., Chernysh, O., Yatskevych, O., Mišík, M., Bubalo, V., Strilbytska, O., Vatsaba, B., Lushchak, O., Knasmüller, S., & Cherkas, A. (2022). An exploratory study of physiological and biochemical parameters to identify simple, robust and relevant biomarkers for therapeutic interventions for PTSD: study rationale, key elements of design and a context of war in Ukraine. *Proceeding of the Shevchenko Scientific Society. Medical Sciences*, 69(2). <https://doi.org/10.25040/ntsh2022.02.14>
81. Shmandiy V. Bezdeneznyh L., Kharlamova O., Svjatenko A., Malovanyy M., Petrushka K., Polyuzhyn I. 2017. Methods of salt content stabilization in circulating water supply systems. *Chemistry & Chemical Technology*. 11(2), 242-246. <https://doi.org/10.23939/chcht11.02.242>
82. Siddiqua, A., Hahladakis, J.N. & Al-Attiya, W.A.K.A. An overview of the environmental pollution and health effects associated with waste landfilling and open dumping. *Environ Sci Pollut Res* 29, 58514–58536 (2022). <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21578-z>

83. Singh, A., Sharma, A., Verma, R. K., Chopade, R. L., Pandit, P. P., Nagar, V., ... & Sankhla, M. S. (2022). Heavy metal contamination of water and their toxic effect on living organisms. In *The toxicity of environmental pollutants*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.105075>
84. Skrobala V., Popovych V., Tyndyk O., Voloshchyshyn A. Chemical pollution peculiarities of the Nadiya mine rock dumps in the Chervonohrad Mining District, Ukraine. *Mining of Mineral Deposits*. 2022. 16(4). 71-79. <https://doi.org/10.33271/mining16.04.071>
85. Skrobala, V.M., Skyba, T.K., Popovych, V.V. 2024. Ecological features of formation of landfill vegetation in Lviv region (Ukraine). *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. 6. 86-93. <https://doi.org/10.33271/nvngu/2024-6/086>
86. Skrobala, V., Popovych, V., & Pinder, V. (2020). Ecological patterns for vegetation cover formation in the mining waste dumps of the Lviv-Volyn coal basin. *Mining of Mineral Deposits*, 14(2), 119-127. <https://doi.org/10.33271/mining14.02.119>
87. Stepova K., Sysa L., Kontsur A., Myakush O. 2020. Adsorption of copper ions by microwave treated bentonite. *Physics and Chemistry of Solid State*, 21 (3), 537 – 544. <https://doi.org/10.15330/PCSS.21.3.537-544>
88. Sysa L.V., Stepova K.V., Petrova M.A., Kontsur A.Z. 2019. Microwave-treated bentonite for removal of lead from wastewater. *Voprosy Khimii i Khimicheskoi Tekhnologii*, 5, 126 – 134. <https://doi.org/10.32434/0321-4095-2019-126-5-126-134>
89. Taslima, K., Al-Emran, M., Rahman, M. S., Hasan, J., Ferdous, Z., Rohani, M. F., Shahjahan, M. 2022 Impacts of heavy metals on early development, growth and reproduction of fish – A review. *Toxicology Reports* 9, 858–868, <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2022.04.013>
90. Thinova L., Bican R., Fronka A., Johnova K., Solc J., Vosahlik J. Radon concentration in the area of waste rock dumps, broad, cr—case study, *Radiation Protection Dosimetry*, Volume 177, Issue 1-2, November 2017, Pages 149–154. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncx142>

91. Tiwari, A.K., Singh, P.K. & Mahato, M.K. Assessment of Metal Contamination in the Mine Water of the West Bokaro Coalfield, India. *Mine Water Environ* 36, 532–541 (2017). <https://doi.org/10.1007/s10230-017-0440-x>
92. Tsalidis G.A., Panteleaki Tourkodimitri K., Mitko K., Gzyl G., Skalny A., Posada J.A., Xevgenos D. (2022). Assessing the environmental performance of a novel coal mine brine treatment technique: A case in Poland. 358. 131973. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131973>
93. Tyndyk, O., Popovych, V., Sai, K., Petlovanyi, M. Natural phytomelioration of the coastal water zone of man-made reservoirs in mining areas. *E3S Web of Conf.* 2024. Vol. 526. 01005. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202452601005>
94. Ulaganathan Arisekar, Robinson Jeya Shakila, Rajendren Shalini, Geevartnam Jeyasekaran, Muruganantham Keerthana, Natarajan Arumugam, Abdulrahman I. Almansour, Karthikeyan Perumal, Distribution and ecological risk assessment of heavy metals using geochemical normalization factors in the aquatic sediments, *Chemosphere*, Volume 294, 2022, 133708, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133708>
95. Vinod Kumar, Anket Sharma, Shevita Pandita, Renu Bhardwaj, Ashwani Kumar Thukral, Artemi Cerda, A review of ecological risk assessment and associated health risks with heavy metals in sediment from India, *International Journal of Sediment Research*, Volume 35, Issue 5, 2020, Pages 516-526, <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.03.012>
96. Yurasov S. M., Safranov T. A., Chugai A. V. 2012. Assessment of natural water quality. Odesa: Odesa State University Publishing House. 168.
97. Zhang, Q., Wang, C. Natural and Human Factors Affect the Distribution of Soil Heavy Metal Pollution: a Review. *Water Air Soil Pollut* 231, 350 (2020). <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04728-2>
98. Андрусишина І. М., Голуб І. О., Лампека О. Г. Еколого-гігієнічна оцінка навантаження важкими металами довкілля м. Києва в системі сніг-вода-ґрунт. *Екологічна безпека та природокористування*, № 2 (18), 2015. 59-65.

99. Баранов В. І., Книш І. М., Блайда І. А., Ващук С. П., Гавриляк М. С. Очерет звичайний – фіторемедіант важких металів у дренажних канавах породних відвалів вугільних шахт. Біологічні Студії / Studia Biologica, 2012, Том 6/№1, С. 93–100.
100. Білявський Ю. А. Особливості накопичення важких металів їстівними грибами. *Збірник наук. пр. Ін-т біоенергетичних культур і цукрових буряків*. 2013. № 17, т. 2. С. 303–309.
101. Бойко М.Ф. Ботаніка. Систематика несудинних рослин. Київ: Ліра-К, 2013. 276.
102. Босак П. В., Тиндик О. С., Попович В. В. Вплив підтериконових стічних вод гірничопромислових комплексів на довкілля. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. : VII Міжнар. конгр., м. Київ, 12–14 жовтня 2022 р. Київ, 2022. С. 54.*
103. Врадій О. І. 2019. Оцінка інтенсивності забруднення їстівних грибів важкими металами в умовах Лісостепу Правобережного України. Сільське господарство та лісівництво. 12. 244-254.
104. Врадій О. І., Міщенко Б. Д. 2018. Моніторинг забруднення важкими металами їстівних грибів в умовах Правобережного Лісостепу України. Вісник Уманського національного університету садівництва. 1. 96-99. <https://doi.org/10.31395/2310-0478-2018-1-96-99>
105. Гололобова О. О., Толстякова В. В. 2018. Екологічна оцінка компонентів екосистеми ставку с. Бобрівка Харківського району Харківської області. Людина та довкілля. Проблеми неоекології. № 1-2 (29). 81-91.
106. Данилик Р. М. (2006). Декоративні властивості гідрофільних рослин, перспективних для озеленення водних екосистем урбанізованих територій. Науковий вісник НЛТУ України, 16 (4), 200-204.
107. Демура В.І., Готвянська В.О., Павличенко А.В. 2013. Розподіл та накопичення важких металів в рослинах та ґрунтах на територіях розміщення відходів вуглевидобутку. Геотехнічна механіка. 111. 23-29.

108. Електронний ресурс. – Режим доступу: <https://wf.com.ua/korop-opys-povedinka-ratsion-mistse-prozhyvannia-v-ukraini>
109. Електронний ресурс. – Режим доступу: https://www.meteoblue.com/uk/weather/historyclimate/weatherarchive/chervonohrad_ukraine_710554?fcstlength=1y&year=2023&month=7
110. Електронний ресурс. – Режим доступу: <https://www.undp.org/uk/ukraine/tsilistaloho-rozvytku/clean-water-and-sanitation>
111. Зерова М. Я. Визначник грибів України / М. Я. Зерова, П. Є. Сосін, Г. Л. Роженко // Базидіоміцети. – Т. 5, кн. 2. – К. : Наук. думка, 1979.
112. Кириєнко, П., Бетін, О., Захарченко, М., Лобов, С., & Мсаллам, К. (2023). Дослідження технологій вилучення важких металів із промислових стічних вод. Екологічна безпека та природокористування, 46(2), 54–65. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2023.2.54-65>
113. Копій М. Л. Вплив сукцесійних процесів на відтворення порушених земель в межах Яворівського сірчаного кар'єру Львівської області. Науковий вісник НЛТУ України. 2018, т. 28, № 8. С. 45–50.
114. Корольчук О.В., Вітряк О.П., Решетняк Л.Р. 2020. Базидіальні гриби як індикатори забруднення природної екосистеми. Проблеми екологічної біотехнології. 1-2. <https://doi.org/10.18372/2306-6407.1-2.16009>
115. Кофанов В. І., Огняник М. С. 2008. Нормативно-методичне забезпечення визначення якості води при оцінці впливу на навколишнє середовище. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. №4. 15-23.
116. Кучерявий В. П. 2000. Фітомеліорація. Львів: Світ. 520.
117. Липська А. І., Желтоножський В. О., Ніколаєв В. І., Шитюк В. А., Куліч Н. В. 2013. Особливості міграції техногенних радіонуклідів у ґрунтово-рослинних комплексах ближньої зони відчуження ЧАЕС. Наукові праці. Техногенна безпека. 198(210). 40-44.
118. Мазепа В. Г., Криницький Г. Т., & Леонтьяк Г. П. (2009). Наслідки впливу змін клімату та атмосферного забруднення на радіальний приріст сосняків в

умовах Малого Полісся України. Науковий вісник НЛТУ України , 19 (15), 56-63.

119. Мартенюк Г.М., Герасимчук Л.О., Валерко Р.А., Гладич Н.О. 2021. Забруднення важкими металами їстівних грибів роду *Pleurotus* у межах селітебних територій. Екологічні науки № 3(36). 171-174.
<https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.3-36.28>

120. Міронова Н. Г. (2013). Рослинність техногенного озера Голубе (мале Полісся). Науковий вісник НЛТУ України , 23 (5), 328-333.

121. Міронова Н. Г. Техногенні озера Малого Полісся : монографія. Хмельницький, 2014. 260 с.

122. Моніторинг довкілля: підручник / [Боголюбов В.М., Клименко М.О., Мокін В. Б. та ін.]; за ред. проф. В.М. Боголюбова. Вид. 2-ге, переробл. і доповн. – Київ: НУБіПУ, 2018. – 435 с.

123. Онисковець М. Я., Снітинський В. В. 2012. Вплив свинцю на імунобіологічні показники *Cyprinus carpio* L. Біологія тварин, т. 14, № 1–2. 546-550.

124. Разанов С.Ф., Гетман Н.Я., Врадій О.І., Коруняк О.П. 2022. Зміна концентрації важких металів у грибах за їх консервування. Сільське господарство та лісівництво. 26. 205-215.

125. Самохвалова В.Л., Фатєєв А.І., Ворон В.П , Лучникова Є.В. 2009. Моніторинг забруднення снігового покриву важкими металами в зонах сталих аеротехногенних емісій забруднювачів. Наук. Вісник Ужгород. ун-ту. (Сер. Біол.), Вип. 26. 111-121.

126. Тиндик О. С. Екологічна безпека підтериконових стічних вод. *Відновлення довкілля України внаслідок збройної агресії росії : зб. тез доп. Круглого столу*, м. Львів, 17 берез. 2023 р. Львів, 2023. С. 87–88.

127. Тиндик О. С., Босак П. В., Попович В.В. Техногенне забруднення водних екосистем в зоні впливу териконів вугільних шахт. *Science, education and society: trends, challenges, prospects : International scientific-practical conference*, м. Aarhus, 7 вересня 2024 р. Aarhus, 2024. С. 28–31.

128. Тиндик О. С., Піндер В. Ф., Попович В. В. Чинники техногенного забруднення ріки Західний Буг. *Актуальні проблеми пожежної безпеки та запобігання надзвичайним ситуаціям в умовах сьогодення* : Зб. наук. пр. Всеукр. науково-практ. конф. з міжнар. участю, м. Львів. 2022. С. 191–193.
129. Тиндик О. С., Попович В. В., Коваль Н. Я., Скробала В. М. Вміст важких металів у гідрографічній мережі гірничопромислового району. *Екологічна безпека в умовах війни* : зб. тез доп. V Міжнар. науково-практ. конференції, м. Львів, 21 листопада 2024 р. Львів, 2024. С. 97–98.
130. Франчук Г. М. Методика оцінки хімічного забруднення атмосферного повітря на основі аналізу стану атмосферних опадів в зоні аеропорту / Г. М. Франчук, Л. С. Кіпніс, С. М. Маджд // *Наука і молодь* : зб. наук. праць. – К.: НАУ, 2003. – С. 254–257.
131. Щупаківський Я. Б. (2007). Еколого-біологічні умови формування рослинності берегової зони техногенних водойм гірничопромислових підприємств. *Науковий вісник НЛТУ України* , 17 (4), 90-94.
132. Щупаківський Я. Б. (2007). Характеристика рослинності берегової зони техногенних водойм колишніх сірчаних кар'єрів. *Науковий вісник НЛТУ України* , 17 (8), 35-38.
133. Юрасов С.М., Кур'янова С.О., Юрасов М.С. Комплексна оцінка якості вод за різними методиками та шляхи її вдосконалення // *Український гідрометеорологічний журнал*, 2009, №5. С. 42-53.

ДОДАТКИ

Додаток А. Акти впровадження результатів досліджень

ЗАТВЕРДЖУЮ
 Ректор університету із навчально-методичної
 роботи Львівського державного університету
 безпеки життєдіяльності,
 кандидат технічних наук, доцент
 полковник служби цивільного захисту
 Олександр ПРИДАТКО
 2025 року

АКТ

про впровадження результатів дисертаційного дослідження
 ад'юнкта кафедри екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки
 життєдіяльності Тиндика Олега Стефановича
 у навчальний процес Львівського державного університету безпеки життєдіяльності

Комісія у складі:

голови – заступника начальника факультету цивільного захисту, к.ф.-м.н., доцента,
 полковника служби цивільного захисту Меньшикової О. В.;

членів: завідувача кафедри екологічної безпеки д.с-г.н., професора Кузика А. Д.; доцента
 кафедри екологічної безпеки к.т.н. Хром'як У. В. встановила, що результати дисертаційного
 дослідження Тиндика О. С. на тему: «Екологічна безпека техногенних водойм
 гірничопромислових комплексів» впроваджені під час викладання таких дисциплін в Університеті
 на кафедрі екологічної безпеки:

– змістовного модулю № 3 “Практичні аспекти рекультивації порушених територій”
 тема 3.5. “Практичні аспекти ревіталізації порушених територій” з дисципліни “Рекультивація
 земель” за спеціальністю 101 “Екологія”;

– змістового модулю № 2. “Біомоніторинг забруднення ґрунтів і водного середовища”
 лекція № 15: “Біомоніторинг забруднення ґрунтів і водного середовища” з дисципліни
 “Моніторинг довкілля” за спеціальністю 101 “Екологія”;

– змістового модулю № 2. “Технології і методи очищення стічних вод” лекція № 6:
 “Хімічні методи очищення стічних вод” з дисципліни “Теоретичні основи очищення стічних
 вод” за спеціальністю 101 “Екологія”;

Результати дисертаційного дослідження використані в лекційних курсах зазначених
 навчальних дисциплін при викладенні теоретичних та методичних підходів щодо
 прогнозування динамічних тенденцій, охорона і відновлення компонентів екосистеми, їх
 взаємозв'язків з екологічними умовами, зокрема за рівнем хімічного забруднення води у зоні
 впливу гірничопромислових комплексів.

Голова комісії:

Заступник начальника факультету
 з навчально-наукової роботи
 факультету цивільного захисту,
 к.ф.-м.н., доцент
 полковник служби цивільного захисту

 Ольга МЕНЬШИКОВА

Члени комісії:

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

 Андрій КУЗИК

Доцент кафедри екологічної безпеки,
 к.т.н.

 Уляна ХРОМ'ЯК

ЗАТВЕРДЖУЮ:

Директор ВП «Шахта «Межирічанська»

«___» _____ 2025 року Андрій ТРУШ

«___»

АКТ

впровадження результатів дисертаційних досліджень аспіранта кафедри екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності

ТИНДИКА Олега Стефановича на тему:

«Екологічна безпека техногенних водойм гірничопромислових комплексів»

Комісія у складі: Василя БОЙКА – в.о. головного інженера, Світлани МЕЛЬНИК – провідного інженера з охорони навколишнього середовища Володимира СМЕРЕЧАНСЬКОГО – в.о. начальника технологічного комплексу, склала цей акт та стверджує, що результати досліджень аспіранта Тиндика О. С. впроваджені у практичну діяльність ВП «Шахта «Межирічанська». Зокрема, результати досліджень рівня хімічного забруднення води рік і водойм в межах Червоноградського гірничопромислового району враховані у аналізі екологічної безпеки регіону. Встановлені основні чинники зниження регіональної екологічної безпеки.

Дані щодо погіршення екологічного стану водних об'єктів, що пов'язано із зростанням концентрації Mn, Ni, Cd, Pb, у порівнянні з гранично допустимою концентрацією, можуть бути використані під час розробки стратегії екологічної безпеки гірничодобувного регіону.

Голова комісії:

В.о. головного інженера

Василь БОЙКО

Члени комісії:

Провідний інженер
з охорони навколишнього
середовища

Світлана МЕЛЬНИК

В.о. начальника
технологічного комплексу

Володимир СМЕРЕЧАНСЬКИЙ

ЗАТВЕРДЖУЮ:

Начальник ВП «Червоноградське
Спецуправління з гасіння териконів та
рекультивациі земель»

Ігор КУПРОВСЬКИЙ

« » 2025 року

АКТ

впровадження результатів дисертаційних досліджень аспіранта кафедри
екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки
життєдіяльності ТИНДИКА Олега Стефановича на тему:
«Екологічна безпека техногенних водойм гірничопромислових комплексів»

Комісія у складі: Олексія МУЖИКА – головного інженера, Тетяни МЕДВЕДЄВОЇ – начальника дільниці формування породних плоских відвалів, склала цей акт та стверджує, що результати досліджень аспіранта Тиндика О. С. впроваджені у практичну діяльність ВП «Червоноградське Спецуправління з гасіння териконів та рекультивациі земель».

Зокрема, результати досліджень рівня хімічного забруднення породи в межах Червоноградського гірничопромислового району враховані у аналізі пожежної та техногенної безпеки породних відвалів.

Встановлені основний видовий склад рослинності, який приймає участь у природній фітомеліорації породних відвалів та прибережно-водної зони техногенних водойм. Наведено основні лісоутворюючі породи, які можуть бути використані підчас рекультивациі породних відвалів.

Наведено практичні рекомендації щодо підвищення рівня екологічної безпеки регіону та зниження рівня пожежної небезпеки породних відвалів.

Голова комісії:



Олексій МУЖИК

Члени комісії:



Тетяна МЕДВЕДЄВА

Додаток Б. Протоколи вимірювань вмісту важких металів



ЛЬВІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ МЕДИЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
імені ДАНИЛА ГАЛИЦЬКОГО
ЛАБОРАТОРІЯ ПРОМИСЛОВОЇ ТОКСИКОЛОГІЇ
Україна, 79010, м. Львів, вул. Пекарська 69, т. (032) 260-09-06

Свідоцтво № РЛ 068/22 від 01.12.2022 р. про відповідність системи керування
вимірюваннями відповідно до ДСТУ ISO 10012:2005



ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідуюча лабораторією

С. н. сп. д. біол. н. Тетяна ЗАЗУЛЯК.

02» 08 2023 р.

Протокол випробувань № 8/3 від 02.08.2023 р.

1. Об'єкт випробувань:

- №1 - мох (м. Великі Мости)
- №2 — мох (р. Західний Буг)
- №3 — мох (р. Рата)
- №4 — очерет (Шахта Межирічанська)
- №5 — очерет (м. Великі Мости)
- №6 — очерет (р. Західний Буг)
- №7 — очерет (р. Рата)
- №8 - риба

2. Замовник: ФО Тиндик О.С.

3. Дата одержання зразків для випробувань: 03.07.2023 р.

4. Термін проведення випробувань: 03.07.2023 р. - 02.08.2023 р.

5. Умови довкілля під час проведення випробувань:

- температура повітря ; + 20°C - +21°C
- вологість повітря: 62%— 68%

6. Засоби вимірювальної техніки при проведенні випробувань:-

- ваги лабораторні електронні ТВЕ-1-0,01(свідоцтво про калібрування № КЛІМ 978 від 26.12.2022 р.)
- спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115. М1 (сертифікат калібрування № UA/37/221219/001359 від 19.12.2022 р.)

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань № 8/3	сторінка 1/2

7. Мета досліджень: визначення вмісту токсичних елементів

Назви показників, од. виміру	Виміряні величини				Метод визначення	Невизначеність вимірювань
	№1	№2	№3	№4		
Мідь, мг/кг	3,06	<0,01	0,17	10,28	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$
Свинець, мг/кг	0,65	0,35	0,12	0,76	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$
Кадмій, мг/кг	0,112	0,113	0,135	0,051	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$
Цинк, мг/кг	6,96	0,695	2,345	6,52	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$
Хром, мг/кг	0,75	0,48	0,62	0,51	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$
Кобальт, мг/кг	0,425	0,051	<0,01	<0,01	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$
Марганець, мг/кг	4,69	0,34	22,30	46,04	МВ 1.15-02010793	$U = 18 \%$
Нікель, мг/кг	0,93	0,51	0,20	3,32	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$

Назви показників, од. виміру	Виміряні величини				Метод визначення	Невизначеність вимірювань
	№5	№6	№7	№8		
Мідь, мг/кг	0,73	0,56	0,35	0,29	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$
Свинець, мг/кг	0,24	1,26	1,30	0,04	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$
Кадмій, мг/дм ³	<0,02	<0,02	<0,02	0,083	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$
Цинк, мг/кг	5,17	6,09	2,76	6,62	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$
Хром, мг/кг	0,33	0,35	0,22	0,35	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$
Кобальт, мг/кг	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$
Марганець, мг/кг	20,655	14,56	24,035	<0,01	МВ 1.15-02010793	$U = 18 \%$
Нікель, мг/кг	0,12	0,10	0,08	0,36	ДСТУ EN 14082	$U = 18 \%$

Відповідальний виконавець, с.н.с.

н.с.

Олександр КОЛІНКОВСЬКИЙ



Оксана КЛИМОВИЧ

02.08.2023 р.

Результати випробувань стосуються тільки зразків, підданих випробуванням.
Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань № 8/3	сторінка 2/2



ЛЬВІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ МЕДИЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
імені ДАНИЛА ГАЛИЦЬКОГО
ЛАБОРАТОРІЯ ПРОМИСЛОВОЇ ТОКСИКОЛОГІЇ
 Україна, 79010, м.Львів, вул.Пекарська 69, т.(032) 260-09-06

Свідомство № РЛ 068/22 від 01.12.2022 р. про відповідність системи керування
 вимірюваннями відповідно до ДСТУ ISO 10012:2005



2023 р.

Протокол випробувань № 1/3 від 07.03.2023 р.

1. Об'єкт випробувань:

- вода №1 - місце забору: Межиріччя, канава
- вода №2 - місце забору: Межиріччя, калюжа
- вода №3 - місце забору: р. Рата
- вода №4 - місце забору: р. Західний Буг
- вода №5 - місце забору: р. Рата, м. Великі Мости

2. Замовник: ФО Тиндик О.С.

3. Дата одержання зразків для випробувань: 24.02.2023 р.

4. Термін проведення випробувань: 24.02.2023 р. - 07.03.2023 р.

5. Умови довкілля під час проведення випробувань:

- температура повітря ; + 19°C - +21°C
- вологість повітря: 58%– 72%

6. Засоби вимірювальної техніки при проведенні випробувань:-

- ваги лабораторні електронні ТВЕ-1-0,01(свідомство про калібрування № КЛМ 978 від 26.12.2022 р.)
- спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115. М1 (сертифікат калібрування № UA/37/221219/001359 від 19.12.2022 р.)

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань №1/3	сторінка 1/2

7. Мета досліджень: визначення вмісту токсичних елементів

№ п/ п	Назви показників, од. виміру	Виміряні величини					Метод визначення	Невизначеність вимірювань
		№1	№2	№3	№4	№5		
1.	Мідь, мг/дм ³	<0,001	0,004	0,003	0,002	0,002	ISO 8288	$U = 18 \%$
2.	Свинець, мг/дм ³	0,012	0,01	0,01	0,025	0,012	ISO 8288	$U = 18 \%$
3.	Кадмій, мг/дм ³	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	ISO 8288	$U = 18 \%$
4.	Цинк, мг/дм ³	0,045	0,042	0,004	0,003	0,003	ISO 8288	$U = 18 \%$
5.	Хром, мг/дм ³	0,010	0,014	0,01	0,014	0,012	ISO 9174	$U = 18 \%$
6.	Кобальт, мг/дм ³	0,008	0,017	0,013	0,007	0,007	ISO 8288	$U = 18 \%$
7.	Марганець, мг/дм ³	15,70	21,40	0,11	0,01	0,04	ISO 7627	$U = 18 \%$
8.	Нікель, мг/дм ³	0,23	0,21	0,005	0,002	0,007	ISO 8288	$U = 18 \%$
9.	Стронцій, мг/дм ³	0,004	0,002	0,006	0,005	0,008	МВ 1.3- 02010793	$U = 18 \%$

Відповідальний виконавець, с.н.с.
н.с.

 Олександр КОЛІНКОВСЬКИЙ
Оксана КЛИМОВИЧ

07.03.2023 р.

Результати випробувань стосуються тільки зразків, підданих випробуванням.
Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань №1/3	сторінка 2/2



ЛЬВІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ МЕДИЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
імені ДАНИЛА ГАЛИЦЬКОГО
ЛАБОРАТОРІЯ ПРОМИСЛОВОЇ ТОКСИКОЛОГІЇ
Україна, 79010, м. Львів, вул. Пекарська 69, т. (032) 260-09-06

Свідоцтво № РЛ 068/22 від 01.12.2022 р. про відповідність системи керування
вимірюваннями відповідно до ДСТУ ISO 10012:2005



ТВЕРДЖУЮ

завідуюча лабораторією

ст. біол. н. Тетяна ЗАЗУЛЯК.

05 2023 р.

Протокол випробувань № 6/3 від 09.05.2023 р.

1. Об'єкт випробувань:

- вода №1 - місце забору: Межиріччя, калюжа
- вода №2 - місце забору: Межиріччя, радіація 0,14-0,19
- вода №3 - місце забору: р. Рата, радіація 0,11-0,13, пристрій SOEKS
- вода №4 - місце забору: р. Західний Буг, 0,1
- вода №5 - місце забору: р. Рата, м. Великі Мости, радіація 0,11

2. Замовник: ФО Тиндик О.С.

3. Дата одержання зразків для випробувань: 25.04.2023 р.

4. Термін проведення випробувань: 25.04.2023 р. - 09.05.2023 р.

5. Умови довкілля під час проведення випробувань:

- температура повітря ; + 19°C - +20°C
- вологість повітря: 62%– 68%

6. Засоби вимірювальної техніки при проведенні випробувань:-

- ваги лабораторні електронні ТВЕ-1-0,01(свідоцтво про калібрування № КЛІМ 978 від 26.12.2022 р.)
- спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115. М1 (сертифікат калібрування № UA/37/221219/001359 від 19.12.2022 р.)

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань № 6/3	сторінка 1/2

7. Мета досліджень: визначення вмісту токсичних елементів

№ п/ п	Назви показників, од. виміру	Виміряні величини					Метод визначення	Невизначеність вимірювань
		№1	№2	№3	№4	№5		
1.	Мідь, мг/дм ³	0,029	0,026	<0,001	0,002	0,002	ISO 8288	$U = 18 \%$
2.	Свинець, мг/дм ³	0,042	0,046	0,037	0,036	0,038	ISO 8288	$U = 18 \%$
3.	Кадмій, мг/дм ³	0,019	0,016	0,002	0,003	0,002	ISO 8288	$U = 18 \%$
4.	Цинк, мг/дм ³	0,062	0,062	0,014	0,006	0,007	ISO 8288	$U = 18 \%$
5.	Хром, мг/дм ³	0,002	0,003	0,002	0,002	0,002	ISO 9174	$U = 18 \%$
6.	Кобальт, мг/дм ³	0,060	0,062	0,016	0,016	0,015	ISO 8288	$U = 18 \%$
7.	Марганець, мг/дм ³	326,70	203,35	8,35	0,12	0,59	ISO 7627	$U = 18 \%$
8.	Нікель, мг/дм ³	6,75	4,31	0,17	0,09	0,13	ISO 8288	$U = 18 \%$
9.	Стронцій, мг/дм ³	0,08	0,10	0,09	0,05	0,12	МВ 1.3- 02010793	$U = 18 \%$

Відповідальний виконавець, с.н.с.

н.с.

Олександр КОЛІНКОВСЬКИЙ

 Оксана КЛИМОВИЧ

09.05.2023 р.

Результати випробувань стосуються тільки зразків, підданих випробуванням.

Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань № 6/3	сторінка 2/2

Міністерство охорони здоров'я України
Державна установа «Львівський обласний центр
контролю та профілактики хвороб
Міністерства охорони здоров'я України»
найменування закладу

Код форми за ЗКУД
Код закладу за ЗКПО

МЕДИЧНА ДОКУМЕНТАЦІЯ
Форма №325/о
Затверджена наказом МОЗ України 11.07.2000р. №160

ПРОТОКОЛ № 143

дослідження води поверхневих водоймищ,
прибережних зон морів і стічних вод
від «14» листопада 2022 р.

Найменування джерела вода з річки

Місце відбору проби Річка Західний Буг

Дата і час відбору проби 01. 11.22р. 10⁰⁰

Температура води в градусах С⁰ -

ЗАПАХ:

інтенсивність у балах -

характер (описати) -

поріг зникнення (в розведенні) -

Кольоровість в градусах -

Колір (описати) -

Поріг зникнення кольору (в розведенні) -

Мутність, осад (описати) -

Прозорість - см

Плаваючі домішки, плівки -

Зважені речовини - мг/дм³

РН -

Розчинений кисень - мгО₂/дм³

БСК-5 - мгО₂/дм³

БСКповне(20) - мгО₂/дм³

Окисність - мгО₂/дм³

ХСК - мгО₂/дм³

Лужність - мгО₂/дм³

Кислотність - мг-екв

Загальна жорсткість - мг-екв/дм³

Сухий залишок - мг/дм³

Кальцій - мг/дм³

Магній - мг/дм³

Залізо	-	мг/дм ³
Хлориди	-	мг/дм ³
Сульфати	-	мг/дм ³
Азот	-	
аміака (по N) -		мг/дм ³
нітритів по NO ₂) -		мг/дм ³
нітратів (по NO ₃) -		мг/дм ³
Фтор	-	мг/дм ³

СПЕЦИФІЧНІ РЕЧОВИНИ,
характерні для місцевих умов

СПАР (синтетичні поверхнево-активні речовини)	-	мг/дм ³
Нафтопродукти	-	мг/дм ³
Феноли	-	мг/дм ³
Ціаніди	-	мг/дм ³
Мідь	0.06	мг/дм ³
Свинець	0.0075	мг/дм ³
Цинк	0.13	мг/дм ³
Хром трьохвалентний	<0.025	мг/дм ³
Хром шестивалентний	-	мг/дм ³
Інші (мг/дм ³)	кадмій – 0.0019, нікель – 0.01, кобальт – 0.0064, марганець – 0.23, стронцій – 0.70	

НТД на методи дослідження: ISO 8288. «Унифицированные методы исследования качества вод», 1983

Підпис особи, що проводила дослідження

Висновки лікаря



М. П. Г. (М. П. Г. 05.05.2019)



Завідуючий відділенням

Годанець
(підпис)

А. І. І.

Міністерство охорони здоров'я України
Державна установа «Львівський обласний центр
контролю та профілактики хвороб
Міністерства охорони здоров'я України»
найменування закладу

Код форми за ЗКУД
Код закладу за ЗКНО

МЕДИЧНА ДОКУМЕНТАЦІЯ
Форма №325/о
Затверджена наказом МОЗ України 11.07.2000р. №160

ПРОТОКОЛ № 142

дослідження води поверхневих водоймищ,
прибережних зон морів і стічних вод
від «14» листопада 2022 р.

Найменування джерела вода з річки

Місце відбору проби Річка Рата

Дата і час відбору проби 01.11.22р. 10⁰⁰

Температура води в градусах С⁰ -

ЗАПАХ:

інтенсивність у балах -

характер (описати) -

поріг зникнення (в розведенні) -

Кольоровість в градусах -

Колір (описати) -

Поріг зникнення кольору (в розведенні) -

Мутність, осад (описати) -

Прозорість - см

Плаваючі домішки, плівки -

Зважені речовини - мг/дм³

РН -

Розчинений кисень - мгО₂/дм³

БСК-5 - мгО₂/дм³

БСКповне(20) - мгО₂/дм³

Окисність - мгО₂/дм³

ХСК - мгО₂/дм³

Лужність - мгО₂/дм³

Кислотність - мг-екв

Загальна жорсткість - мг-екв/дм³

Сухий залишок - мг/дм³

Кальцій - мг/дм³

Магній - мг/дм³

Залізо	-	мг/дм ³
Хлориди	-	мг/дм ³
Сульфати	-	мг/дм ³
Азот	-	
аміака (по N) -		мг/дм ³
нітритів по NO ₂ -		мг/дм ³
нітратів (по NO ₃) -		мг/дм ³
Фтор	-	мг/дм ³

СПЕЦИФІЧНІ РЕЧОВИНИ,
характерні для місцевих умов

СПАР (синтетичні поверхнево-активні речовини)	-	мг/дм ³
Нафтопродукти	-	мг/дм ³
Феноли	-	мг/дм ³
Ціаніди	-	мг/дм ³
Мідь	0,0039	мг/дм ³
Свинець	0,005	мг/дм ³
Цинк	0,08	мг/дм ³
Хром трьохвалентний	<0,025	мг/дм ³
Хром шестивалентний	-	мг/дм ³
Інші (мг/дм ³)	кадмій – 0,0017, нікель – <0,005, кобальт – <0,005, марганець – 0,011, стронцій – 0,74	

НТД на методи дослідження: ISO 8288, «Унифицированные методы исследования качества вод», 1983

Підпис особи, що проводила дослідження
Висновки лікаря

А.М.М. (Підпис) А.М.



Завідуючий відділенням

Годанець
(підпис)

А.М.М.

Міністерство охорони здоров'я України
Державна установа «Львівський обласний центр
контролю та профілактики хвороб
Міністерства охорони здоров'я України»
найменування закладу

Код форми за ЗКУД
Код закладу за ЗКІЮ

МЕДИЧНА ДОКУМЕНТАЦІЯ
Форма №325/о
Затверджена наказом МОЗ України 11.07.2000р. №160

ПРОТОКОЛ № 141
дослідження води поверхневих водоймищ,
прибережних зон морів і стічних вод
від «14» листопада 2022 р.

Найменування джерела вода з калюжі
Місце відбору проби Біля терикону
Дата і час відбору проби 01. 11.22р. 10⁰⁰
Температура води в градусах С⁰ -
ЗАПАХ:
інтенсивність у балах -
характер (описати) -
поріг зникнення (в розведенні) -
Кольоровість в градусах -
Колір (описати) -
Поріг зникнення кольору (в розведенні) -
Мутність, осад (описати) -
Прозорість - см
Плаваючі домішки, плівки -
Зважені речовини - мг/дм³
РН -
Розчинений кисень - мгО₂/дм³
БСК-5 - мгО₂/дм³
БСКповне(20) - мгО₂/дм³
Окисність - мгО₂/дм³
ХСК - мгО₂/дм³
Лужність - мгО₂/дм³
Кислотність - мг-екв
Загальна жорсткість - мг-екв/дм³
Сухий залишок - мг/дм³
Кальцій - мг/дм³
Магній - мг/дм³

Міністерство охорони здоров'я України
Державна установа «Львівський обласний центр
контролю та профілактики хвороб
Міністерства охорони здоров'я України»
найменування закладу

Код форми за ЗКУД
Код закладу за ЗКНО

МЕДИЧНА ДОКУМЕНТАЦІЯ
Форма №325/о
Затверджена наказом МОЗ України 11.07.2000р. №160

ПРОТОКОЛ № 140

дослідження води поверхневих водоймищ,
прибережних зон морів і стічних вод
від «14» листопада 2022 р.

Найменування джерела вода з каналу

Місце відбору проби м. Червоноград, біля шахти «Межирічанська»

Дата і час відбору проби 01.11.22р. 10⁰⁰

Температура води в градусах С⁰ -

ЗАПАХ:

інтенсивність у балах -

характер (описати) -

поріг зникнення (в розведенні) -

Кольоровість в градусах -

Колір (описати) -

Поріг зникнення кольору (в розведенні) -

Мутність, осад (описати) -

Прозорість - см

Плаваючі домішки, плівки -

Зважені речовини - мг/дм³

РН -

Розчинений кисень - мгО₂/дм³

БСК-5 - мгО₂/дм³

БСКповне(20) - мгО₂/дм³

Окисність - мгО₂/дм³

ХСК - мгО₂/дм³

Лужність - мгО₂/дм³

Кислотність - мг-екв

Загальна жорсткість - мг-екв/дм³

Сухий залишок - мг/дм³

Кальцій - мг/дм³

Магній - мг/дм³

Залізо	-	мг/дм ³
Хлориди	-	мг/дм ³
Сульфати	-	мг/дм ³
Азот	-	
аміака (по N) -		мг/дм ³
нітритів по NO ₂ -		мг/дм ³
нітратів (по NO ₃) -		мг/дм ³
Фтор	-	мг/дм ³

СПЕЦИФІЧНІ РЕЧОВИНИ,
характерні для місцевих умов

СПАР (синтетичні поверхнево-активні речовини)	-	мг/дм ³
Нафтопродукти	-	мг/дм ³
Феноли	-	мг/дм ³
Ціаніди	-	мг/дм ³
Мідь	0,012	мг/дм ³
Свинець	0,022	мг/дм ³
Цинк	2,2	мг/дм ³
Хром трьохвалентний	0,046	мг/дм ³
Хром шестивалентний	-	мг/дм ³
Інші (мг/дм ³)	кадмій – 0,02, нікель – 0,29, кобальт – 0,098, марганець – 62,5, стронцій – 0,17	

НТД на методи дослідження: ISO 8288, «Унифицированные методы исследования качества вод», 1983

Підпис особи, що проводила дослідження
Висновки лікаря

А. М. М. (01142644)



Завідуючий відділенням

Гюдоч
(підпис)

Г. Л.

Міністерство охорони здоров'я України
Державна установа «Львівський обласний центр
контролю та профілактики хвороб
Міністерства охорони здоров'я України»
найменування закладу

Код форми за ЗКУД
Код закладу за ЗКНО

МЕДИЧНА ДОКУМЕНТАЦІЯ
Форма №325/о
Затверджена наказом МОЗ України 11.07.2000р. №160

ПРОТОКОЛ № 144

дослідження води поверхневих водоймищ,
прибережних зон морів і стічних вод
від «14» листопада 2022 р.

Найменування джерела вода з річки

Місце відбору проби Річка Рата, смт. Великі Мости

Дата і час відбору проби 01.11.22р. 10⁰⁰

Температура води в градусах С⁰ -

ЗАПАХ:

інтенсивність у балах -

характер (описати) -

поріг зникнення (в розведенні) -

Кольоровість в градусах -

Колір (описати) -

Поріг зникнення кольору (в розведенні) -

Мутність, осад (описати) -

Прозорість - см

Плаваючі домішки, плівки -

Зважені речовини - мг/дм³

РН -

Розчинений кисень - мгО₂/дм³

БСК-5 - мгО₂/дм³

БСКповне(20) - мгО₂/дм³

Окисність - мгО₂/дм³

ХСК - мгО₂/дм³

Лужність - мгО₂/дм³

Кислотність - мг-екв

Загальна жорсткість - мг-екв/дм³

Сухий залишок - мг/дм³

Кальцій - мг/дм³

Магній - мг/дм³

Залізо	-	мг/дм ³
Хлориди	-	мг/дм ³
Сульфати	-	мг/дм ³
Азот	-	
аміака (по N) -		мг/дм ³
нітритів по NO ₂ -		мг/дм ³
нітратів (по NO ₃) -		мг/дм ³
Фтор	-	мг/дм ³

СПЕЦИФІЧНІ РЕЧОВИНИ,
характерні для місцевих умов

СПАР (синтетичні поверхнево-активні речовини)	-	мг/дм ³
Нафтопродукти	-	мг/дм ³
Феноли	-	мг/дм ³
Ціаніди	-	мг/дм ³
Мідь	0,0039	мг/дм ³
Свинець	0,0025	мг/дм ³
Цинк	0,08	мг/дм ³
Хром трьохвалентний	<0,025	мг/дм ³
Хром шестивалентний	-	мг/дм ³
Інші (мг/дм ³)	кадмій – 0,0014, нікель – <0,005, кобальт – 0,006, марганець – 0,003, стронцій – 0,46	

НТД на методи дослідження: ISO 8288, «Унифицированные методы исследования качества вод», 1983

Підпис особи, що проводила дослідження

Висновки лікаря

Завідуючий відділенням



Гюданич
(підпис)

a la



ЛЬВІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ МЕДИЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
імені ДАНИЛА ГАЛИЦЬКОГО
ЛАБОРАТОРІЯ ПРОМИСЛОВОЇ ТОКСИКОЛОГІЇ
 Україна, 79010, м.Львів, вул.Пекарська 69, т.(032) 260-09-06

Свідоцтво № РЛ 068/22 від 01.12.2022 р. про відповідність системи керування
 вимірюваннями відповідно до ДСТУ ISO 10012:2005



ЗАТВЕРДЖУЮ
 Завідуюча лабораторією
 ст.н.сп., д.біол.н. Тетяна ЗАЗУЛЯК.

«19» 10 2023 р.

Протокол випробувань № 11/3 від 19.10.2023 р.

1. Об'єкт випробувань:

- проба №1 — вода зі хвостосховища
- проба №2 — вода з природної водойми поблизу збагачувальної фабрики.

2. Замовник: ФО Тиндик О.С.

3. Дата одержання зразків для випробувань: 06.10.2023 р.

4. Термін проведення випробувань: 06.10.2023 р. - 19.10.2023 р.

5. Умови довкілля під час проведення випробувань:

- температура повітря ; + 20°C - +21°C
- вологість повітря: 62%– 68%

6. Засоби вимірювальної техніки при проведенні випробувань:-

- ваги лабораторні електронні ТВЕ-1-0.01(свідоцтво про калібрування № КЛІМ 978 від 26.12.2022 р.)
- спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115. М1 (сертифікат калібрування № UA/37/221219/001359 від 19.12.2022 р.)

7. Мета досліджень: визначення вмісту токсичних елементів у пробах №№1,2

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань № 11/3	сторінка 1/2

Назви показників, од. виміру	Виміряні величини		Метод визначення	Невизначеність вимірювань
	№1	№2		
Мідь, мг/дм ³	0,015	0,003	ISO 8288	$U = 18 \%$
Свинець, мг/дм ³	0,086	0,061	ISO 8288	$U = 18 \%$
Кадмій, мг/дм ³	0,016	0,005	ISO 8288	$U = 18 \%$
Цинк, мг/дм ³	0,025	0,009	ISO 8288	$U = 18 \%$
Хром, мг/дм ³	0,007	0,005	ISO 9174	$U = 18 \%$
Кобальт, мг/дм ³	0,063	0,026	ISO 8288	$U = 18 \%$
Марганець, мг/дм ³	0,66	1,87	MB 1.15-02010793	$U = 18 \%$
Нікель, мг/дм ³	0,175	0,05	ISO 8288	$U = 18 \%$
Стронцій, мг/дм ³	0,23	0,39	MB 1.3-02010793	$U = 18 \%$

Відповідальний виконавець, с.н.с.
н.с.

 Олександр КОЛІНКОВСЬКИЙ
 Оксана КЛИМОВИЧ

19 жовтня 2023 р.

Результати випробувань стосуються тільки зразків, підданих випробуванням.
Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань № 11/3	сторінка 2/2



ЛЬВІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ МЕДИЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
імені ДАНИЛА ГАЛИЦЬКОГО
ЛАБОРАТОРІЯ ПРОМИСЛОВОЇ ТОКСИКОЛОГІЇ
Україна, 79010, м. Львів, вул. Пекарська 69, т. (032) 260-09-06

Свідоцтво № РЛ 068/22 від 01.12.2022 р. про відповідність системи керування
вимірюваннями відповідно до ДСТУ ISO 10012:2005



ЗАТВЕРДЖУЮ
Завідуюча лабораторією
ст. н. сп., д. біол. н. Тетяна ЗАЗУЛЯК.

«19» 10 2023 р.

Протокол випробувань № 11/3 від 19.10.2023 р.

1. Об'єкт випробувань:

- проба №1 — гриб павутинник прямий
- проба №2 — гриб мухомор червоний
- проба №3 — гриб псевдодожовик плямистий
- проба №4 — гриб мокруха пурпурова

2. Замовник: ФО Тиндик О.С.

3. Дата одержання зразків для випробувань: 06.10.2023 р.

4. Термін проведення випробувань: 06.10.2023 р. - 19.10.2023 р.

5. Умови довкілля під час проведення випробувань:

- температура повітря ; + 20°C - +21°C
- вологість повітря: 62%– 68%

6. Засоби вимірювальної техніки при проведенні випробувань:-

- ваги лабораторні електронні ТВЕ-1-0,01(свідоцтво про калібрування № КЛМ 978 від 26.12.2022 р.)
- спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115. М1 (сертифікат калібрування № UA/37/221219/001359 від 19.12.2022 р.)

7. Мета досліджень: визначення вмісту токсичних елементів у пробах №№1,2

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань № 11/3	сторінка 1/2

Назви показників, од. виміру	Виміряні величини				Метод визначення	Невизначеність вимірювань
	№1	№2	№3	№4		
Мідь, мг/дм ³	1,32	0,83	1,07	0,69	ДСТУ EN 14082	U = 18 %
Свинець, мг/дм ³	0,145	0,328	0,083	0,692	ДСТУ EN 14082	U = 18 %
Кадмій, мг/дм ³	0,13	0,24	0,11	0,047	ДСТУ EN 14082	U = 18 %
Цинк, мг/дм ³	3,45	0,88	1,72	1,89	ДСТУ EN 14082	U = 18 %
Хром, мг/дм ³	0,277	0,201	0,074	0,093	ДСТУ EN 14082	U = 18 %
Кобальт, мг/дм ³	0,78	0,31	0,44	0,64	ДСТУ EN 14082	U = 18 %
Марганець, мг/дм ³	3,39	1,6	1,04	1,71	МВ 1.15-02010793	U = 18 %
Нікель, мг/дм ³	2,87	0,16	0,023	0,029	МВ 9.2-02010793	U = 18 %

Відповідальний виконавець, с.н.с.
н.с.

 Олександр КОЛІНКОВСЬКИЙ
Оксана КЛИМОВИЧ

19 жовтня 2023 р.

Результати випробувань стосуються тільки зразків, підданих випробуванням.
Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань № 11/3	сторінка 2/2



ЛЬВІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ МЕДИЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
імені ДАНИЛА ГАЛИЦЬКОГО
ЛАБОРАТОРІЯ ПРОМИСЛОВОЇ ТОКСИКОЛОГІЇ
Україна, 79010, м.Львів, вул.Пекарська 69, т.(032) 260-09-06

Свідоцтво № РЛ 086/17 від 26.06.2017 р. про відповідність системи керування
вимірюваннями відповідно до ДСТУ ISO 10012:2005



ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідуюча лабораторією

ст.н.сп. біол.н. Тетяна ЗАЗУЛЯК.

06 2022 р.

Протокол випробувань № 8/3 від 21.06.2022 р.

1. Об'єкт випробувань:

- вода №1
- вода №2
- вода №3
- вода №4
- вода №5

2. Замовник: ФО Тиндик О.С.

4. Дата одержання зразків для випробувань: 07.06.2022 р.

5. Термін проведення випробувань: 07.06.2022 р. - 21.06.2022 р.

6. Умови довкілля під час проведення випробувань:

- температура повітря ; + 19°C - +20°C
- вологість повітря:- 66%

7. Засоби вимірювальної техніки при проведенні випробувань:-

-ваги електронні спеціального призначення Pioneer PA 214C (свідоцтво про калібрування № КЛІМ 998 від 21.12.2020 р.)

- спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115 М1 зав № 01-2015ЛІ (свідоцтво про калібрування № UA/37/ 210916/001412 від 16.09.2021 р.)

8. Мета досліджень: визначення вмісту токсичних елементів

№ п/ п	Назви показників, од. виміру	Виміряні величини					Метод визначення	Невизначеність в вимірювань
		№1	№2	№3	№4	№5		
1.	Мідь, мг/дм ³	0,052	0,007	0,005	0,003	0,002	ISO 8288	U = 18 %
2.	Свинець, мг/дм ³	0,19	0,05	0,065	0,063	0,051	ISO 8288	U = 18 %

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань № 8/3	сторінка 1/2

3.	Кадмій, мг/дм ³	0,023	<0,001	<0,001	<0,001	0,003	ISO 8288	U = 18 %
4.	Цинк, мг/дм ³	0,173	0,046	0,012	0,025	0,007	ISO 8288	U = 18 %
5.	Хром, мг/дм ³	0,013	<0,015	<0,015	0,01	0,019	ISO 9174	U = 18 %
6.	Стронцій, мг/дм ³	0,005	0,002	0,008	0,006	0,007	MB 1.3-02010793	U = 18 %
7.	Кобальт, мг/дм ³	0,13	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	ISO 8288	U = 18 %
8.	Марганець, мг/дм ³	4,61	2,53	1,69	0,19	0,21	ISO 7627	U = 18 %
9.	Нікель, мг/дм ³	0,65	0,031	0,021	0,017	0,017	ISO 8288	U = 18 %

Відповідальний виконавець, с.н.с.
н.с.



Олександр КОЛІНКОВСЬКИЙ
Оксана КЛИМОВИЧ

21.06.2022р.

Результати випробувань стосуються тільки зразків, підданих випробуванням.
Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії

ВЛ ЛНМУ	ФОРМА Ф.Л.7.8.01(версія 01)	Дата введення: 05.01.21 р.
	Протокол випробувань № 8/3	сторінка 2/2

Міністерство охорони здоров'я України
Державна установа «Львівський обласний центр
контролю та профілактики хвороб
Міністерства охорони здоров'я України»
найменування закладу

Код форми за ЗКУД

Код закладу за ЗКПО

МЕДИЧНА ДОКУМЕНТАЦІЯ

Форма №327/о

Затверджена наказом МОЗ України 11.07.2000р. №160

ПРОТОКОЛ № 6
дослідження питної води
від «24» січня 2024 р.

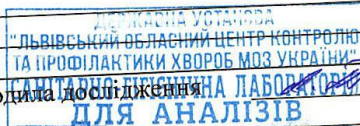
Місце відбору проби ФО Тиндик Олег Степанович, Шахта Межирічанська

Найменування вододжерела	вода (сніг)		
Дата і час відбору проби	12.01.24р. 09 ⁰⁰		
Запах	-	бали при 20 ⁰ С	бали при 60 ⁰ С
Присмак	-	бали при 20 ⁰ С, кольоровість	градуси
Мутність	-	по	
Осад (описати)	-		
Прозорість	-		см
РН	-		
Залишковий хлор			
вільний	-	мг/дм ³	ГОСТ 18190-72
зв'язаний	-	мг/дм ³	ГОСТ 18190-72
залишковий озон	-	мг/дм ³	ГОСТ 18190-72
Окисність	-		мгО ₂ /дм
Азот в	аміака	-	мг/дм ³ ГОСТ 4192-82
мг/л	нітритів	-	мг/дм ³ ГОСТ 4192-82
	нітратів	-	мг/дм ³ ГОСТ 18826-73
Загальна жорсткість	-	мг-екв/дм ³	ГОСТ 4151-72
Сухий залишок	-	мг/дм ³	ГОСТ 18164-72
Хлориди	-	мг/дм ³	ГОСТ 4245-72
Сульфати	-	мг/дм ³	ГОСТ 4389-72
Залізо	-	мг/дм ³	ГОСТ 4011-72
Мідь	<0,0005	мг/дм ³	ГОСТ 4388-72
Цинк	<0,001	мг/дм ³	ГОСТ 18293-72
Свинець	0,026	мг/дм ³	ГОСТ 18293-72
Миш'як	-	мг/дм ³	ГОСТ 4152-89
Барій	-	мг/дм ³	СанПін №383 від 23.12.96
Фтор	-	мг/дм ³	ГОСТ 4386-89
Залишковий алюміній	-	мг/дм ³	ГОСТ 18165-89
Поліфосфати	-	мг/дм ³	ГОСТ 18309-72
Селен	-	мг/дм ³	ГОСТ 19413-89
Нікель	<0,001	мг/дм ³	СанПін №383 від 23.12.96
Марганець	0,0034	мг/дм ³	ГОСТ 4974-72
Тригалогенметани (ТГМ, СУМА)	-	мг/дм ³	СанПін №383 від 23.12.96
Поверхнево-активні речовини	-	мг/дм ³	СанПін №383 від 23.12.96
Феноли	-	мг/дм ³	СанПін №383 від 23.12.96

Нафтопродукти	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Лужність загальна	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Магній	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Ртуть	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Талій	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Ціаніди	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Хром (+3)	<0,0005	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Кадмій	0,0005	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Пестициди	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Стронцій стабільний	<0,1	мг/дм ³ ГОСТ 23950-80

Специфічні речовини, характерні для місцевих умов, мг/дм³ : кобальт- 0,0034

Підпис особи, що проводила дослідження



Висновки лікаря

Завідувач відділенням

Міністерство охорони здоров'я України
Державна установа «Львівський обласний центр
контролю та профілактики хвороб
Міністерства охорони здоров'я України»
найменування закладу

Код форми за ЗКУД

Код закладу за ЗКПО

МЕДИЧНА ДОКУМЕНТАЦІЯ

Форма №327/о

Затверджена наказом МОЗ України 11.07.2000р. №160

ПРОТОКОЛ № 5
дослідження питної води
від «24» січня 2024 р.

Місце відбору проби ФО Тиндик Олег Степанович, р. Рата, Великі Мости

Найменування вододжерела	вода (сніг)		
Дата і час відбору проби	12.01.24р. 09 ⁰⁰		
Запах	-	бали при 20 ⁰ С	бали при 60 ⁰ С
Присмак	-	бали при 20 ⁰ С, кольоровість	градуси
Мутність	-	по	
Осад (описати) -			
Прозорість	-		см
РН	-		
Залишковий хлор			
вільний	-	мг/дм ³	ГОСТ 18190-72
зв'язаний	-	мг/дм ³	ГОСТ 18190-72
залишковий озон	-	мг/дм ³	ГОСТ 18190-72
Окисність	-		мгО ₂ /дм
Азот в	аміака	-	мг/дм ³ ГОСТ 4192-82
мг/л	нітритів	-	мг/дм ³ ГОСТ 4192-82
	нітратів	-	мг/дм ³ ГОСТ 18826-73
Загальна жорсткість	-	мг-екв/дм ³	ГОСТ 4151-72
Сухий залишок	-	мг/дм ³	ГОСТ 18164-72
Хлориди	-	мг/дм ³	ГОСТ 4245-72
Сульфати	-	мг/дм ³	ГОСТ 4389-72
Залізо	-	мг/дм ³	ГОСТ 4011-72
Мідь	0,0055	мг/дм ³	ГОСТ 4388-72
Цинк	0,026	мг/дм ³	ГОСТ 18293-72
Свинець	0,02	мг/дм ³	ГОСТ 18293-72
Миш'як	-	мг/дм ³	ГОСТ 4152-89
Барій	-	мг/дм ³ СанПін №383 від	23.12.96
Фтор	-	мг/дм ³	ГОСТ 4386-89
Залишковий алюміній	-	мг/дм ³	ГОСТ 18165-89
Поліфосфати	-	мг/дм ³	ГОСТ 18309-72
Селен	-	мг/дм ³	ГОСТ 19413-89
Нікель	<0,001	мг/дм ³ СанПін №383 від	23.12.96
Марганець	0,0049	мг/дм ³	ГОСТ 4974-72
Тригалогенметани (ТГМ, СУМА)	-	мг/дм ³ СанПін №383 від	23.12.96
Поверхнево-активні речовини	-	мг/дм ³ СанПін №383 від	23.12.96
Феноли	-	мг/дм ³ СанПін №383 від	23.12.96

Нафтопродукти	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Лужність загальна	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Магній	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Ртуть	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Талій	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Ціаніди	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Хром (+3)	<0,0005	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Кадмій	0,0008	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Пестициди	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Стронцій стабільний	<0,1	мг/дм ³ ГОСТ 23950-80

Специфічні речовини, характерні для місцевих умов, мг/дм³ : кобальт- 0,0095

Підпис особи, що проводила дослідження

Висновки лікаря

/Завідувач відділенням

Міністерство охорони здоров'я України
Державна установа «Львівський обласний центр
контролю та профілактики хвороб
Міністерства охорони здоров'я України»
найменування закладу

Код форми за ЗКУД
Код закладу за ЗКПО

□ □ □ □ □ □ □ □
□ □ □ □ □ □ □ □

МЕДИЧНА ДОКУМЕНТАЦІЯ
Форма №327/о
Затверджена наказом МОЗ України 11.07.2000р. №160

ПРОТОКОЛ № 4
дослідження питної води
від «24» січня 2024 р.

Місце відбору проби ФО Тиндик Олег Степанович, р. Рата

Найменування вододжерела	вода (сніг)		
Дата і час відбору проби	12.01.24р. 09 ⁰⁰		
Запах	-	бали при 20 ⁰ С	- бали при 60 ⁰ С ГОСТ 3351-74
Присмак	-	бали при 20 ⁰ С, кольоровість	- градуси
Мутність	-	по	
Осад (описати)	-		
Прозорість	-		см
РН	-		
Залишковий хлор			
вільний	-		мг/дм ³ ГОСТ 18190-72
зв'язаний	-		мг/дм ³ ГОСТ 18190-72
залишковий озон	-		мг/дм ³ ГОСТ 18190-72
Окисність	-		мгО ₂ /дм
Азот в мг/л	аміака	-	мг/дм ³ ГОСТ 4192-82
	нітритів	-	мг/дм ³ ГОСТ 4192-82
	нітратів	-	мг/дм ³ ГОСТ 18826-73
Загальна жорсткість	-		мг-екв/дм ³ ГОСТ 4151-72
Сухий залишок	-		мг/дм ³ ГОСТ 18164-72
Хлориди	-		мг/дм ³ ГОСТ 4245-72
Сульфати	-		мг/дм ³ ГОСТ 4389-72
Залізо	-		мг/дм ³ ГОСТ 4011-72
Мідь	0,003		мг/дм ³ ГОСТ 4388-72
Цинк	0,006		мг/дм ³ ГОСТ 18293-72
Свинець	0,021		мг/дм ³ ГОСТ 18293-72
Миш'як	-		мг/дм ³ ГОСТ 4152-89
Барій	-		мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Фтор	-		мг/дм ³ ГОСТ 4386-89
Залишковий алюміній	-		мг/дм ³ ГОСТ 18165-89
Поліфосфати	-		мг/дм ³ ГОСТ 18309-72
Селен	-		мг/дм ³ ГОСТ 19413-89
Нікель	0,003		мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Марганець	0,006		мг/дм ³ ГОСТ 4974-72
Тригалогенметани (ТГМ, СУМА)	-		мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Поверхнево-активні речовини	-		мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Феноли	-		мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96

Нафтопродукти	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Лужність загальна	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Магній	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Ртуть	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Талій	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Ціаніди	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Хром (+3)	<0,0005	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Кадмій	0,00065	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Пестициди	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Стронцій стабільний	<0,1	мг/дм ³ ГОСТ 23950-80

Специфічні речовини, характерні для місцевих умов, мг/дм³ : кобальт- 0,0065

Підпис особи, що проводила дослідження

Висновки лікаря

/Завідувач відділенням

Нафтопродукти	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Лужність загальна	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Магній	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Ртуть	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Талій	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Ціаніди	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Хром (+3)	<0,0005	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Кадмій	0,0015	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Пестициди	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Стронцій стабільний	<0,1	мг/дм ³ ГОСТ 23950-80

Специфічні речовини, характерні для місцевих умов, мг/дм³ : кобальт- 0,006

Підпис особи, що проводила дослідження

Висновки лікаря



/ Завідувач відділенням

Міністерство охорони здоров'я України
Державна установа «Львівський обласний центр
контролю та профілактики хвороб
Міністерства охорони здоров'я України»
найменування закладу

Код форми за ЗКУД

Код закладу за ЗКПО

МЕДИЧНА ДОКУМЕНТАЦІЯ

Форма №327/о

Затверджена наказом МОЗ України 11.07.2000р. №160

ПРОТОКОЛ № 2
дослідження питної води
від «24» січня 2024 р.

Місце відбору проби ФО Тиндик Олег Степанович, р.Західний Буг

Найменування вододжерела		вода (сніг)	
Дата і час відбору проби		12.01.24р. 09 ⁰⁰	
Запах	-	бали при 20 ⁰ С	- бали при 60 ⁰ С ГОСТ 3351-74
Присмак	-	бали при 20 ⁰ С, кольоровість	- градуси
Мутність	-	по	
Осад (описати) -			
Прозорість	-	см	
РН -			
Залишковий хлор			
вільний	-	мг/дм ³ ГОСТ 18190-72	
зв'язаний	-	мг/дм ³ ГОСТ 18190-72	
залишковий озон	-	мг/дм ³ ГОСТ 18190-72	
Окисність	-	мгО ₂ /дм ³	
Азот в мг/л	аміака	-	мг/дм ³ ГОСТ 4192-82
	нітритів	-	мг/дм ³ ГОСТ 4192-82
	нітратів	-	мг/дм ³ ГОСТ 18826-73
Загальна жорсткість	-	мг-екв/дм ³ ГОСТ 4151-72	
Сухий залишок	-	мг/дм ³ ГОСТ 18164-72	
Хлориди	-	мг/дм ³ ГОСТ 4245-72	
Сульфати	-	мг/дм ³ ГОСТ 4389-72	
Залізо	-	мг/дм ³ ГОСТ 4011-72	
Мідь	0,0016	мг/дм ³ ГОСТ 4388-72	
Цинк	0,012	мг/дм ³ ГОСТ 18293-72	
Свинець	0,02	мг/дм ³ ГОСТ 18293-72	
Миш'як	-	мг/дм ³ ГОСТ 4152-89	
Барій	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96	
Фтор	-	мг/дм ³ ГОСТ 4386-89	
Залишковий алюміній	-	мг/дм ³ ГОСТ 18165-89	
Поліфосфати	-	мг/дм ³ ГОСТ 18309-72	
Селен	-	мг/дм ³ ГОСТ 19413-89	
Нікель	<0,001	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96	
Марганець	0,009	мг/дм ³ ГОСТ 4974-72	
Тригалогенметани (ТГМ, СУМА)	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96	
Поверхнево-активні речовини	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96	
Феноли	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96	

Нафтопродукти	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Лужність загальна	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Магній	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Ртуть	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Талій	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Ціаніди	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Хром (+3)	<0,0005	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Кадмій	0,0014	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Пестициди	-	мг/дм ³ СанПін №383 від 23.12.96
Стронцій стабільний	<0,1	мг/дм ³ ГОСТ 23950-80

Специфічні речовини, характерні для місцевих умов, мг/дм³ : кобальт- 0,006

Підпис особи, що проводила дослідження

Висновки лікаря

Завідувач відділенням

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

Наукові праці в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Skrobala V., Popovych V., **Tyndyk O.**, Voloshchyshyn A. Chemical pollution peculiarities of the Nadiya mine rock dumps in the Chervonohrad Mining District, Ukraine. *Mining of Mineral Deposits*. 2022. 16(4). 71-79.
<https://doi.org/10.33271/mining16.04.071> (**Scopus**)

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, польові дослідження, формулювання висновків.

2. Popovych V.V., Voloshchyshyn A.I., **Tyndyk O.S.**, Menshykova O.V., Shuplat T.I., Bosak P.V. Monitoring of Heavy Metals Migration into Edaphic Horizons of Coal Mine Dumps. *Ecologia Balkanica*. 2022. 14(2). 63-74. (**Scopus**)

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, польові дослідження, підбір методів та методик досліджень.

3. Henyk Y., Popovych V., Zayachuk V., Hotsii N., **Tyndyk O.** Principles of revitalization of technologically violated areas in the Western Region of Ukraine. *Zeszyty naukowe Wyższa Szkoła Turystyki i Ekologii w Suchej Beskidzkiej*. 2022. 22(XI). 2. 76-89. (**IC Journals Master List**)

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, аналіз методів та методик досліджень, формулювання висновків.

4. Popovych V., Skrobala V., **Tyndyk O.**, Kaspruk, O. Hydro-ecological monitoring of heavy metal pollution of water bodies in the Western Bug River basin within the mining-industrial region. *Mining of Mineral Deposits*. 2024. 18(4). 139-152.
<https://doi.org/10.33271/mining18.04.139> (**Scopus**)

Особистий внесок – відбір проб, аналітичне опрацювання результатів лабораторій, формулювання висновків.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

5. **Tyndyk, O.**, Popovych, V., Sai, K., Petlovanyi, M. Natural phytomelioration of the coastal water zone of man-made reservoirs in mining areas. *E3S Web of Conf.* 2024. Vol. 526. 01005. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202452601005> (Scopus)

(участь дистанційна)

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, польові дослідження, опрацювання результатів досліджень.

6. **Тиндик О. С.**, Піндер В. Ф., Попович В. В. Чинники техногенного забруднення ріки Західний Буг. *Актуальні проблеми пожежної безпеки та запобігання надзвичайним ситуаціям в умовах сьогодення : Зб. наук. пр. Всеукр. науково-практ. конф. з міжнар. участю*, м. Львів. 2022. С. 191–193.

(участь очна)

Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, польові дослідження.

7. Босак П. В., **Тиндик О. С.**, Попович В. В. Вплив підтериконових стічних вод гірничопромислових комплексів на довкілля. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. : VII Міжнар. конгр., м. Київ, 12–14 жовтня 2022 р. Київ, 2022. С. 54.*

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

8. **Тиндик О. С.** Екологічна безпека підтериконових стічних вод. *Відновлення довкілля України внаслідок збройної агресії росії : зб. тез доп. Круглого столу*, м. Львів, 17 берез. 2023 р. Львів, 2023. С. 87–88.

Особистий внесок – аналіз літературних та наукових джерел, визначення видового складу.

9. **Тиндик О. С.**, Босак П. В., Попович В.В. Техногенне забруднення водних екосистем в зоні впливу териконів вугільних шахт. *Science, education and society: trends, challenges, prospects : International scientific-practical conference*, м. Aarhus, 7 вересня 2024 р. Aarhus, 2024. С. 28–31.

(участь дистанційна)

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, формулювання висновків.

10. **Тиндик О. С.**, Попович В. В., Коваль Н. Я., Скробала В. М. Вміст важких металів у гідрографічній мережі гірничопромислового району. *Екологічна безпека в умовах війни : зб. тез доп. V Міжнар. науково-практ. конференції*, м. Львів, 21 листопада 2024 р. Львів, 2024. С. 97–98. **(участь очна)**

Особистий внесок – постановка проблеми, відбір проб для досліджень.

11. **Tyndyk O. S.**, Popovych V. V., Shuplat T. I. Man-made safety and natural phytomelioration of coastal and water areas of the mining complex. *Actual problems of natural sciences development amidst the evolution of artificial intelligence. International scientific conference (December 25–26, 2024. Riga, the Republic of Latvia).* 2024. 47-50. <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-521-1-11> **(участь дистанційна)**

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, формулювання висновків.

12. **Tyndyk O. S.**, Popovych V. V., Shuplat T. I. Phytomeliorative effectiveness of coastal and water areas of the mining complex. *Development of the agricultural sector, food and veterinary medicine in Ukraine and EU countries. International scientific conference (December 25–26, 2024. Riga, the Republic of Latvia).* 54-58. <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-518-1-12> **(участь дистанційна)**

Особистий внесок – аналіз літературних джерел, формулювання висновків.