ВПЛИВ ВІДХОДІВ ЕЛЕКТРИЧНОГО ТА ЕЛЕКТРОННОГО ОБЛАДНАННЯ НА СКЛАД ФІЛЬТРАТУ СМІТТЄЗВАЛИЩ

Володимир Файчук[1], Роман Петрук[2], Віталій Іщенко[3], Сергій Гавадза[4]

Вінницький національний технічний університет,
95, Хмельницьке шосе, Вінниця, 21021, Україна
[1] fajjchuk@gmail.com, orcid.org/0009-0003-0031-881X
[2] докт. техн. наук, prroma07@gmail.com, orcid.org/0000-0002-5128-4053
[3] докт. техн. наук, ischenko.v.a@vntu.edu.ua, orcid.org/0000-0002-8464-1096
[4] sergeygavadza@gmail.com, orcid.org/0009-0006-6976-465X

DOI: 10.32347/2524-0021.2026.54.79-91

Анотація. Актуальність дослідження зумовлена зростанням екологічних ризиків, пов'язаних з утворенням інфільтрату сміттєзвалищ твердих побутових відходів та його міграцією у підземні води й прилеглі ґрунти. Інфільтрат є складною багатокомпонентною системою, що містить органічні речовини, сполуки азоту, а також важкі метали, які характеризуються високою токсичністю, кумулятивними властивостями та здатністю до тривалої міграції у довкіллі. Особливу небезпеку становить зростання частки відходів електричного та електронного обладнання у складі сміттєзвалищ, що є додатковим джерелом важких металів.

Метою роботи є оцінка екологічної безпеки інфільтрату сміттєзвалищ та встановлення закономірностей зміни вмісту важких металів у часі залежно від морфологічного складу відходів. Дослідження виконано на основі експериментальних даних, отриманих у двох модельних реакторах (рис.1) – Р1, що містила виключно побутові відходи, та Р3, до складу якої додатково вводилися відходи електричного і електронного обладнання (1 % маси). У пробах інфільтрату визначали концентрації міді, цинку, марганцю, нікелю та свинцю з використанням стандартних аналітичних методик. Для інтерпретації результатів застосовано методи математичного моделювання динаміки зміни концентрацій важких металів у часі.

Результати досліджень показали, що для інфільтрату модельного реактора Р1 характерна тенденція до поступового зниження концентрацій важких металів у часі, що може бути описано експоненційними залежностями та пояснюється процесами сорбції, осадження і біогеохімічної трансформації. Для реактора Р3 встановлено вищі початкові концентрації металів та уповільнення темпів їх зниження, що свідчить про негативний вплив електронних відходів на процеси самоочищення інфільтрату. Практичне значення роботи полягає у можливості використання отриманих закономірностей для прогнозування забруднення підземних вод і ґрунтів у зонах впливу сміттєзвалищ та обґрунтування природоохоронних заходів.

Ключові слова: інфільтрат сміттєзвалищ, важкі метали, екологічна безпека, підземні води, ґрунти, електронні відходи, технології захисту навколишнього середовища.

ВСТУП

Проблема поводження з твердими побутовими відходами залишається однією з ключових екологічних проблем сучасності, особливо для країн з переважанням полігонного захоронення відходів. Більшість сміттєзвалищ експлуатуються без достатніх інженерних бар'єрів, що сприяє утворенню інфільтрату та його неконтрольованому проникненню у водоносні горизонти і прилеглі ґрунти. Інфільтрат сміттєзвалищ характеризується складним хімічним складом і може містити токсичні компоненти у концентраціях, що переви-

© Файчук В., Петрук Р., Іщенко В., Гавадза С., 2026

щують гранично допустимі значення для водних екосистем.

Актуальність досліджень параметрів інфільтрату сміттєзвалищ зумовлена необхідністю до вирішення екологічної проблеми негативного впливу сміттєзвалищ на довкілля та здоров'я людей.

Метою роботи є оцінка екологічної безпеки інфільтрату модельного сміттєзвалища та встановлення закономірностей зміни вмісту важких металів у часі залежно від морфологічного складу відходів. Задачами дослідження було: проаналізувати літературні дані стосовно факторів накопичення важких металів в компонентах довкілля; створення системи модельних реакторів з побутовими відходами та, окремо, з додаванням електричних й електронних відходів; проаналізувати вміст важких металів в інфільтраті модельних реакторів; розробити математичні залежності зниження вмісту металів в інфільтраті з часом.

Аналіз джерел

У наукових публікаціях останніх років інфільтрат сміттєзвалищ розглядається як одне з основних джерел забруднення підземних вод важкими металами та органічними сполуками [1]. Дослідниками встановлено, що концентрації міді, цинку, свинцю та нікелю в інфільтраті можуть у декілька разів перевищувати нормативні показники для вод господарсько-питного призначення [2]. Мобільність важких металів значною мірою залежить від кислотності інфільтрату, вмісту органічних речовин та віку сміттєзвалища [3, 4]. Окремі автори відзначають, що відходи електричного та електронного обладнання є джерелом легко розчинних форм металів, які швидко переходять у рідку фазу [5].

Характеристики інфільтрату сміттєзвалищ є складними та багатокомпонентними, включаючи органічні сполуки, азотні речовини та важкі метали з високою токсичністю та кумулятивними властивостями [6]. Наприклад, у дослідженнях [7] встановлено, що інфільтрат містить Pb як домінуючий метал з концентраціями до 72 мг/кг у осадах, за яким слідують Cr та Cd, з тенденцією до збільшення концентрацій у нижніх течіях річок через міграцію з полігонів. У муніципальних сміттєзвалищах важкі метали, такі як Pb, Cu, Cr, Ni, Mn, Hg, Fe, Zn та Cd, часто перевищують граничні значення, що пов'язано з розкладанням відходів та сезонними факторами [8]. У випадку небезпечних відходів, інфільтрат може містити додаткові забруднювачі, такі як перфторовані сполуки та антибіотики, з концентраціями від 14,54 мкг/л до 43,05 мкг/л, залежно від типу відходів [9].

Особливості інфільтрату включають його варіабельність залежно від складу відходів: у звичайних побутових відходах переважають органічні забруднювачі, тоді як додавання електронних відходів підвищує вміст металів, таких як Cd (0,4…0,7 мг/л), Pb (0,2 мг/л), Cr (0,4 мг/л) та Hg (0,02 мг/л), а також PAHs та PCBs, що перевищують норми EPA [10]. Електронні відходи, як джерело забруднення, сприяють вищим концентраціям Pb та Zn (до 8,49 кг/рік), з потенціалом зменшення на $7{,}09\cdot10^{-4}$…$5{,}32\cdot10^{-3}$ кг/рік за умови сортування відходів. У контексті переробки електронних відходів, забруднення поширюється на ґрунти, воду та осади, з Pb як найвищим металом (медіана 96,46 мг/кг у ґрунтах), що перевищує норми USEPA та WHO [11]. Крім того, інфільтрат електронних відходів демонструє токсичність для біоти, з металами Ni, Cu, Zn, Pb, Cd, Cr та Hg, що викликають ембріональні порушення [12].

Щодо залежностей зміни з часом вмісту важких металів, дослідження вказують на вплив віку полігону: у старіших сміттєзвалищах (понад 20 років) концентрації органічних токсикантів та металів накопичуються, з позитивною кореляцією з тривалістю експлуатації, тоді як у молодших (12–15 років) вони нижчі [13]. Сезонні фактори, такі як сухий сезон, посилюють концентрацію металів через зменшення розбавлення, з тенденцією до зростання Pb (+22,28 %), Cr (+41,67 %) та Cd (+37,60 %) у нижніх ділянках. У модельних умовах спостерігається тенденція до зниження концентрацій з часом через сорбцію та осадження, але наявність електронних відходів уповільнює

цей процес [14, 15]. Разом з тим, більшість досліджень мають описовий характер і не містять кількісного аналізу кінетики зниження концентрацій металів у часі [16]. Це обмежує можливості прогнозування екологічних ризиків та розробки ефективних природоохоронних заходів.

Актуальність теми

Особливу екологічну небезпеку становлять важкі метали, які не піддаються біологічному розкладу, здатні накопичуватися в ґрунтах та донних відкладах і залучатися до трофічних ланцюгів [3]. Упродовж останніх років спостерігається зростання частки відходів електричного та електронного обладнання у загальному потоці твердих побутових відходів, що призводить до підвищення вмісту таких металів, як мідь, цинк, нікель та свинець, в інфільтраті.

Аналіз сучасних наукових досліджень [13] за останні 3–5 років свідчить, що основна увага приділяється складу інфільтрату та його впливу на підземні води, тоді як питання динаміки зміни концентрацій важких металів у часі, особливо за наявності електронних відходів, залишаються недостатньо вивченими. Відомо, що з часом концентрації різних речовин можуть змінюватись під впливом комплексу процесів [1], зокрема вимивання, біохімічного розкладу та хімічних перетворень. Як результат, також змінюються параметри сміттєзвалищ, зокрема pH та інші фізико-хімічні характеристики середовища. У зв'язку з цим актуальним є проведення експериментальних досліджень у модельних умовах з подальшим математичним описом отриманих закономірностей.

Мета досліджень

Метою роботи є оцінка екологічної безпеки інфільтрату модельного сміттєзвалища та встановлення закономірностей зміни вмісту важких металів у часі залежно від морфологічного складу відходів.

МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ

Об'єктом дослідження є штучно утворений інфільтрат, що утворюється в процесі фільтрації атмосферних опадів крізь масу твердих побутових відходів у модельних умовах. Дослідження проводили у двох модельних реакторах: Р1, що містив типові побутові відходи (табл. 3), та Р3, до складу якого додатково вводилися відходи електричного і електронного обладнання (табл. 4) у кількості 1 % від загальної маси відходів. Модельні реактори являли собою пластикові ємності об'ємом 200 л, висотою 1,2 м та діаметром 40 см, заповнені відходами до рівня 150 л, з перфорованим внутрішнім дном для збору інфільтрату. Ці ємності герметично закриті, що забезпечувало відсутність доступу повітря та формування анаеробних умов. Реактори утеплені ззовні для збереження сталої температури з метою максимальної імітації умов реального полігону.

Конструкція реакторів передбачала наявність зливного отвору (кран) в конічній основі для відведення фільтрату, тоді як система розпилення на верхній кришці забезпечувала рівномірне зрошення маси відходів. Процес підготовки експериментальних установок розпочався з формування дренажного шару на дні, що складався з 10 см гравію та фільтрувальної тканини. Основний об'єм реактора заповнювали 80-сантиметровим шаром суміші побутових відходів, щільність яких шляхом пресування була доведена до середнього показника українських полігонів – 750 кг/м³. Для досягнення нормативного рівня вологості (46,5 %) до кожної установки додавали розрахований об'єм дистильованої води, зважаючи на початкові параметри сировини. Поверх ущільненого масиву ПВ повторно вкладали захисну тканину та гравій, після чого здійснювали герметизацію реакторів для початку досліджень.

Експеримент імітував природні умови сміттєзвалища шляхом періодичного додавання дистильованої води (еквівалентно середньорічним опадам у Вінницькому регіоні – близько 650 мм/рік), розподіленої рівномірно протягом періоду спостереження. Це дозволило вивчити динаміку утворення інфільтрату та міграцію важких металів залежно від складу відходів.



Рис. 1. Модельні реактори з відходами*
Fig. 1. Model reactors containing waste*

*Примітка. В іншому досліді, в модельний реактор 2 (Р2) було завантажено батарейки. Результати станом на червень 2026 року ще не опубліковано.

Методика відбору проб фільтрату базувалася на стандартних вимогах ДСТУ ISO 5667-1:2008 "Якість води. Відбір проб. Частина 1: Настанови щодо розроблення програм відбору проб і методів відбору". Відбір проб інфільтрату здійснювали у період з листопада 2023 р. по липень 2024 р. з фіксованими часовими інтервалами (1 раз на тиждень). Для хімічного аналізу вмісту металів у зразках була використана частина проб відібраних з інтервалом 1 місяць. Проби відбирали у стерильні ПЕТ ємності об'ємом 1 л, попередньо оброблені нітратною кислотою для запобігання сорбції металів на стінках. Об'єм кожної проби становив 1 л, з фіксацією дати та температури.

Для компенсації об'єму відібраних проб та імітації природних процесів інфільтрації в тіло полігона до реакторів систематично додавали свіжу дистильовану воду. Розрахунок об'єму рідини базувався на кліматичних показниках досліджуваного регіону, зокрема на середньорічній кількості опадів в Україні, що становить 650 мм (або 650 л/м^2).

З огляду на внутрішній діаметр реакторів (87 см) та відповідну площу їхнього поперечного перерізу (0,6 м^2), необхідний річний об'єм зволоження був визначений як 390 л:

$$V = \frac{650\text{л} \times 0{,}6\ \text{м}^2}{1\text{м}^2} = 390\ \text{л/рік}. \qquad (1)$$

Це відповідає щотижневому додаванню 7,5 л води. Аналогічний об'єм фільтрату, що пройшов крізь товщу відходів, відбирався для подальшого хімічного аналізу, що дозволило змоделювати реальну динаміку утворення та витоку фільтрату в природних умовах.

Табл. 1. Морфологічний склад відходів у реакторах
Table 1. Morphological composition of waste in reactors

Фракція	Реактор 1, кг	Реактор 3, кг
харчові	18,83	18,83
папір	0,93	0,93
картон	0,36	0,36
деревина	0,36	0,36
скло	1,56	1,56
метал	0,60	0,60
ПЕТ	0,50	0,50
плівка	0,33	0,33
пластикова упаковка	3,96	3,96
інший пластик	0,3	0,3
текстиль	1,06	1,06
небезпечні	0,23	0,23
каучук	0,13	0,13
інші	2,23	2,23
ВВЕО	0	0,308*
СУМА	~31,38	~31,688

* У бочку 3 (Р3) завантажено 1 % маси ВВЕО різних типів, у близькому до середнього (наведеного у табл. 2) співвідношенні.

Окрім вмісту важких металів визначалась також pH і окисно-відновний потенціал (ОВП). Вимірювання проводилось електрометричним методом за допомогою попередньо відкаліброваного за двома стандартними буферними розчинами pH-метра зі скляним комбінованим електродом. Перед зануренням датчика проба інфільтрату перемішувалась без насичення киснем, а після занурення чутливого електроду фіксувались стабільні показання приладу з обов'язковою температурною компенсацією.

Табл. 2. Морфологічний склад електронного та електричного обладнання
Table 2. The Morphological Composition of Electronic and Electrical Equipment

Обладнання	Масова частка компоненту, %					
	Чорні метали	Інші метали	Кабелі	Пластик	Друковані плати	Скло катодних трубок
Холодильник	47,6	1,3	3,4	43,7	0,5	–
Кондиціонер	45,9	9,3	17,8	17,7	2,7	–
Телевізор із катодною трубкою	6-12,7	0,1	2-3,9	17,9-22	8,7-10	35,7-60
Телевізор рідкокристалічний	25-43	3,8-9	0,8-4	24-42,8	4,4-11,6	–
Комп'ютер	47-58	0,4	0,9-2,6	2,8-3,5	8,9-9,4	–
Ноутбук	7-19,5	2,4-11	1-3,2	19,5-38	13,7-17	–
DVD програвач	62,5	–	3,6	15,3	14,0	–
Аудіоплеєр	35,1	0,5	3,2	46,9	10,4	–
Факс	33,3	1,7	6,1	49,1	12,2	–
Телефон	3,6	0,3	10,3-16,2	47,8-53,2	12,6-21,9	–
Принтер	10-41	0,2-0,3	0,8-3,2	34,4-45,8	6,6-7,4	–
Мобільний телефон	0,8–8	0-3,9	0,3	25,6-45	22-40	–
Фотоапарат цифровий	5,2	4,3	0,3	31,8	20,2	–
Мікрохвильова піч	71,9	0,4	4	6,5	4,7	–
Прилади для дистанційного контролю	1	–	–	82	17	–
Детектор диму	13	2	1	67	17	–
Клавіатура	9-27	–	6,8	55-78,5	2,1-11	–
Монітор	3	1	4	18	12	0-62
Комп'ютерна миша	1,2-5	–	32	46,9-52	8,2-11	–
Іграшки	4,3-11	0,2	1,3-2	72	2-6	–
Праска	3,9	44,8	14,3	37,1	–	–
Міксер/блендер	2,7	0,1	6,8	20,4	0,7	–
Пилосос	1,1	0,1	5,2	55,5	0,7	–

Оскільки інфільтрат містить високі концентрації колоїдних та органічних речовин, після кожного вимірювання електрод піддавали ретельному промиванню дистильованою водою для запобігання пасивації мембрани.

Вимірювання ОВП виконувались експрес-методом безпосередньо після відбору проби для запобігання викривленню результатів унаслідок контакту рідкої фази з атмосферним киснем. Аналіз реалізований шляхом занурення позолоченого робочого електрода в досліджуваний розчин і реєстрації значення електричного потенціалу в мілівольтах (мВ) після повної стабілізації системи. У зв'язку зі специфікою хімічного складу інфільтрату, робочу поверхню ОВП-електрода регулярно очищували.

Проби консервували додаванням нітратної кислоти до $pH < 2$ і зберігали при температурі 4 °C до аналізу, що забезпечувало стабільність зразків.

Визначення вмісту важких металів (Cu, Zn, Mn, Ni, Pb) у пробах інфільтрату проводили з використанням атомно-абсорбційної спектрометрії (ААС). ААС є стандартним аналітичним методом для кількісного визначення елементів у природних водах, заснованим на поглинанні електромагнітного випромінювання атомами елемента в газовій фазі. Метод базується на ДСТУ ISO 15586:2005 "Якість води. Визначення мікроелементів з використанням атомно-абсорбційної спектрометрії з графітовою піччю" (для низьких концентрацій).

Границя середнього квадратичного відхилення випадкової складової відносної

похибки приладу ААС не перевищує 20 %, що відповідає нормативним вимогам для електротермічної атомізації для цього приладу. Абсолютна похибка вимірювання оптичної густини визначається коефіцієнтом пропускання атестованого нейтрального світлофільтра з допустимим відхиленням ±0,005. Систематична складова похибки, зумовлена неатомним поглинанням молекулярними сполуками та дисперсними частинками в зоні атомізації, компенсується методом корекції фону на основі зворотного ефекту Зеемана у спектральному діапазоні 190–830 нм. Похибка відтворення температурного режиму графітової печі становить ±(20 + 0,14·T) °C у діапазоні 80–1000 °C та ±160 °C у діапазоні 1001–2400 °C, що є визначальним фактором відтворюваності результатів атомізації. Метрологічна придатність приладу підтверджується відповідністю характеристичної маси міді нормативному значенню не більше 140 пг при оптичній густині атомної пари 0,0044 В.

Приладом визначались розчинені форми металів за допомогою трубчастої печі (рідкі проби об'ємом 5–50 мкл).

РЕЗУЛЬТАТИ І ОБГОВОРЕННЯ

Відповідно до результатів, наведених у табл. 2, встановлено, що компонентний склад більшості видів електричного та електронного устаткування на 90 % сформований чорними металами (зокрема Fe) та полімерами. Специфічна морфологія притаманна телевізійним приймачам з електронно-променевими трубками, де превалює скляна фракція, а також мобільним засобам зв’язку та цифровим камерам, вагома частка маси яких припадає на електронні плати. Найвищий вміст металевих елементів зафіксовано у великогабаритному обладнанні. Частка пластику переважно становить від 30 % до 50 %, причому мінімальні концентрації цього матеріалу характерні для обчислювальної техніки та мікрохвильових печей.

Гідрологічний режим слід вважати визначальним фактором, що зумовлює інтенсивність деградації відходів до моменту повної стабілізації їхньої органічної складової. Оптимізація водності середовища дозволяє інтенсифікувати трансформацію умов міграції важких металів. Встановлення кількісних параметрів прискорення цих процесів дає змогу прогнозувати динаміку вимивання токсичних елементів у довгостроковій перспективі на наступні десятиліття.

Для оцінки екологічної безпеки порівнювали отримані концентрації з гранично допустимими концентраціями (ГДК) важких металів у природних водах відповідно до нормативів України. Для природних вод (поверхневих та підземних, рибогосподарського призначення, за Наказом МОЗ України № 400 від 12.05.2010): Cu – 0,001 мг/л, Zn – 0,01 мг/л, Mn – 0,01 мг/л, Ni – 0,01 мг/л, Pb – 0,005 мг/л. Для питної води [17]: Cu – 2,0 мг/л, Zn – 5,0 мг/л, Mn – 0,05 мг/л, Ni – 0,02 мг/л, Pb – 0,01 мг/л.

Для аналізу динаміки зміни концентрацій важких металів у часі застосовано математичне моделювання. Зниження вмісту металів описували експоненційною залежністю виду:

$$C(t) = C_0 \cdot e^{-kt} + C_{\min}, \qquad (2)$$

де $C(t)$ – концентрація металу в інфільтраті у момент часу t, C_0 – початкова концентрація, k – коефіцієнт швидкості зниження концентрації, $C_{\min}$ – мінімальне стабілізоване значення концентрації. Моделювання виконували за допомогою програмного забезпечення OriginPro 2021, з оцінкою коефіцієнта детермінації ($R^2 > 0{,}85$).

Експериментальні дані, наведені в табл. 3 та 4, демонструють динаміку концентрацій важких металів (Cu, Zn, Mn, Ni, Pb) в інфільтраті модельних ракторів Р1 (з виключно побутовими відходами) та Р3 (з додаванням 1 % відходів електричного та електронного обладнання – ВЕЕО) протягом періоду з листопада 2023 р. по липень 2024 р. Аналіз показує загальну тенденцію до зниження концентрацій більшості металів з часом, що узгоджується з процесами сорбції, осадження та біогеохімічної трансформації в системі сміттєзвалища. Однак, для реактора Р3 спостерігаються вищі початкові концентрації та уповільнена динаміка їх зниження, що пов'язано з додат-

ковим надходженням металів з ВЕЕО, утворенням комплексів з органічними речовинами та підвищенням мобільності елементів.

Для математичного опису динаміки концентрацій використано експоненційну модель (1), де t – час у днях від початку експерименту (17.11.2023 р. як день 0). Визначення параметрів моделі проводилося з використанням методу найменших квадратів.

Табл. 3. Концентрації важких металів (мг/л) в інфільтраті модельного контрольного реактора Р1

Table 3. Concentrations of heavy metals (mg/L) in the leachate from the P1 model control reactor

Дата	Cu	Zn	Mn	Ni	Pb
17.11.2023	0,0984	51,8	0,88	0,97	0,03
25.12.2023	0,2036	83,07	1,69	0,38	0,036
01.02.2024	0,0772	22,12	0,7	0,17	0,06
29.02.2024	0,09	64,7	0,6	0,11	0,14
19.03.2024	0,0908	69,56	0,46	0,07	0,063
16.04.2024	0,0948	15,38	0,29	0,049	0,039
14.05.2024	0,122	0,59	0,13	0,06	0,028
12.07.2024	0,0948	0,93	0,13	0,03	0,033

Табл. 4. Концентрації важких металів (мг/л) в інфільтраті модельного реактора з додаванням ВЕЕО Р3

Table 4. Concentrations of heavy metals (mg/L) in the leachate from the model reactor with the addition of WEEE P3

Дата	Cu	Zn	Mn	Ni	Pb
17.11.2023	0,1396	76,32	1,7	0,79	0,038
25.12.2023	0,1656	85,67	3,03	0,39	0,05
01.02.2024	0,0804	102,84	1,59	0,23	0,042
29.02.2024	0,0668	71,89	1,3	0,22	0,05
19.03.2024	0,0852	59,84	1,01	0,15	0,039
16.04.2024	0,1148	1,17	0,75	0,14	0,033
14.05.2024	0,1188	11,38	0,7	0,1	0,039
12.07.2024	0,0932	0,05	0,3	0,028	0,028

Порівняно з ГДК для природних вод (Cu – 0,001 мг/л, Zn – 0,01 мг/л, Mn – 0,01 мг/л, Ni – 0,01 мг/л, Pb – 0,005 мг/л), розрахунки на основі моделі показують, що для Cu в обох реакторах концентрації залишаються вищими за ГДК ($C_{\min} > \text{ГДК}$), що узгоджується з їхньою високою стабільністю в інфільтраті. Концентрації металів поступово знижуються до рівня ГДК: для Zn: у Р1 – на 244-й день, у Р3 – на 229-й день; для Mn: у Р1 – на 232-й день, у Р3 – на 256-й день; для Pb: у Р1 – на 1263-й день, у Р3 – на 684-й день.

Табл. 5. Рівень pH та окисно-відновний потенціал в інфільтраті модельних реакторів контрольного Р1 та з дода-ванням ВЕЕО Р3

Table 5. pH and redox potential in the effluent from the model reactors: control reactor P1 and reactor P3 with added WEEE

Дата	pHв Р1	pHв Р3	ОВП Р1 (мВ)	ОВП Р3(мВ)
17.11.2023	5.31	6,95	81	7,5
25.12.2023	5,35	5,51	86	87,8
01.02.2024	5,59	5,19	74,6	93,3
29.02.2024	5,41	5,08	82,4	98,7
19.03.2024	5,48	5,16	79	94,7
16.04.2024	5,67	5,31	70	87,7
14.05.2024	5,72	5,3	67,5	87,9
12.07.2024	6,06	5,6	51	74,6

Це вказує на триваліший період забруднення для Р3, особливо для Mn та Pb, через повільніше зниження [18].

Залежності візуалізовано на графіках (рис. 2–6), де експериментальні точки позначено маркерами, а модельні криві – суцільними лініями на базі модельних кривих. З цих даних видно, що для Р1 крива стабілізується біля 0,08 мг/л, для Р3 – біля 0,09 мг/л, без чіткого зниження (рис. 2). Для Zn – швидке падіння після 150 днів, з вищими значеннями в Р3 на початку (рис. 3). Mn показує експонентне зниження, з піком у Р3 на 38-му дні (рис. 4). Для Ni спостерігається чітке експоненційне падіння до 0,04–0,07 мг/л (рис. 5).

Для Pb спостерігається незначне коливання концентрації з мінімальною амплітудою для Р3 (рис. 6). Наявність піку в реакторі 1 в середній фазі експерименту можна пояснити локальним збільшення вимивання свинцю через нерівномірність розподілу відходів.

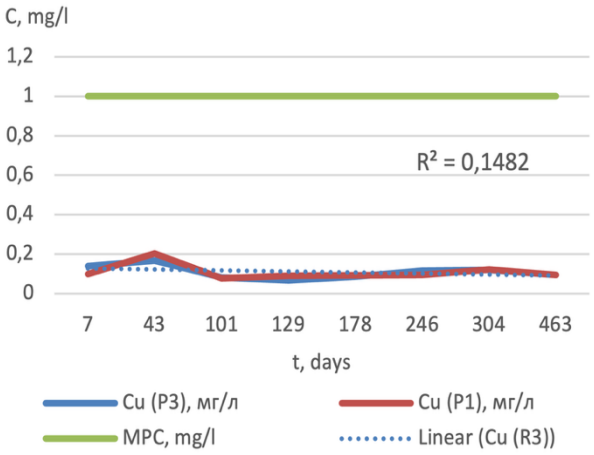


Рис. 2. Залежність концентрації Cu від часу
Fig. 2. Dependence of Cu concentration on time

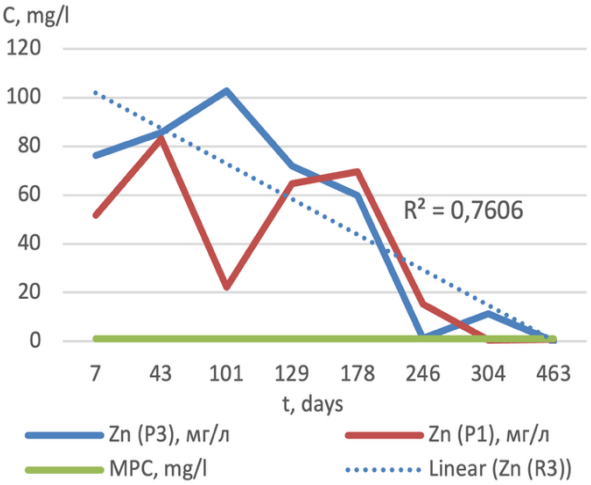


Рис. 3. Залежність концентрації Zn від часу
Fig. 3. Dependence of Zn concentration on time

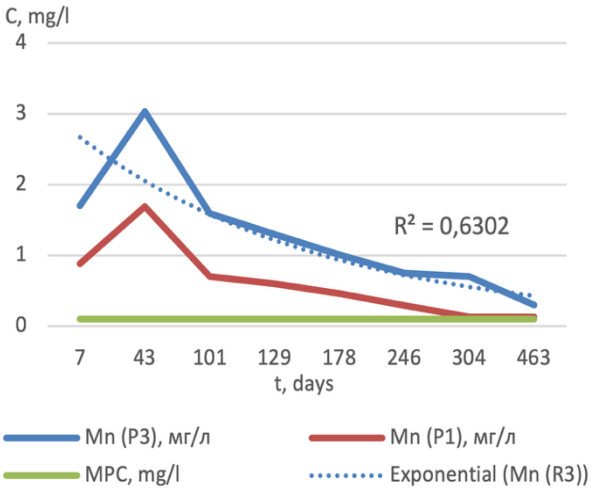


Рис. 4. Залежність концентрації Mn від часу
Fig. 4. Dependence of Mn concentration on time

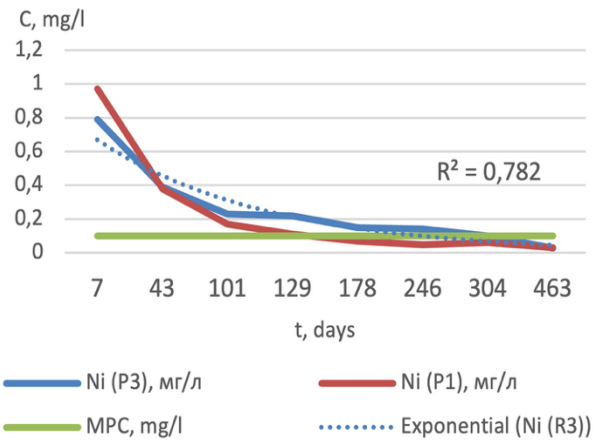


Рис. 5. Залежність концентрації Ni від часу
Fig. 5. Dependence of Ni concentration on time

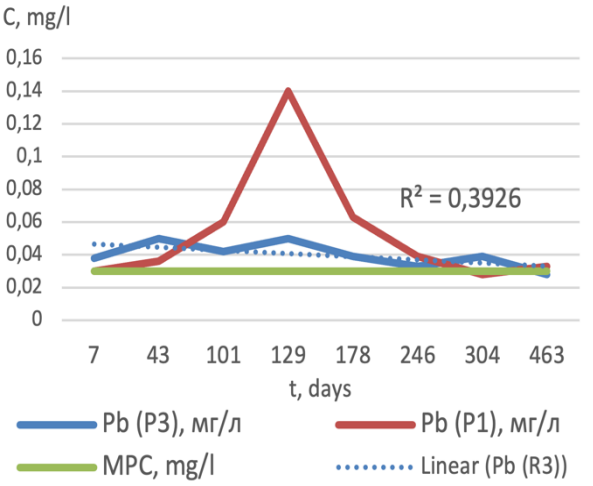


Рис. 6. Лінійна залежність концентрації Pb від часу
Fig. 6. Dependence of Pb concentration on time

Для більшості металів (Cu, Zn, Mn) значення у реакторі 3 систематично вищі ніж у 1 реакторі, що свідчить про прямий вплив ВЕЕО на показники концентрації металів у фільтраті. Найбільш виражена різниця спостерігається для Zn та Mn, де в окремі періоди відмінності є кратними. Для Ni різниця менше помітна, проте в середньому також простежується тенденція до зростання концентрації порівняно з реактором 1. Свинець (Pb) демонструє змішану динаміку зміни концентрації без чіткої залежності. Загалом результати вказують на помітне збільшення концентрації металів у реакторі 3.

Порівняльний аналіз математичних моделей динаміки вмісту важких металів у

фільтраті реакторів Р1 та Р3, наведений у табл. 6, свідчить про наявність спадної тенденції концентрацій Zn, Mn і Ni впродовж модельного експерименту.

Табл. 6. Рівняння регресії та коефіцієнту детермінації у контрольному реакторі та у реакторів із вмістом ВЕЕО в залежності від моделі залежності

Table 6. Regression equations and coefficients of determination for the control reactor and reactors containing WEEE, depending on the dependency model

Метал	Тип моделі	Рівняння кривої	Коефіцієнт детермінації (R^2)
Реактор R1 (Контроль)			
Zn	Лінійна	$y=-0{,}2669x+69{,}505$	0,551
	Експоненціальна	$y=75{,}348e^{-0{,}016x}$	0,442
Mn	Лінійна	$y=-0{,}004x+0{,}8669$	0,668
	Експоненціальна	$y=1{,}1202e^{-0{,}009x}$	0,767
Ni	Лінійна	$y=-0{,}0032x+0{,}5699$	0,534
	Експоненціальна	$y=0{,}6988e^{-0{,}012x}$	0,741
Реактор R3 (із вмістом ВЕЕО)			
Zn	Лінійна	$y=-0{,}3699x+91{,}126$	0,578
	Експоненціальна	$y=101{,}32e^{-0{,}021x}$	0,337
Mn	Лінійна	$y=-0{,}007x+1{,}9407$	0,642
	Експоненціальна	$y=2{,}1308e^{-0{,}008x}$	0,798
Ni	Лінійна	$y=-0{,}0022x+0{,}4497$	0,601
	Експоненціальна	$y=0{,}5195e^{-0{,}011x}$	0,782

Для більшості досліджуваних металів експоненціальна модель демонструє вищий коефіцієнт детермінації порівняно з лінійною, що підтверджує нелінійний характер процесів самоочищення: зокрема, для Mn у Р1 $R^2 = 0{,}767$ (експоненціальна) проти $R^2 = 0{,}668$ (лінійна), а для Ni у Р3 – $R^2 = 0{,}782$ проти $R^2 = 0{,}601$. Виняток становить Zn, для якого лінійна модель забезпечує кращу апроксимацію в обох реакторах ($R^2 = 0{,}551$ та $R^2 = 0{,}578$ відповідно), тоді як експоненціальна апроксимація є суттєво слабшою ($R^2 = 0{,}442$ та $R^2 = 0{,}337$), що може свідчити про складніший, багатофазний механізм міграції цинку в системі. Реактор Р3 характеризується вищими початковими концентраціями всіх трьох металів порівняно з контрольним реактором Р1 – зокрема, початковий параметр експоненціальної моделі для Zn становить 101,32 мг/л проти 75,35 мг/л, а для Mn – 2,13 мг/л проти 1,12 мг/л, – що відображає додатковий внесок компонентів ВЕЕО у формування за-бруднення фільтрату. Для Cu та Pb чіткі залежності не прослідковуються взагалі. Загалом, отримані рівняння регресії можуть бути використані для прогнозування динаміки вмісту важких металів у фільтраті полігонів твердих побутових відходів за умови присутності електронних відходів, однак помірні значення коефіцієнта детермінації для цинку вказують на необхідність розгляду альтернативних або комбінованих моделей для адекватного опису його поведінки.

Порівняльний аналіз досліджуваних металів виявив суттєву розбіжність у кінетиці зміни концентрації: на відміну від Cu та Pb, які проявляють високу стабільність і зберігають майже незмінний рівень вмісту протягом усього експерименту, інші метали демонструють виражене зниження показників. Зокрема, для Ni характерне швидке експоненціальне падіння концентрації, що контрастує з поведінкою Zn, де суттєве зменшення вмісту проявляється лише після середньої фази експерименту. Своєю чергою, Mn зберігає стабільний рівень концентрації до 38-ї доби, після чого вона починає знижуватись.

Аналіз залежностей показав варіабельну точність апроксимації: для Ni в обох реакторах $R^2 > 0{,}741$, що вказує на високу відповідність моделі (швидке початкове зни-

ження з наближенням до стабільного мінімуму); для Zn $R^2 = 0{,}578$ та Mn $R^2 = 0{,}798$, з негативними значеннями $C_{\min}$, що може бути артефактом моделі через нелінійність процесів, але дозволяє прогнозувати довгострокову динаміку. Для Cu та Pb R^2 низьке (0,183), що свідчить про слабку експоненційну залежність, можливо, через випадкові коливання або вплив зовнішніх факторів, таких як нерівномірність фільтрації [19]. У Р3 значення коефіцієнта швидкості зниження концентрації менші для більшості металів, що підтверджує уповільнення самоочищення фільтрату через наявність ВЕЕО, подібно до спостережень у літературі [20,21].

Отримані результати підтверджують, що ВЕЕО посилюють забруднення інфільтрату, збільшуючи ризики для підземних вод та ґрунтів, і підкреслюють необхідність сортування відходів для прискорення самоочищення фільтрату [22].

Хімічні процеси, що регулюють поведінку важких металів у фільтраті сміттєзвалища, та вплив ВЕЕО. У системі полігону твердих відходів зміни концентрацій важких металів в інфільтраті зумовлені комплексною взаємодією фізико-хімічних і біогеохімічних процесів. Ключову роль серед них відіграють комплексоутворення з розчиненою органічною речовиною (РОР), вплив кислотно-лужного середовища (pH) на мобільність металів, а також їх сорбція на гумусових сполуках.

Комплексоутворення з органічними речовинами має ключову роль у мобільності металів. Фільтрат сміттєзвалищ має високий вміст розчиненої органічної речовини, що включає гумінові та фульвокислоти, білкові сполуки і низько-молекулярні органічні кислоти. Ці ліганди утворюють стабільні комплексні сполуки з іонами важких металів (Cu^{2+}, Pb^{2+}, Zn^{2+}, Ni^{2+}), що суттєво підвищує їхню роз-чинність і запобігає осадженню у вигляді гідроксидів або карбонатів. За даними численних досліджень, білкові речовини, фенольні та карбоксильні групи (РОР) є основними активними центрами комплексоутворення. У модельних реакторах присутність ВЕЕО може збільшувати вміст специфічних органічних лігандів, що сприяє тривалішому перебуванню металів у розчиненій формі.

Вплив pH на мобільність металів має один із визначальних факторів. У ранній фазі стабілізації сміттєзвалища pH фільтрату часто знижується до 5–6 внаслідок утворення органічних кислот. У кислому середовищі важкі метали мають максимальну розчинність і мобільність: протони конкурують з металами за сорбційні центри, а також сприяють розчиненню оксидних і карбонатних форм. Із підвищенням pH (метаногенна фаза, pH 7–8,5) відбувається осадження металів у формі гідроксидів, карбонатів або сульфідів, що призводить до зниження їх концентрації в інфільтраті. У досліджуваних реакторах спостерігалася поступова стабілізація pH, що має кореляцію з експоненційним зниженням концентрацій Zn, Mn та Ni. Водночас для Cu та Pb вплив pH має менш виражений характер через високу стійкість їх органічних комплексів.

Сорбція на гумус має один із головних механізмів самоочищення фільтрату. Гумусові речовини, що утворюються у процесі гумуфікації органічних відходів, мають високу ємність катіонного обміну та велику питому поверхню. Вони ефективно зв’язують важкі метали через комплексоутворення, іонний обмін і поверхневу сорбцію. У модельних реакторах сорбція на гумус пояснює швидке зниження концентрацій Zn та Mn після 150–200 днів. Водночас ефективність сорбції визначається співвідношенням гумусових і фульвокислот: фульвокислоти утворюють рухомі розчинні комплекси, тоді як гумінові кислоти сприяють іммобілізації металів.

Негативний вплив відходів електричного та електронного обладнання (ВЕЕО) на процеси самоочищення зумовлений кількома механізмами. По-перше, метали у ВЕЕО (мідь у друкованих платах, свинець у паянні, цинк у кабелях, нікель в акумуляторах) перебувають у формі, що повільно вимивається. Корозія металів в електронних компонентах відбувається поступово, забезпечуючи тривале надходження

іонів у фільтрат. По-друге, пластикові корпуси, епоксидні смоли та бромовані антипірени уповільнюють деградацію органічної фракції і змінюють фізико-хімічні умови середовища. По-третє, ВЕЕО можуть підвищувати локальну концентрацію специфічних лігандів, що посилює комплексоутворення та знижує ефективність сорбції на гумус. У реакторі Р3 спостерігалися вищі початкові концентрації і менші значення коефіцієнта *k* для більшості металів, що підтверджує уповільнення самоочищення порівняно з контрольним реактором Р1.

ВИСНОВКИ

У результаті аналізу літератури встановлено, що інфільтрат сміттєзвалищ є потенційно небезпечним джерелом забруднення довкілля, зокрема ґрунтів і водних ресурсів важкими металами. Такі речовини характеризуються токсичністю, здатністю накопичуватися у природних системах і тривалий час зберігатися в навколишньому середовищі, що створює екологічні ризики для природних екосистем.

Аналіз результатів для модельного реактора з побутовими відходами (Р1) показав тенденцію до поступового зниження концентрацій важких металів у часі. Концентрації металів поступово знижуються до рівня ГДК: для Zn: у Р1 – на 244-й день, у Р3 – на 229-й день; для Mn: у Р1 – на 232-й день, у Р3 – на 256-й день; для Pb: у Р1 – на 1263-й день, у Р3 – на 684-й день. Отримані дані добре описуються експоненційними та лінійними математичними залежностями, що свідчить про закономірний характер зміни концентрацій у процесі вимивання та трансформації металів.

Аналіз залежностей показав варіабельну точність апроксимації: для Ni в обох реакторах коефіцієнт детермінації більше ніж 0,78, що вказує на високу відповідність моделі; для Zn та Mn детермінація близько 0,5–0,7, з негативними значеннями, що може бути підтвердженням моделі, але дозволяє прогнозувати довгострокову динаміку. Для Cu та Pb не було виявлено чіткої залежності, оскільки коефіцієнт детермінації 0,183.

Встановлено, що додавання відходів електричного та електронного обладнання (Р3) призводить до підвищення концентрацій важких металів у інфільтраті. Крім того, спостерігається уповільнення процесів їх зниження, що пов’язано з поступовим вивільненням металів із компонентів електронних відходів.

Для Cu, Zn, Mn значення у реакторі з ВЕЕО систематично вищі ніж у 1 реакторі, що свідчить про прямий вплив ВЕЕО на показники концентрації металів у фільтраті. Свинець демонструє змішану динаміку зміни концентрації без чіткої залежності.

Отримані результати можуть бути використані для прогнозування екологічних ризиків у зонах впливу полігонів твердих побутових відходів, а також для обґрунтування заходів з підвищення екологічної безпеки систем поводження з відходами та вдосконалення моніторингу стану довкілля.

Подальші дослідження доцільно спрямувати на розширення переліку досліджуваних компонентів інфільтрату та врахування впливу гідрогеологічних умов територій розміщення сміттєзвалищ для більш точної оцінки екологічних ризиків.

ДЕКЛАРАЦІЯ З ВИКОРИСТАННЯ ІНСТРУМЕНТІВ ШТУЧНОГО ІНТЕЛЕКТУ

Під час підготовки роботи використано Gemini (gemini-3.5-flash-lite, «Google», LLC.), серпень 2026 р., для перевірки граматики та стилістичного редагування тексту. Усі змістові положення, розрахунки, висновки та добір джерел виконано автором особисто; кожне джерело перевірено за оригіналом.

ЕТИЧНА ДЕКЛАРАЦІЯ

Автор не має жодних відповідних фінансових чи нефінансових інтересів, про які варто повідомляти.

REFERENCES

1. **Dagwar, P. P., & Dutta, D. (2024).** Landfill leachate a potential challenge towards sustainable environmental management. *Science of The Total Environment, 926*, 171668. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171668

2. **Rangga, J. U., Ismail, S. N. S., Karuppiah, K., & Rasdi, I. (2025).** Estimating heavy metal concentrations in landfill leachate and the impact of

waste segregation in Malaysia. *Sustainable Environmental Insight, 2*(2), 61-71. https://doi.org/10.53623/sein.v2i2.730

3. **Szydełko, D., Wdowczyk, A., &Gruss, I. (2025).** The effect of landfill leachate treatment on ecotoxicological properties of Folsomia candida, with a focuson soil contamination risks. *Scientific Reports, 15*(1), 22688. https://doi.org/10.1038/s41598-025-07799-5

4. **Ferreira-Filipe, D. A., Hursthouse, A. S., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T., & PatrícioSilva, A. L. (2025).** (Eco) toxicity of E-Waste: Current Methods, Challenges, and Research Priorities. *Toxics, 13*(12), 1048. https://doi.org/10.3390/toxics13121048

5. **Raja, A., Costa, P., Blum, J. L., Doherty-Lyons, S., Igbo, J., Meltzer, G., Orem, W., McCawley, M., & Zelikoff, J. T. (2023).** In vivo exposure to electronic waste (e-waste) leachate and hydraulic fracturing fluid adversely impacts the male reproductive system. *Reproductive Toxicology, 124,* 108533. https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2023.108533

6. **Essien, J. P., Ikpe, D. I., Inam, E. D., Okon, A. O., Ebong, G. A., &Benson, N. U. (2022).** Occurrence and spatial distribution of heavy metals in landfill leachates and impacted fresh water ecosystem: An environmental and human health threat. *PLoS ONE, 17*(2), e0263279. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0263279

7. **Sulistyowati, L., Nurhasanah, Riani, E., & Cordova, M. R. (2023).** Heavy metals concentration in the sediment of the aquatic environment caused by the leachate discharge from a landfill. *Global Journal of Environmental Science and Management, 9*(2), 323-336. https://doi.org/10.22034/gjesm.2023.02.11

8. **Saghi, M. H., Nadimi, H., Eslami, A., Alavi Bakhtiarvand, S. N., Oghazyan, A., Setoudeh, S., & Sargolzaei, M. S. (2024).** Characteristic sand pollution indices of leachates from municipal solid waste landfills in Iranian metropolises and their implications for MSW management. *Scientific Reports, 14,* 27285. https://doi.org/10.1038/s41598-024-78630-w

9. **Zhang, N., Zhang, Z., Li, C., Yue, J., Su, Y., Cheng, W., Sun, S., Chen, X., Shi, D., & Liu, B. (2024).** Emerging contaminants in landfill leachate and ground water: A case study of hazardous waste landfill and municipal solid waste landfill in northeastern China. *Water, 16*(18), 2575. https://doi.org/10.3390/w16182575

10. **Igbo, J. K., Chukwu, L. O., Oyewo, E. O., Blum, J. L., Schanzer, A., Wirgin, I., Meltzer, G. Y., Roy, N. K., & Zelikoff, J. T. (2022).** The chemistry and health outcomes of electronic waste (e-waste) leachate: Exposure to e-waste is toxic to Atlantic killifish (Fundulusheteroclitus) embryos. *Sustainability, 14*(18), 11304. https://doi.org/10.3390/su141811304

11. **Houessionon, M. G. K., Ouendo, E.-M. D., Bouland, C., Takyi, S. A., Kedote, N. M., Fayomi, B., Fobil, J. N., & Basu, N. (2021).** Environmental heavy metal contamination from electronic waste (e-waste) recycling activities worldwide: A systematic review from 2005 to 2017. *International Journal of Environmental Research and Public Health, 18*(7), 3517. https://doi.org/10.3390/ijerph18073517

12. **Rielly, A., Dahms-Verster, S., &Greenfield, R. (2024).** Biomarker responses in Daniorerio following an acute exposure (96 h) to e-waste leachate. *Ecotoxicology, 33*(8), 859–874. https://doi.org/10.1007/s10646-024-02784-6

13. **Jagasri, S., Madhusree, S., Poornachandra, C., Murugaragavan, R., Jayabalakrishnan, R. M., Prabakaran, K., Sheeba, S., Jayashree, R., & Kannan, J. (2024).** Effect of landfill leachates on urban soil: A review. *Plant Science Today, 11*(4). https://doi.org/10.14719/pst.4767

14. **Caicedo Rosero, L. C., & Flores Cuautle, J. de J. A. (2024).** Prospective study on the electrochemical remediation as analternative to treat heavy metals in solid waste landfills. *Cogent Engineering, 11*(1), 2419142. https://doi.org/10.1080/23311916.2024.2419142

15. **Khan, H. A., Sher, S., Bukhari, D. A., & Rehman, A. (2025).** Bioremediation of heavy metals from electronic waste dumping sites with bacteria. *Current Research in Biotechnology, 10,* 100309. https://doi.org/10.1016/j.crbiot.2025.100309

16. **Wang, J., Fu, H., Xu, D., Mu, Z., & Fu, R. (2022).** The remediation mechanisms and effects of chemical amendments for heavy metals in contaminated soils: A review of literature. *Polish Journal of Environmental Studies, 31*(5), 4511-4522. https://doi.org/10.15244/pjoes/146705

17. **Ministry of Economic Development of Ukraine (2014).** *DSTU 7525:2014 Drinking water. Requirements and methods of quality control.* Retrieved from https://dbn.co.ua/load/normativy/dstu/vimogi_ta_metodi_kontroljuvannja_jakosti_pitnoji_vodi/5-1-0-1842 [in Ukrainian]

18. **Yao, Z., Li, J., Xie, H., & Yu, C. (2012).** Review on remediation technologies of soil contaminated by heavy metals. *Procedia Environmental Sciences, 16,* 722-729. https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.10.099

19. **Udousoro, I. I., Onuchukwu, S. C., & Umoren, I. U. (2026).** Assessment of electronic waste for heavy metal contamination and its impacts on ecosystem health. *Environmental Pollution and Management, 3*, 1-10. https://doi.org/10.1016/j.epm.2025.100257
20. **Nascimento, G. de A., Souza, R. G. de, Fiore, F. A., & Jesus, A. M. D. (2024).** Leachate an alysis of trace metals from e-waste disposed of in landfill sand open dumps. *Cleaner Engineering and Technology, 21*, 100771. https://doi.org/10.1016/j.clet.2024.100771
21. **Owusu-Sekyere, K., Aladago, D. A., Leverenz, D., Oteng-Ababio, M., & Kranert, M. (2024).** Environmental impacts on soil and ground water of informal e-waste recycling processes in Ghana. *Sustainability, 16*(11), 4347. https://doi.org/10.3390/su16114347
22. **Garramone, L., Sgroi, F., & Vagliasindi, L. G. A. (2025).** 2002–2022: 20 years of e-waste regulation in the European Union and the worldwide trends in legislation and innovation technologies for a circular economy. *RSC Sustainability, 3*(3), 1039-1083. https://doi.org/10.1039/D4SU00548A

The impact of electrical and electronic equipment waste on the composition of landfill leachate

Volodymyr Faichuk, Roman Petruk, Vitalii Ishchenko, Sergiy Gavadza

Abstract. The relevance of this study stems from the growing environmental risks associated with the formation of leachate from municipal solid waste landfills and its migration into groundwater and adjacent soils. Leachate is a complex, multicomponent system containing organic substances, nitrogen compounds, and heavy metals, which are characterized by high toxicity, cumulative properties, and the ability to migrate over long distances in the environment. Of particular concern is the growing proportion of waste electrical and electronic equipment in landfills, which serves as an additional source of heavy metals.

The purpose of this study is to assess the environmental safety of landfill leachate and to identify patterns in the change in heavy metal content over time depending on the morphological composition of the waste. The study was conducted based on experimental data obtained in two model reactors (Fig. 1)—R1, which contained only municipal solid waste, and R3, to which waste electrical and electronic equipment (1% by mass) was added. The concentrations of copper, zinc, manganese, nickel, and lead were determined in the leachate samples using standard analytical methods. To interpret the results, mathematical modeling methods were applied to analyze the dynamics of changes in heavy metal concentrations over time.

The research results showed that the leachate from the P1 model reactor exhibits a trend toward a gradual decrease in heavy metal concentrations over time, which can be described by exponential relationships and is explained by processes of sorption, precipitation, and biogeochemical transformation. For reactor P3, higher initial metal concentrations and a slower rate of decline were observed, indicating a negative impact of electronic waste on the self-purification processes of the leachate. The practical significance of this work lies in the possibility of using the identified patterns to predict groundwater and soil contamination in areas affected by landfills and to justify environmental protection measures.

Keywords. landfill leachate, heavy metals, environmental safety, groundwater, soil, electronic waste, environmental protection technologies.

Дата першого надходження рукопису 05.08.2026
Дата прийнятого до друку рукопису після рецензування 26.08.2026
Дата публікації 31.08.2026