

<https://doi.org/10.26565/1992-4224-2026-45-09>

УДК (UDC): 574.3:556.114:621.311.22

Т. Л. РИЧАК,

аспірант кафедри екології

e-mail: taras_rychak@ukr.net

ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0002-0848-6327>

Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу
вул. Карпатська, 15, м. Івано-Франківськ, 76019, Україна

ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ ДОННИХ ВІДКЛАДЕНЬ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ПРИ ТРИВАЛОМУ ВПЛИВІ ТЕС

Мета: Оцінка геохімічного та екологічного стану донних відкладень у межах гідрологічної системи "р. Гнила Липа – Бурштинське водосховище – р. Дністер".

Методи. Польові, аналітичні, системний підхід для узагальнення результатів.

Результати. Зразки осадів відібрано на семи репрезентативних створах гідрологічної системи. Для інтерпретації даних на вміст важких металів (Cu, Zn, Cd, Pb) використовували показники: індекс геоакумуляції, коефіцієнт збагачення, індекс забруднення та токсикологічний скринінг. Отримані значення індексу геоакумуляції вказують на екологічне благополуччя, а геохімічний цикл Zn в басейні р. Гнила Липа визначається виключно природними літогенними процесами. Розраховані значення коефіцієнту збагачення лише для Cd на третьому створі вказують на антропогенну складову. Встановлено, що значення індексу забруднення у створах №3 та №5 визначають стан антропогенної деградації; на фонових та замикаючих створах індекс вказує на відсутність забруднення. Найвищий токсикологічний скринінг виявлено для Cd у створі №3, що дає підстави стверджувати про приховане екологічне навантаження, яке за несприятливих гідрохімічних умов може трансформуватися в реальну загрозу для бентосних біоценозів. Розраховані значення сумарної токсичності варіюють в межах, що відповідає низькому та помірному рівням екотоксикологічного ризику. Максимальне значення коефіцієнта зафіксовано в зоні акумуляції (створ №3), що є показником зростання біологічної небезпеки внаслідок синергетичного ефекту накопичених важких металів. Значення індексу навантаження забруднення та індексу забруднення визначили, що екологічний ризик, пов'язаний з наявністю важких металів у донних відкладеннях річок та водосховища був помірним.

Висновки. Результати дослідження мають практичне значення для розробки стратегій управління навколишнім середовищем для річкової системи Гнила Липа – Дністер. Виміряні рівні накопичення важких металів у донних відкладах слугують основою для оцінки екотоксикологічного стану водосховища та прогнозування стійкості водних екосистем до антропогенних впливів.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: донні відкладення, водна екосистема, тепла електростанція

Як цитувати: Ричак Т. Л. Оцінка забруднення донних відкладень важкими металами при тривалому впливі ТЕС. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології.* 2026. Вип. 45. С. 109–123. <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2026-45-09>

In cites: Rychak, T. L. (2026). Assessment of heavy metal contamination in bottom sediments due to long-term exposure to TPP. *Man and Environment. Issues of Neoecology*, (45), 109–123. <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2026-45-09> (in Ukrainian)

Вступ

Екологічна дестабілізація водних об'єктів у зоні впливу енергетичних комплексів обумовлюється поєднаним впливом температурних та хімічних чинників. Порушення термодинамічної рівноваги акваторій внаслідок безперервного відведення низькопотенційного тепла спричиняє ланцюгову

реакцію структурних змін в екосистемі [1], що значно прискорює трансформацію біогеохімічних циклів у середовищі. Взаємодія температурних аномалій та постійного хімічного навантаження від зворотних вод трансформують гідрохімічний профіль водойми. Це стимулює кумуляцію токсикантів

© Ричак Т. Л., 2026



[This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

у донних відкладах та ініціює деградацію екосистеми через розрив її природних функціональних зв'язків [2].

Пріоритетним завданням вивчення водойм-охолоджувачів є дослідження донних відкладів як середовища, що депонує та стабілізує гідрохімічний режим об'єктів енергетики. Особливої наукової актуальності набуває оцінка міграційного потенціалу мікроелементів у системі «вода – донні відклади». Доведено, що через тривалу роботу ТЕС склад донних відкладів значно трансформується. Це створює ризик того, що раніше затримані на дні сполуки знову потраплять у воду через зміну її хімічних або температурних показників [1].

Акумуляція техногенних поллютантів у донних осадах досягає концентрацій, здатні спричинити порушення механізмів саморегуляції водних екосистем. Пріоритетні токсиканти, зокрема важкі метали (Pb, Zn, Cu, Cd), виступають репрезентативними геохімічними індикаторами екологічного ризику [3]. Рівень їхньої кумуляції у донних відкладах річкових басейнів та водосховищ дозволяє верифікувати масштаби антропогенного тиску та оцінити потенційну загрозу для гідробіонтів [1, 3].

Отже, дослідження вмісту важких металів у донних відкладах залишається актуальним та спрямованим на вирішення важливої проблем сучасності – створити екологічно безпечне водне середовище для підтримки функціонування усієї гідросистеми та екосистеми в цілому.

Сутність проблеми полягає у необхідності комплексного підходу до оцінки екологічного стану донних відкладів, і визначити масштаби акумуляції важких металів та інших забруднювачів для подальшого контролю та корекції ситуації.

Води водосховищ зазнають впливу температурних аномалій, евтрофікації, зміни газового режиму та накопичення біогенних та токсичних компонентів, що безпосередньо впливає на якість води для технічного та потенційного рекреаційного використання та рибицтва [4].

Донні відклади виконують роль депо важких металів, органічних сполук і продуктів техногенного навантаження, при зміні окисно-

відновних умов стали вторинним джерелом забруднення водної товщі [5]. Показники складу донних відкладів дозволяють адекватно оцінювати екологічний ризик антропогенного навантаження на водні об'єкти [6]. Дослідження науковців показали, що при погіршенні якості, донні відклади становлять потенційну загрозу для басейну річки, а просторовий розподіл важких металів пов'язаний зі стаціонарними джерелами забруднення та змінюється флювіальними процесами [7]. Тому кількісна оцінка вмісту забруднювальних компонентів у донних відкладах є важливим критерієм екологічного стану водних об'єктів і ефективним інструментом довгострокового екологічного моніторингу. Для мінімізації зазначених ризиків необхідне систематичне покращення водоочисних технологій, посилений контроль за станом води, а також інформування населення про можливі небезпеки.

Мета дослідження виявити просторовий розподіл важких металів у донних відкладах, оцінити геохімічний та екологічний стан донних відкладів у гідрологічній системі р. Гнила Липа – Бурштинське водосховище – р. Гнила Липа – р. Дністер за допомогою геохімічних та екологічних індексів.

Для досягнення поставленої мети необхідно проаналізувати стан поверхневих вод, донних відкладів, що були відібрані на репрезентативних створах гідрологічної системи, визначити основні види забруднювачів; провести гідрохімічний аналіз донних відкладів для виявлення небезпечних екологічних ризиків, змоделювати потенційні ризики для екосистеми, які можуть виникнути в результаті тривалого забруднення, запропонувати рекомендації для запобігання зниження ризиків для екосистеми.

Наукова новизна полягає у визначенні нових підходів до оцінки екологічного стану донних відкладів, пов'язаних із тривалим впливом теплової електростанції та обслуговуючої інфраструктури.

Прикладне значення роботи полягає у можливості застосування її результатів для удосконалення системи моніторингу поверхневих вод і донних відкладів.

Об'єкти і методи дослідження

Об'єктом дослідження є донні відклади гідрологічної системи під багаторічним впливом Бурштинської теплової електростанції (БуТЕС). БуТЕС – один із найбільших енергетичних об'єктів Західної України. Підприємство забезпечує централізоване

теплопостачання міста Бурштина та здійснює генерацію електричної енергії для Івано-Франківської, Львівської і Тернопільської областей, а також розташована на перетині ліній електропередач, що з'єднують Україну з європейською електромережею

через Румунію, Угорщину та Словаччину. Електрична потужність БуТЕС становить 2400 МВт, тепла – 177 Гкал, у тому числі 160 Гкал у системі гарячого водопостачання. Паливний баланс представлений переважно природним газом із частковим використанням вугілля, частка якого в останні роки має тенденцію до зменшення [8]. Обсяг реалізованої продукції підприємства склав 21 290,9 млн. грн., що відповідає близько 22 % загального обсягу промислової реалізації в Івано-Франківській області. Для забезпечення функціонування технологічних процесів електростанції здійснюється забір свіжої води в обсязі 22,424 млн. м³ [9]. У 2023 р. сумарні обсяги використання свіжої води та витрати води в оборотних і зворотних системах водопостачання становили 22,406 млн. м³ при встановленому ліміті 56,852 млн. м³ [10]. У процесі експлуатації БуТЕС утворюються різні категорії стічних вод,

зокрема теплообмінні води, транспортні води системи гідрозолошлаковидалення, промивні та регенераційні води після хімічного водоочищення, поверхневий стік із території промислового майданчика, а також господарсько-побутові стоки.

Предмет дослідження – хімічний стан донних відкладів та процеси акумуляції важких металів у гідрологічній системі під впливом ТЕС.

Комплексна оцінка еколого-хімічного стану донних відкладів та їхнього потенційного впливу на якість водного середовища базувалася на результатах польових досліджень, проведених у межений період 2025 року. Проби поверхневих вод і донних відкладів відбиралися на семи створах, що репрезентують просторову динаміку гідрохімічних показників досліджуваної екосистеми (рис. 1). Динаміку якості вод у системі «р. Гнила Липа – Бурштинське водосховище

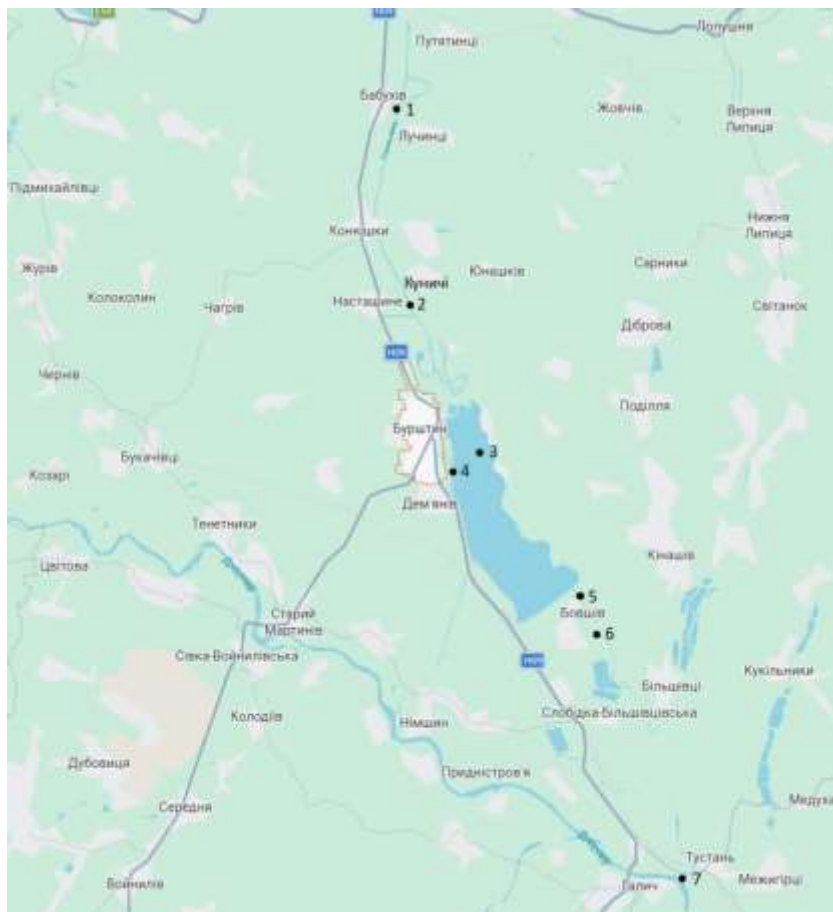


Рис. 1 – Карта-схема розташування створів дослідження в гідрологічній системі «р. Гнила Липа – Бурштинське водосховище – р. Гнила Липа – р. Дністер»

Примітка: цифрами позначено створи відбору проб донних відкладів*

Fig. 1 – Schematic map showing the locations of sampling sites in the hydrological system “Gnyla Lypa River – Burshtyn Reservoir – Gnyla Lypa River – Dniester River”

Note: The numbers indicate the sampling sites for bottom sediments*

– р. Дністер» детально проаналізовано в роботі [11], а також доповнено оцінкою впливу ракетних обстрілів на гідрохімічний стан водних об'єктів [12]. Репрезентативні створи

досліджень обирались, базуючись на геоморфологічні, гідродинамічні та екологічні особливості русел річок та акваторії водосховища (табл. 1).

Таблиця 1

Локалізація та екологічне обґрунтування мережі створів спостереження за станом донних відкладів

Table 1

Location and environmental justification of the network of monitoring stations for the condition of bottom sediments

Номер створу /	Місце розташування репрезентативного створу дослідження / Location of representative site of the study	Координати місць відбору донних відкладів / Coordinates of bottom sediment sampling sites	Характеристика антропогенного навантаження / Екологічне обґрунтування / Characteristics of anthropogenic load / Environmental justification
1	р. Гнила Липа (с. Бабухів) / Nnyla Lyra River (Babukhiv village)	49.354027 N, 24.611688 E	Фоновий створ. Розташований вище за течією від усіх джерел забруднення. Служить для встановлення природного рівня металів. Екологічно безпечна територія / Background level. Located upstream of all sources of pollution. Serves to establish the natural level of metals. Ecologically safe area
2	р. Гнила Липа (с. Куничі) / Nnyla Lyra River (Kunychi village)	49.305770 N, 24.621583 E	Місця, де течія сповільнюється, що сприяє осадженню дрібних фракцій, які найбільше сорбують метали. Ділянка поблизу населеного пункту, вплив автотранспорту / Places where the flow slows down, which contributes to the deposition of fine fractions that sorb metals the most. Area near a settlement, the impact of motor vehicles
3	Бурштинське водосховище, лівий берег (с. Коростовичі) / Burshtyn Reservoir, left bank (Korostovychi village)	49.25029 N, 24.66472 E	Водосховище, затока. Місця, де течія сповільнюється. Критична точка з виявленим найвищим вмістом вуглеводнів після ракетних бомбардувань у поверхневих водах / Reservoir, bay. Places where the flow slows down. Critical point with the highest hydrocarbon content detected after missile bombing in surface waters
4	Бурштинське водосховище, правий берег (м. Бурштин) / Burshtyn Reservoir, right bank (Burshtyn town)	49.253099 N, 24.645376 E	Рекреаційна територія, місця для рибальства / Recreational area, fishing areas
5	р. Гнида Липа (с. Бовшів, східна окраїна села) / Nnyla Lyra River (Bovshiv village, eastern outskirts of the village)	49.208779 N, 24.703988 E	Зона прямого впливу скиду стічних зі станції. Ділянки поблизу населених пунктів / Zone of direct impact of wastewater discharge from the station. Areas near settlements
6	р. Гнила Липа (нижче с. Бовшів) / Nnyla Lyra River (below Bovshiv village)	49.198302 N, 24.714770 E	Зона змішування та акумуляції / Mixing and accumulation zone

Продовження таблиці 1 Continuation of table 1			
7	р. Дністер, нижче впадіння р. Гнила Липа (нижче с. Тустань, нижче м. Галич) / Dniester River, below the confluence of the Hnyla Lypa River (below Tustan village, below Halych town)	49.118300 N, 24.754028 E	Зона змішування. Моніторинг кумулятивного ефекту та оцінка якості відкладів транскордонної артерії. 100м нижче за течією після від місця впадіння р. Гнила Липа у р. Дністер для оцінки транзиту забруднювачів /Mixing zone. Monitoring of cumulative effect and assessment of sediment quality of the transboundary artery. 100m downstream after the confluence of the Hnyla Lypa River into the Dniester River to assess the transit of pollutants

Аналітичний етап реалізовано на базі навчально-дослідницької лабораторії аналітичних екологічних досліджень ХНУ імені В. Н. Каразіна (верифіковано протоколами № 2224-30 та № 2208-2214). Визначено гідрохімічні показники, вміст розчинених солей та концентрацій важких металів (Pb, Cd, Cu, Zn) у воді та твердій фазі відкладів методом атомно-абсорбційної спектроскопії.

Для інтерпретації отриманих даних та ідентифікації генезису забруднення було застосовано комплексний математичний апарат, що включає такі показники: індекс геоаккумуляції (I_{geo}), коефіцієнт збагачення (EF), індекс навантаження забруднення (PLI), токсикологічний скринінг (SQGs).

Індекс геоаккумуляції (I_{geo}) використаний для оцінки інтенсивності

антропогенного накопичення металів відносно фонових значень. Для обчислення використана математична модель [13]:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5 \times B_n} \right) \quad (1),$$

де: C_n – виміряна концентрація досліджуваного елемента в зразку;

B_n – геохімічний фон для цього елемента (використовують середній вміст у земній корі, за Кларком, або локальний фоновий рівень).

1.5 – постійний коефіцієнт (фактор корекції), який використовується для мінімізації впливу можливих природних коливань фонових значень, спричинених літологічними особливостями.

За показником I_{geo} визначено ступінь забруднення донних відкладів (табл. 2)

Таблиця 2

Класифікація забруднення [13]

Table 2

Classification of pollution [13]

Значення I_{geo} / I_{geo} value	Клас / Class	Ступінь забруднення / Degree of contamination
≤ 0	0	Практично не забруднено / Virtually unpolluted
$0 < I_{geo} \leq 1$	1	Від не забрудненого до помірно Забрудненого / Non-polluted to moderately polluted
$1 < I_{geo} \leq 2$	2	Помірно забруднено / Moderately polluted
$2 < I_{geo} \leq 3$	3	Від помірно до сильно Забрудненого/ Moderately to heavily polluted
$3 < I_{geo} \leq 4$	4	Сильно забруднено / Heavily polluted
$4 < I_{geo} \leq 5$	5	Від сильно до надзвичайно Забрудненого / Heavily to extremely polluted
> 5	6	Надзвичайно забруднено / Extremely polluted

Критично важливим показником для донних відкладів є коефіцієнт збагачення (Enrichment Factor, EF), що допомагає зрозуміти, чи є цей метал результатом діяльності людини, чи він накопичився через особливості мінерального складу. Для обчислення EF використана математична модель [14, 15]

$$EF = \frac{(C_i/C_{ref})_{sample}}{(C_i/C_{ref})_{background}} \quad (2),$$

де C_i – концентрація металу що досліджується в пробі донних відкладів;

C_{ref} – концентрації референтного елемента в пробі донних відкладів. Для розрахунку елемент-референтом (нормалізатором) обрано титан;

$(C_i/C_{ref})_{sample}$ – відношення концентрації металу що досліджується до концентрації референтного елемента в пробі;

$(C_i/C_{ref})_{background}$ – відношення тих самих елементів у фоні (у кларку земної кори).

Відповідно значень показника EF визначено ступінь збагачення донних відкладів (табл. 3)

Таблиця 3

Ступінь збагачення донних відкладів за значенням показника EF [15]

Table 3

The degree of enrichment of bottom sediments based on the EF index [15]

Значення EF / EF value	Супінь збагачення / Enrichment degree
EF<2	Мінімальне (природне походження) / Minimal (natural origin)
2≤EF<5	Помірне збагачення / Moderate enrichment
5≤EF<20	Значне збагачення / Significant enrichment
20≤EF<40	Дуже високе збагачення / Very high enrichment
EF>=40	Надзвичайно високе збагачення / Extremely high enrichment

Індекс навантаження забруднення (PLI – Pollution Load Index) інтегральний показник, який дозволив оцінити загальний рівень токсичного тиску на донні відклади, враховуючи відразу кілька металів, на усій ділянці дослідження в цілому [16,17]. Для обчислення використана математична модель [16]:

$$PLI = \sqrt[n]{C_{f1} \times C_{f2} \times C_{f3} \dots C_{fn}} \quad (3),$$

де C_{fi} – коефіцієнт забруднення кожного окремого металу (розраховується як $C_{sample}/C_{background}$).

n - кількість металів, що аналізуються.

Розраховані значення показника PLI дозволили встановити ступінь забруднення донних відкладів (табл. 4)

Таблиця 4

Класифікація PLI [17]

Table 4

PLI Classification [17]

Значення PLI / PLI value	Стан донних відкладів / Sediment condition
PLI<1	Забруднення відсутнє / Contamination absent
PLI=1	Межа /Limit
PLI>1	Забруднення присутнє / Contamination present

Для оцінки потенційних токсичних ефектів у донних відкладах водосховища використана міжнародна система Sediment

Quality Guidelines (SQGs). В Україні власні офіційні нормативи ТЕС/ПЕС ще знаходяться на стадії впровадження, тому

використані консенсусні стандарти [18], які є універсальними. ТЕС (Threshold Effect Concentration) – порогова концентрація ефекту, нижче якої негативний вплив на біоту зазвичай не спостерігається; PEC (Probable Effect Concentration) – концентрація ймовірного ефекту, вище якої часто виникають несприятливі біологічні наслідки. Індивідуальну токсичність (TU_i) розраховували для кожного металу за математичною моделлю [18]:

$$TU_i = \frac{C_i}{PEC_i} \quad (4),$$

де PEC_i – ймовірна концентрація ефекту для цього металу;

Перевищення одиничного значення показника TU_i ($TU_i > 1$) свідчить про високу ймовірність виникнення гострих токсичних ефектів, що можуть призвести до летальних наслідків або суттєвих фізіологічних порушень у гідробіонтів. Розраховано середній коефіцієнт SQG ($mSQG-Q$ - Mean Sediment Quality Guideline Quotient) для оцінки сумарної токсичності. Для обчислення використана математична модель [19]:

$$mSQG - Q = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{PEC_i} \right)}{n} \quad (5),$$

де n – кількість аналізованих металів.

Аналіз просторово-часових змін здійснено згідно рівня потенціалу токсичності (табл. 5)

Таблиця 5

Показники для визначення рівня потенціалу токсичності [19]

Table 5

Indicators for determining the level of toxicity potential [19]

Параметр / Parameter $mSQG - Q$	Рівень потенціалу Токсичності /Level of toxicity potential
< 0.1	Низький /Low
0.1-1.0	Середній / Medium
> 1.0	Високий / High

Результати та обговорення

Для верифікації отриманих лабораторних даних та встановлення генезису мікроелементів застосовано багатокритеріальний підхід, що включає розрахунок I_{geo} , EF, PLI, визначення індивідуальної токсичності; надання оцінки потенційних екоотоксикологічних ризиків для бентосних біоценозів.

Розрахунок індексу I_{geo} дозволив класифікувати рівень седиментологічного навантаження на досліджуваних створах; відповідні аналітичні дані систематизовано в табл. 6.

Екологічний стан донних відкладів гідрологічної системи оцінювали шляхом порівняння фактичних концентрацій важких металів із їх фоновими значеннями в природних ґрунтах. У басейні р. Гнила Липа поширені сірі опідзолені ґрунти, чорноземи опідзолені, чорноземи глибокі, дерново-підзолисті, дернові, лучні, лучно-болотні, торфовища. На території проведення дослідження найбільш поширені чорноземи опідзолені мало гумусні типові середньо суглинистими (близько 50% площі району дослідження), по долинам річок – лучні і дерново-глейові ґрунти [20].

Аналіз отриманих результатів. Вміст валової форми Pb у ґрунтах м. Бурштин знаходиться у межах від 9.2 до 18.15 мг/кг [21], ГДК - 30 мг/кг, кларк 10 мг/кг [22]. Для розрахунку I_{geo} рекомендовано використовувати локальний фон вмісту важкого металу чи його світовий кларк. В умовах інтенсивного техногенного навантаження Бурштинської ТЕС на регіон, встановлення істинного локального геохімічного фону ускладнюється через транскордонне перенесення чи дифузне забруднення. Тому використання світових кларків у дослідженні виступає об'єктивним еталоном доантропогенного стану. Використання значень кларка відповідає класичному підходу розрахунку I_{geo} , що дозволяє уникнути суб'єктивізму при виборі локальних фонових ділянок, які можуть мати природні геохімічні аномалії. Застосування коефіцієнта 1,5 у формулі I_{geo} зумовлено відповідно до класичної методики Г. Мюллера для нівелювання можливих природних відхилень фонових концентрацій (B_n), спричинених літологічною мінливістю відкладів [13]. Науковці

Таблиця 6

Рівень седиментологічного навантаження (*I_{geo}*) на створах дослідження

Table 6

Level of sediment load (*I_{geo}*) at the survey sections

Речовина	Розрахунок $\log_2(C_n / 15)$						
	Створ 1 / Site 1	Створ 2 / Site 2	Створ 3 / Site 3	Створ 4 / Site 4	Створ 5 / Site 5	Створ 6 / Site 6	Створ 7 / Site 7
Свинець	0.64	0.65	2.13	1.84	2.93	2.46	0.67
Кадмій	0.51	0.85	3.80	2.31	1.80	1.47	0.53
Мідь	0.55	0.49	0.77	0.61	0.75	0.64	0.62
Цинк	0.11	0.12	0.72	0.15	0.52	0.23	0.10

використовують саме це значення цього коефіцієнта, який гарантує, що розрахований ступінь забруднення відображає саме антропогенний вплив, а не локальні геологічні особливості. Застосування уніфікованого коефіцієнта забезпечує можливість коректного порівняння отриманих індексів із результатами міжнародних досліджень. Отримані значення *I_{geo}* Pb для всіх створів коливаються в межах від -0.58 до 0.09. Це свідчить, що рівень накопичення Pb є мінімальним. Хоча перевищення фону (10 мг/кг) фіксується у більшості проб (крім першої), коефіцієнт 1.5 нівелює ці коливання як природні. Лише у створах №3 (Коростовичі) та №5 (Бовшів 1) індекс виходить у позитивну зону (0.09), що формально відносить їх до 1-го класу (початкова стадія забруднення). За вмістом Pb донні відклади системи характеризуються як екологічно благополучні. Навіть у зонах потенційного впливу (водосховище) накопичення металу не досягає токсично значущих рівнів.

Вміст валової форми Cd в межах 0,6-7,5 мг/кг, вміст Cd в земній корі $1,6 \times 10^{-5}$ % [23]. У ґрунтах м. Бурштин вміст Cd у валовій формі складає 2.29-4.14 мг/кг, кларк складає 0,5 мг/кг [21]. Геохімічний аналіз донних відкладів за індексом *I_{geo}* виявив суттєву антропогенну трансформацію за вмістом Cd в межах акваторії Бурштинського водосховища. На відміну від фонових створів (№1, №2, №7), де показники *I_{geo}* залишаються від'ємними, у створі №3 (с. Коростовичі) значення індексу досягає 1,93, що відповідає другому класу забруднення («помірно забруднений»).

Таке зростання концентрації Cd (до 2,85 мг/кг) у седиментах центральної частини водосховища вказує на інтенсивне осадження металу в зонах зі зниженою гідродинамічною

активністю. Отримані результати корелюють із даними стану поверхневих вод водосховища після воєнних впливів [12] для Cd, проте амплітуда накопичення Cd є вищою, що робить його пріоритетним чинником екологічного ризику в даній водній системі.

У ґрунтах м. Бурштин вміст Cu у валовій формі складає 6.24-12.25 мг/кг, фоновий вміст 17 мг/кг, [21], кларк складає 20 мг/кг [22]. Аналіз геохімічного статусу донних відкладів за вмістом Cu продемонстрував відсутність техногенного забруднення на всій протяжності досліджуваної водної системи. Встановлені від'ємні значення *I_{geo}* < 0 свідчать, що варіації концентрацій Cu обумовлені переважно природними чинниками седиментогенезу, а не антропогенною емісією. Таким чином, Cu не виступає чинником екоотоксикологічного навантаження для досліджуваної акваторії.

Вміст валової форми Zn у ґрунтах м. Бурштин знаходяться в межах 11,03-28,14 мг/кг [21], фоновий вміст - 60 мг/кг, кларк складає 50 мг/кг [22]. На основі розрахованих *I_{geo}* встановлено, що Zn підтверджує екологічну стабільність водної системи. Отримані значення *I_{geo}* на всіх моніторингових створах знаходяться в діапазоні від -3,41 до -0,46 вказують на екологічне благополуччя системи за цим показником. Спорадичне зростання концентрації Zn у центральній частині Бурштинського водосховища (65,4 мг/кг) не призводить до перевищення геохімічного порогу, що дозволяє класифікувати ці відклади як практично не забруднені техногенним Zn. Отримані результати дозволяють стверджувати, що геохімічний цикл Zn в басейні р. Гнила Липа визначається виключно природними літогенними процесами.

Для розрахунку EF (коефіцієнта збагачення) використаний титан (Ti) як нормалізатор, оскільки він є малорухливим і чітко відображає природну мінеральну матрицю. Розрахунок проведено за умови стабільного вмісту Ti (8938 мг/кг [22]) для виявлення антропогенного навантаження. Ti вибрано тому, що він є стабільним природним елементом, який не поглинається живими організмами та не вступає в хімічні реакції при зміні умов у водоймі (наприклад, при зміні рівня кисню чи температури). У досліджуваній зоні впливу теплової електростанції, де спостерігаються значні температурні коливання та зміна хімічного складу вод, використання Ti є більш надійним порівняно з Fe, чия рухливість залежить від кисневого режиму. Такий підхід відповідає методичним рекомендаціям [15] та дозволяє нівелювати вплив неоднорідності мінералогічного складу відкладів, забезпечуючи об'єктивну оцінку антропогенного навантаження.

Результати розрахунків визначили, що Cd – критичний маркер: це єдиний метал, який демонструє антропогенну складову. У створі №3 (с. Коростовичі) $EF = 5,70$, що класифікується як «значне накопичення». Це прямий доказ техногенного походження Cd в цій точці. Стосовно Pb значення EF коливаються від 1,0 до 1,6. Оскільки $EF < 2$, це вважається мінімальним накопиченням (табл. 2), яке може бути зумовлене природними літологічними особливостями, а не техногенним забрудненням. Стосовно Cu та Zn спостерігаємо, що EF стабільно нижче 2 (а для Zn навіть нижче 1). Це свідчить про те, що вміст цих металів повністю контролюється природними процесами розсіювання. Таким чином, застосування нормалізації за Ti дозволило диференціювати генезис важких металів у системі. Розраховані EF для Pb, Cu та Zn не перевищують порогу 2, що вказує на їх переважно літогенне походження (табл. 3). Натомість для Cd у створі №3 встановлено значну антропогенну складову ($EF = 5,7$), що свідчить про інтенсивне надходження цього металу з зовнішніх джерел та його подальшу акумуляцію у донних седиментах Бурштинського водосховища.

Хоча теоретично не можна повністю виключити локальні природні мікро-аномалії, однозначність антропогенного походження Cd у створі №3 підтверджується методом порівняння. По-перше, для Pb, Cu та Zn у цій же точці значення EF залишаються в межах фонових (менше 2). Це підтверджує, що природна основа дна залишається незмінною, а отже, зростання рівня кадмію не

пов'язане з геологією. По-друге, розрив між природним фоном і показником Cd ($EF = 5,70$) є значним, щоб пояснити його лише літологічними особливостями. Таким чином, у створі №3 спостерігається саме комбінований ефект: інтенсивне техногенне надходження Cd у поєднанні з гідродинамічними умовами даної ділянки, які сприяють його концентруванню у донних відкладах. Нормалізація за Ti якраз і була проведена для того, щоб відсіяти природні чинники. Оскільки для інших металів вона спрацювала і показала природний стан, то для Cd вона показала антропогенну складову.

Зафіксоване значне накопичення Cd у створі №3 ($EF = 5,70$) логічно підтверджується нашими попередніми дослідженнями стану поверхневих вод після воєнних обстрілів [12, 24]. Зокрема, у цій же локації раніше було встановлено екстремальне забруднення водного дзеркала нафтопродуктами (перевищення у 56 разів), а також підвищення рівнів Cd, Fe. Такий збіг не є випадковим. Масивне надходження нафти у водойму внаслідок обстрілів об'єкту критичної інфраструктури створило умови для формування стійких органо-мінеральних комплексів. Нафтові плівки та частинки сажі сприяють швидкому осадженню важких металів з товщі води на дно. Таким чином, сучасний стан донних відкладів у вказаному створі водосховища є результатом двох паралельних процесів: довготривалому впливу теплової електростанції (постійне температурне та хімічне навантаження) та гострого воєнного впливу, який став каталізатором інтенсивної накопичення Cd у донних відкладах. Відділити вплив техногенного навантаження ТЕС і воєнних факторів наразі неможливо, але їх поєднання зумовило перехід Cd до категорії пріоритетних екологічних ризиків для досліджуваної акваторії.

Для розрахунку індексу навантаження (PLI) спочатку було обчислено коефіцієнт забруднення (CF) для кожного металу, для кожного створу дослідження (табл. 7)

Згідно з класифікацією Томлінсона [17] (табл. 3) інтегральна оцінка техногенного навантаження на донну підсистему, проведена за допомогою індексу PLI, виявила зони екологічного ризику в центральній частині Бурштинського водосховища. Встановлено, що значення PLI у створах №3 (1.85) та №5 (1.40) перевищують одиницю, що класифікується як стан антропогенної деградації. Водночас на фонових та замикаючих створах індекс залишається в межах 0.57–

Таблиця 7

Коефіцієнти забруднення для металів на усіх створах дослідження

Table 7

Pollution factors for metals at all monitoring sites

Створ / Sites	CF (Pb)	CF (Cd)	CF (Cu)	CF (Zn)
№1	1.00	0.82	0.84	0.16
№2	1.20	1.28	0.74	0.19
№3	1.60	5.70	1.17	1.09
№4	1.40	3.46	0.91	0.22
№5	1.60	2.70	1.14	0.78
№6	1.50	2.20	0.95	0.14
№7	1.20	0.80	0.93	0.15

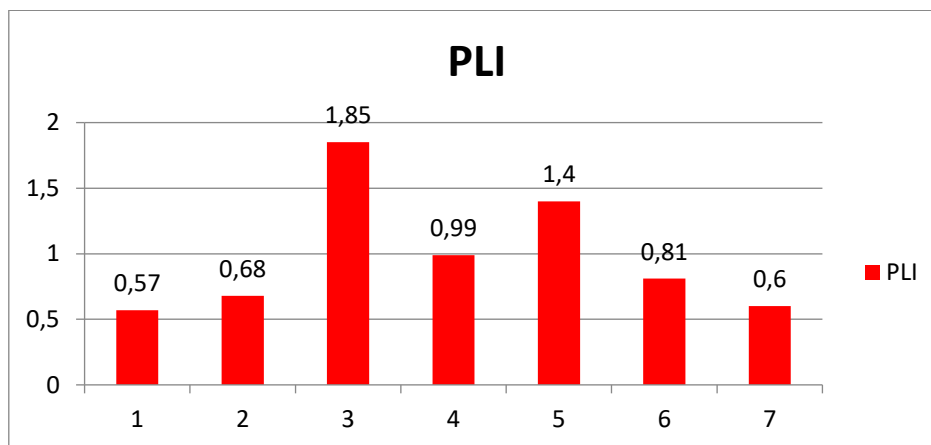


Рис. 2 – Просторовий розподіл індексу забруднення (PLI) для важких металів (Pb, Cd, Cu, Zn) в осаді водної системи (1, 2, ..., 7 – створи дослідження)

Fig. 2 – Spatial distribution of the Pollution Load Index (PLI) for heavy metals (Pb, Cd, Cu, Zn) in the sediment of the studied aquatic system (1, 2, ..., 7 – study sites)

0.81, що підтверджує локальний характер забруднення, зумовлений передусім високою акумуляцією Cd та Pb (рис. 2).

Просторовий розподіл PLI (рис. 2) чітко демонструє локалізацію зони седиментогенного ризику. Найвищі значення PLI (1.85 та 1.40) зафіксовано на створах №3 та №5, що вказує на стан антропогенної деградації (де $PLI > 1.0$). На відміну від цього, на фоновому створі №1 та замикаючому створі №7 значення індексу залишаються в задовільному діапазоні (< 0.70), що свідчить про ефективність седиментації металів у межах Бурштинського водосховища та відсутність переносу забруднювачів.

Для того, щоб зрозуміти чи є вміст металу потенційно летальним для донних організмів, було розраховано індивідуальну

токсичність (TU). Для цього були використані встановлені значення PEL (мг/кг) згідно з міжнародними нормативами [19]: Pb 91,3 мг/кг, Cd 3,53 мг/кг, Cu 197,0 мг/кг, Zn 315,0 мг/кг. Розрахунок TU показав, що вміст досліджуваних важких металів у донних відкладах гідросистеми знаходиться нижче порогових значень PEL. Попри зафіксоване антропогенне накопичення, значення TU для всіх елементів не перевищували одиницю. Найвищий токсичний потенціал виявлено для Cd у створі №3 ($TU = 0,81$). Це вказує на приховане екологічне навантаження, яке за несприятливих гідрохімічних умов може трансформуватися в реальну загрозу для бентосних біоценозів.

Для оцінки сумарної токсичності розрахований коефіцієнт SQG. Інтегральна

оцінка якості донних відкладів за показником $mSQG-Q$ дозволила встановити ймовірність прояву негативних біологічних ефектів. Розраховані значення варіюють від 0,08 до 0,32, що в цілому відповідає низькому та помірному рівням екотоксикологічного ризику. Максимальне значення коефіцієнта зафіксовано в зоні акумуляції с. Коростовичі (0,32), що вказує на зростання біологічної небезпеки внаслідок синергетичного ефекту накопичених важких металів та потребує постійного моніторингу, оскільки сукупне навантаження на бентосні біоценози є суттєво вищим за природний фон.

Зв'язок між розрахованими геохімічними індексами та біотичними наслідками розкрито достатньо повно через застосування методології SQGs. Використання порогових значень PEL дозволило встановити, що хоча концентрації металів не досягли рівня загибелі організмів ($TU < 1$), вони перебувають у зоні "прихованого навантаження". Найвищий показник TU для Cd (0,81) у створі №3 є критично близьким до одиниці. Це науково обґрунтовує ризик виникнення хронічної токсичності, що може проявлятися у зниженні репродуктивної здатності бентосних організмів та порушенні трофічних ланцюгів, навіть за відсутності миттєвого летального ефекту.

Застосування багатокритеріального підходу (Igeo та EF) дозволило встановити, що вміст Cu та Zn у донних відкладах визначається виключно природними літогенними процесами. Для Pb зафіксовано початкову стадію антропогенного впливу на окремих створах, проте його концентрації залишаються в межах екологічно безпечних значень.

Встановлено суттєву техногенну трансформацію донних відкладів за вмістом Cd. У центральній частині Бурштинського водосховища (створ №3, с. Коростовичі) виявлено значне антропогенне збагачення (EF = 5,7) та рівень «помірного забруднення» (Igeo = 1,93). Це вказує на інтенсивне надходження металу з зовнішніх джерел та його акумуляцію в зонах зі зниженою гідродинамічною активністю.

Інтегральна оцінка за індексом навантаження (PLI) чітко локалізує зону седиментогенного ризику в межах акваторії водосховища (створи №3 та №5, де $PLI > 1$). Водночас

Інтегральний показник $mSQG-Q$ враховує не лише концентрацію окремих металів, а й їхню синергетичну дію. Значення 0,32 у створі №3 вказує на помірну ймовірність прояву негативних біологічних ефектів, що є достатнім підґрунтям для прогнозування змін у структурі бентосних біоценозів.

Акцент на потенційній небезпеці не є перебільшенням, оскільки значення TU для Cd (0,81) лише на 19% віддалене від межі ймовірної летальної дії (PEL). У динамічних екосистемах, якими є водосховище-охолоджувач теплової електростанції, такий запас міцності є мінімальним і може бути вичерпаний за короткий проміжок часу. Донні відклади є депонентами забруднення. За відносно низької поточної токсичності вони залишаються джерелом вторинного забруднення. Будь-яка зміна гідрохімічного режиму (зниження рН, температурні коливання від енергоблоків або збурення осадів) може призвести до переходу Cd у біодоступну форму, різко збільшуючи реальну токсичність. Низькі значення сумарної токсичності часто не враховують ефект біокумуляції. Cd має здатність накопичуватися в тканинах гідробіонтів протягом життя. Таким чином, навіть "помірний" рівень забруднення донних відкладів призводить до хронічного отруєння ланок трофічного ланцюга.

Висновки

Фонові та замикаючі створи демонструють задовільний стан ($PLI < 0,81$), що свідчить про бар'єрну роль водосховища, яке акумулює забруднювачі та запобігає їх транзитному переносу в р. Дністер.

Розрахунок індивідуальної токсичності (TU) показав, що концентрації металів наразі не перевищують порогових значень PEL. Однак високий токсичний потенціал Cd у центральній частині водосховища ($TU = 0,81$) та інтегральний показник $mSQG-Q$ (0,32) вказують на приховану загрозу та можливість прояву негативних біологічних ефектів за зміни гідрохімічних умов.

Виявлений синергетичний ефект накопичених металів та перевищення фонових показників потребують впровадження регулярного седиментологічного моніторингу Бурштинського водосховища як ключової ланки трансформації міграційних форм важких металів у каскаді досліджуваної гідросистеми.

Конфлікт інтересів

Автор заявляє, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автор повністю дотримувався етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Декларація про використання ШІ

У цьому дослідженні не використовувався генеративний штучний інтелект.

Список використаної літератури

1. Nin C. J., Rodgher, S. Effect of a temperature rise on metal toxicity for the aquatic biota: a systematic review. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 2021. Vol. 56. No 4. P. 10-720. <https://doi.org/10.5327/Z217694781010>
2. Ромась, М. І. *Гідрохімія водних об'єктів атомної і теплової енергетики*: монографія. Київ, ВПЦ Київський університет. 2002.
3. Карлюк, А. А. *Підвищення екологічної безпеки річки Сіверський Донець та озер Лиманської групи в зоні впливу Зміївської ТЕС*. Дисертація кандидата наук. УКРНДІЕП. 2021. URL: http://www.nieep.kharkov.ua/sites/default/files/SpecRada/Dissertation_Karluk.pdf (дата звернення: 30.03.2026)
4. Ричак Т. Л., Архипова Л. М. Еколого -токсикологічна оцінка якості води водойми охолоджувача Бурштинської ТЕС. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*, 2024. Вип.30. С. 91-104. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2024-30-07>
5. Ramalho, F. L., de Barcelos, A. A., Becegato, V. A., Paulino, A. T. Sediments of Hydropower Plan Water Reservoirs Contaminated with Potentially Toxic Elements as Indicators of Environmental Risk for River Basins. *Water*, 2024. Vol.19. 2733. <https://doi.org/10.3390/w16192733>
6. Васенко, О. Г., Верниченко, Г. А., Верниченко-Цветков, Д. Ю., Коваленко, М. С. Розширення переліку показників екологічної класифікації якості поверхневих вод України. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2011. № 33. С. 33-47.
7. Jaskuła, J., Sojka, M. Assessment of Spatial Distribution of Sediment Contamination with Heavy Metals in the Two Biggest Rivers in Poland. *Catena*. 2022. Vol. 211, 105959. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105959>
8. Генерація Бурштинська ТЕС. 2026. <https://join.dtek.com/ua/burstinska-tes/> (дата звернення: 30.03.2026)
9. Івано-Франківська обласна військова адміністрація *Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Івано-Франківській області в 2022 р.* Івано-Франківськ. 2023. https://www.if.gov.ua/storage/app/sites/24/uploaded-files/%D0%94%D0%9E%D0%9F%D0%9E%D0%92%D0%86%D0%94%D0%AC_2023.pdf (дата звернення: 30.03.2026)
10. Івано-Франківська обласна військова адміністрація *Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Івано-Франківській області за 2023 р.* Івано-Франківськ. 2024. <https://www.if.gov.ua/storage/app/sites/24/uploaded-files/regionalna-dopovid-2024.pdf> (дата звернення: 30.03.2026)
11. Rychak, T., Arkhypova, L., Kizilova, N., Vnukova, N., Rychak, N. Patterns of changes in hydrochemical parameters of surface water massifs in the area of influence of a thermoelectric power station. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2025. Vol. 26. N 8. P.187-202. <https://doi.org/10.12912/27197050/207533>
12. Rychak, T., Arkhypova, L. Environmental assessment of the impact of hydrocarbon pollution on the condition of cooling ponds. *Ecological Safety and Balanced Use of Resources*. 2025. Vol. 16. N 1. P. 9-18. <https://doi.org/10.69628/esbur/1.2025.09>
13. Förstner, U., Wittmann, G. T. Metal Pollution in the Aquatic Environment. *Springer Science & Business Media*. Berlin-Heidelberg-New York-Tokyo 2012. https://books.google.co.il/books/about/Metal_Pollution_in_the_Aquatic_Environme.html?id=9PLuCAAQBAJ&redir_esc=y
14. Sutherland, R. A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*. 2000. Vol. 39. № 6. P. 611-627. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>
15. Loska, K., Wiechuła, D., Korus, I. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International*. 2004. Vol. 30. № 2. P. 159-65. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00157-0](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00157-0)

16. Abraham, G. M. S., Parker, R. J. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2008. Vol. 136. № 1-3. P. 227-238. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9678-2>
17. Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., Jeffrey, D. W. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*. 1980. Vol. 33. № 1. P. 566-575. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>
18. Angulo, E. The Tomlinson Pollution Load Index applied to heavy metal 'Mussel-Watch' data: a useful index to assess coastal pollution. *Science of the Total Environment*. 1996. Vol.187. №1. C.19-56. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05128-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05128-5)
19. MacDonald, D., Ingersoll, C. & Berger, T. Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2000. Vol.39. P. 20–31 <https://doi.org/10.1007/s002440010075>
20. Приходько, М. М. Наукові основи басейнового управління природними ресурсами (на прикладі річки Гнила Липа). *Вісник Львівського університету. Серія географічна*. 2007. № 34. С. 193 – 200. <https://publications.lnu.edu.ua/bulletins/index.php/geography/article/view/2625/2697>
21. Паньків, З. Забруднення важкими металами ґрунтів міста Бурштин Івано-Франківської області. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*, 2007. № 34. С. 189–192 <https://publications.lnu.edu.ua/bulletins/index.php/geography/article/view/2624>
22. Фатєєв А.І., Пашенко Я.В. *Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України*. Харків. 2003. f
23. Яковенко, О. В., Самчук, А. І., Кураєва, І. В., Манічев, В. Й. Особливості забруднення ґрунтів кадмієм та іншими важкими металами підприємствами кольорової металургії. *Мінералогічний журнал*. 2011. Т. 33. № 2. С. 96-99. https://mineraljournal.org.ua/sites/default/files/sites/default/files/MJ_2_2011.pdf
24. Ричак, Т. Л., Архипова, Л. М. Донні відклади як інформаційний показник потенційного екологічного ризику техногенного навантаження на водний об'єкт: У *Молодіжний екогеофорум – 2025: матеріали конференції* . 2025. С. 69-71. Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу. URL: https://nung.edu.ua/sites/default/files/2026-01/%D0%B7%D0%B1%D1%96%D1%80%D0%BD%D0%B8%D0%BA_%D0%93%D0%B5%D0%BE%D1%84%D0%BE%D1%80%D1%83%D0%BC_2025.pdf

Отримано: 05.04.2026 / Переглянуто: 06.05.2026 / Прийнято: 10.05.2026 / Опубліковано: 30.05.2026

T. L. RYCHAK,

PhD student in the Department of Ecology

e-mail: taras_rychak@ukr.net

ORCID ID: <https://0009-0002-0848-6327>

Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas,
15, Karpatska, Str., Ivano-Frankivsk, 76019, Ukraine

ASSESSMENT OF HEAVY METAL CONTAMINATION IN BOTTOM SEDIMENTS DUE TO LONG-TERM EXPOSURE TO TPP

Purposes. To assess the geochemical and ecological status of bottom sediments within the “Gnyla Lypa River – Burshtyn Reservoir – Dniester River” hydrological system.

Methods. Field and analytical methods, with a systematic approach to synthesizing the results.

Results. Sediment samples were collected at seven representative sites within the hydrological system. To interpret data on heavy metal content (Cu, Zn, Cd, Pb), the following indicators were used: geoaccumulation index, enrichment factor, pollution index, and toxicological screening. The obtained geoaccumulation index values indicate ecological well-being, and the geochemical cycle of Zn in the Gnyla Lypa River basin is determined exclusively by natural lithogenic processes. The calculated enrichment factor values for Cd at the third section indicate an anthropogenic component. It has been established that the pollution index values at sections No. 3 and No. 5 indicate a state of anthropogenic degradation; at the background and terminal sections, the index indicates the absence of pollution. The highest toxicological screening was detected for Cd at section No. 3, which provides grounds for asserting the presence of a latent ecological load that, under unfavorable hydrochemical conditions,

could transform into a real threat to benthic biocenoses. The calculated values of total toxicity vary within ranges corresponding to low and moderate levels of ecotoxicological risk. The highest value of the coefficient was recorded in the accumulation zone (station No. 3), indicating an increase in biological risk due to the synergistic effect of accumulated heavy metals. The values of the pollution load index and the pollution index indicated that the environmental risk associated with the presence of heavy metals in the bottom sediments of rivers and reservoirs was moderate.

Conclusions. The results of the study are of practical significance for the development of environmental management strategies for the Hnyla Lypa–Dniester river system. The measured levels of heavy metal accumulation in bottom sediments serve as a basis for assessing the ecotoxicological status of the reservoir and predicting the resilience of aquatic ecosystems to anthropogenic impacts.

KEYWORDS: *bottom sediments, aquatic ecosystem, thermal power plant*

Conflict of interest

The author declares that there is no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. In addition, the author has fully complied with ethical standards, including plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

AI Statement

In this study, generative artificial intelligence was not used.

References

- Nin, C. J., Rodgher, S. (2021). Effect of a temperature rise on metal toxicity for the aquatic biota: a systematic review. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 56(4). 10-720. <https://doi.org/10.5327/Z217694781010>
- Romash, M. I. (2002). *Hydrochemistry of Water Bodies in Nuclear and Thermal Power Generation: Monograph*. Kyiv, Kyiv University Publishing Center
- Karlyuk, A. A. (2020). Improving the Environmental Safety of the Siverskyi Donets River and the Liman Group of Lakes in the Impact Zone of the Zmiiv Thermal Power Plant. Abstract of the Ph.D. dissertation, UKRNDIEP. Retrieved from http://www.nieep.kharkov.ua/sites/default/files/SpecRada/Dissertation_Karlyuk.pdf
- Rychak, T. L. and Arkhipova, L. M. (2024). Ecological and toxicological assessment of water quality in the cooling pond of the Burshtyn TPP. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University. Series "Ecology"*, 30, 91–104. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2024-30-07>
- Ramalho, F. L., de Barcelos, A. A., Becegato, V. A., Paulino, A. T. (2024). Sediments of Hydropower Plan Water Reservoirs Contaminated with Potentially Toxic Elements as Indicators of Environmental Risk for River Basins. *Water*, 19, 2733. <https://doi.org/10.3390/w16192733>
- Vasenko, O. G., Vernichenko, G. A., Vernichenko-Tsvetkov, D. Yu., Kovalenko, M. S. (2011). Expansion of the list of indicators for the ecological classification of surface water quality in Ukraine. *Problems of Environmental Protection and Ecological Safety*, XXXIII, 33–47
- Jaskuła, J., Sojka, M. (2022). Assessment of Spatial Distribution of Sediment Contamination with Heavy Metals in the Two Biggest Rivers in Poland. *Catena*, 211, 105959. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105959>
- Burshtyn Thermal Power Plant. (2026). Retrieved from <https://join.dtek.com/ua/burstinska-tes/>
- Ivano-Frankivsk Regional Military Administration (2023). Regional Report on the State of the Environment in Ivano-Frankivsk Region in 2022. Ivano-Frankivsk. Retrieved from https://www.if.gov.ua/storage/app/sites/24/uploaded-files/%D0%94%D0%9E%D0%9F%D0%9E%D0%92%D0%86%D0%94%D0%AC_2023.pdf
- Ivano-Frankivsk Regional Military Administration (2024). Regional Report on the State of the Environment in Ivano-Frankivsk Oblast for 2023. Ivano-Frankivsk. Retrieved from <https://www.if.gov.ua/storage/app/sites/24/uploaded-files/regionalna-dopovid-2024.pdf>
- Rychak, T., Arkhypova, L., Kizilova, N., Vnukova, N., Rychak, N. (2025). Patterns of changes in hydrochemical parameters of surface water massifs in the area of influence of a thermoelectric power station. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 26 (8), 187-202. <https://doi.org/10.12912/27197050/207533>
- Rychak, T., Arkhypova, L. (2025). Environmental assessment of the impact of hydrocarbon pollution on the condition of cooling ponds. *Ecological Safety and Balanced Use of Resources*, 16 (1), 9-18. <https://doi.org/10.69628/esbur/1.2025.09>
- Förstner, U., Wittmann, G. T. (2012). *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer Science & Business Media. Berlin-Heidelberg-New York-Tokyo. Retrieved from https://books.google.co.il/books/about/Metal_Pollution_in_the_Aquatic_Environme.html?id=9PLu-CAAQBAJ&redir_esc=y

14. Sutherland, R. A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39 (6), 611-627. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>
15. Loska, K., Wiechula, D., Korus, I. (2004). Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International*, 30(2), 159-65. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00157-0](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00157-0)
16. Abraham, G. M. S., Parker, R. J. (2008). Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136(1-3), 227-238. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9678-2>
17. Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1), 566-575. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>
18. Angulo, E. (1996). The Tomlinson Pollution Load Index applied to heavy metal 'Mussel-Watch' data: a useful index to assess coastal pollution. *Science of the Total Environment*, 187(1), 19-56. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05128-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05128-5)
19. MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., Berger, T. A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(1), 20-31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>
20. Prykhodko, M. M. (2007). Scientific Foundations of Basin-Wide Natural Resource Management (Using the Example of the Hnyla Lypa River): *Bulletin of Lviv University. Geography Series*, 34, 193–200. Retrieved from <https://publications.lnu.edu.ua/bulletins/index.php/geography/article/view/2625/2697>
21. Pankiv, Z. (2007). Heavy Metal Pollution of Soils in the City of Burshtyn, Ivano-Frankivsk Region. *Bulletin of Lviv University. Geography Series*, 34, 189–192. Retrieved from <https://publications.lnu.edu.ua/bulletins/index.php/geography/article/view/2624>
22. Fateev, A. I., Pashchenko, Y. V. (Eds.) (2003). Background content of trace elements in the soils of Ukraine. Kharkiv
23. Yakovenko, O. V., Samchuk, A. I., Kuraeva, I. V., Manichev, V. Y. (2011). Features of soil contamination with cadmium and other heavy metals by non-ferrous metallurgy enterprises. *Mineralogical Journal*, 33(2), 96–99. Retrieved from https://mineraljournal.org.ua/sites/default/files/sites/default/files/MJ_2_2011.pdf
24. Rychak, T. L., Arkhipova, L. M. (2025). Bottom sediments as an indicator of potential environmental risk from anthropogenic loading on a water body. Proceedings of the Conference Youth Eco-Geo Forum – 2025, (pp. 69–71). Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas. 2025. Retrieved from https://nung.edu.ua/sites/default/files/2026-01/%D0%B7%D0%B1%D1%96%D1%80%D0%BD%D0%B8%D0%BA_%D0%93%D0%B5%D0%BE%D1%84%D0%BE%D1%80%D1%83%D0%BC_2025.pdf

Submission received: 05.04.2026 / Revised: 06.05.2026 / Accepted: 10.05.2026 / Published: 30.05.2026