

Ціпан Ю. Р. [1: ORCID ID: 0000-0001-7279-7416],
старший викладач, аспірант

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

ПОРІВНЯЛЬНА ОЦІНКА ВМІСТУ РУХОМИХ ФОРМ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ЛІСОВИХ ҐРУНТАХ З РІЗНИМ РІВНЕМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

У статті представлено результати порівняльної оцінки вмісту рухомих форм важких металів (Cu, Zn, Pb, Cd) у лісових ґрунтах з різним рівнем антропогенного навантаження. Дослідження проводили на трьох ділянках за однакових ґрунтово-лісорослинних умов. Ділянка № 1 розташована у рекреаційній зоні поблизу автомобільної траси. Ділянка № 2 являє собою масив, що зазнав лісової пожежі середньої інтенсивності. Ділянка № 3, що знаходиться в межах лісництва та не має вираженого антропогенного впливу, розглядалася в якості контрольної. Відбір зразків здійснювали з верхнього гумусового горизонту (0–10 см). Визначення рухомих форм металів проводили методом екстракції ацетатно-амонійним буфером (рН 4,8) з подальшим аналітичним опрацюванням.

У 2022 році найвищі концентрації Pb (1,37 мг/кг) та Cd (0,18 мг/кг) було зафіксовано на постпожежній ділянці, що пов'язано з термічною трансформацією органічної речовини та перерозподілом металів у ґрунті. Через три роки після пожежі встановлено зниження вмісту Cu та Zn, що свідчить про поступову стабілізацію постпожежних геохімічних процесів. Натомість на приавтодорожній ділянці у 2025 році відмічено зростання концентрацій Pb до 1,51 мг/кг та Zn до 0,86 мг/кг, що вказує на кумулятивний характер транспортного впливу. Контрольна ділянка характеризувалася стабільними фоновими показниками протягом усього періоду досліджень.

Концентрації рухомих форм Cu, Zn, Pb і Cd у 2022 та 2025 рр. не перевищували встановлених гранично допустимих значень. Однак, за результатами досліджень, були виявлені просторові відмінності, що підтверджують різноспрямований вплив екстремальних і хронічних антропогенних чинників на мобільність металів у лісових ґрунтах. Отримані результати підкреслюють доцільність використання рухомих форм важких металів як індикатора екологічного стану лісових екосистем та необхідність довготривалого моніторингу приавтодорожніх і постпожежних територій.

Ключові слова: ліс; ґрунт; рухомі форми важких металів; моніторинг.

Постановка проблеми. Лісові ґрунти є важливим компонентом наземних екосистем, що виконують функції акумуляції, трансформації та міграції хімічних елементів. В умовах зростаючого антропогенного навантаження особливої актуальності набуває проблема накопичення важких металів, які відзначаються токсичністю, здатністю до біокумуляції та тривалим періодом перебування в довкіллі. На відміну від валового вмісту, саме рухомі форми металів визначають їхню біодоступність, міграційну активність і потенційну екотоксикологічну небезпеку.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Серед основних джерел надходження важких металів у лісові ґрунти виділяють транспортні викиди, атмосферне перенесення забруднювачів, промислову діяльність, а також лісові пожежі [1]. Пожежі призводять до згоряння органічної речовини [2], зміни фізико-хімічних властивостей ґрунту [3], трансформації органо-мінеральних комплексів [4] і перерозподілу елементів у профілі [5].

У свою чергу, постійне транспортне навантаження формує тривалий кумулятивний ефект, що проявляється у поступовому зростанні концентрацій свинцю, цинку, кадмію та інших металів у приповерхневому шарі [6; 7].

Незважаючи на значну кількість досліджень, присвячених забрудненню ґрунтів важкими металами, питання порівняльної оцінки впливу різних типів антропогенних чинників за однакових ґрунтово-лісорослинних умов залишаються недостатньо висвітленими. Особливо важливим є аналіз динаміки рухомих форм металів після екстремальних подій, таких як лісові пожежі, та їх співставлення з впливом хронічного транспортного навантаження.

Мета, завдання та методики проведення досліджень. Метою дослідження є порівняльна оцінка вмісту рухомих форм Cu, Zn, Pb і Cd у лісових ґрунтах з різним рівнем антропогенного навантаження та встановлення особливостей їх просторової і часової динаміки.

Роботи проводили на ділянках лісу у межах суборів південно-східної частини Волинського Полісся (табл. 1).

Таблиця 1

Координати розміщення та характеристика досліджуваних ділянок лісу

Ділянка	Географічні координати	Характер антропогенного навантаження
Д1	50°54'24.6"N 26°29'45.5"E	Вплив автотраси та рекреації
Д2	50°50'44.4"N 26°56'30.0"E	Після лісової пожежі середньої інтенсивності
Д3	50°47'53.0"N 27°03'58.4"E	Непорушений лісовий масив

Ділянка № 1 (Д1) розміщена у приавтодорожній смузі. На ній облаштовано місця для пікніків, фіксуються порушення та трансформація лісової підстилки, наявні осередки несанкціонованого накопичення побутових відходів, сліди розведення багаття та інші характерні зміни природного стану лісу внаслідок рекреаційного навантаження. Ділянка № 2 (Д2) – лісова територія, що зазнала пожежі середньої інтенсивності. Ділянка № 3 (Д3) являє собою непорушений лісовий масив у межах лісництва, що не зазнавав впливу антропогенного навантаження.

Всі досліджувані ділянки мають дерново-середньопідзолистий поверхнево-оглеєний суглинковий тип ґрунту із розрідженим деревостаном. Деревостан сформований переважно сосновими насадженнями з природно сформованим листяним підліском. Тип лісорослинних умов В2 – свіжі субори. Дослідження проводились у першій декаді червня впродовж 2022–2025 рр.

Проби відбирали у верхньому гумусовому горизонті (0–10 см), після попереднього видалення лісової підстилки. На кожній ділянці формували об'єднану (композитну) пробу шляхом змішування 5–7 точкових проб, відібраних методом «конверта» на площі 10x10 м для забезпечення репрезентативності. Відбір здійснювали за допомогою нержавіючого ґрунтового бура та пластикового інструментарію, що попередньо очищувався для запобігання вторинному забрудненню. Кожну композитну пробу поміщали у чисті поліетиленові пакети з наступним герметичним зав'язуванням. Кожен пакет із пробю маркували, зазначали номер ділянки, дату та координати відбору [8].

Зразки транспортували до лабораторії в день відбору, уникаючи їх механічного пошкодження та впливу атмосферних опадів. До початку аналітичних досліджень проби готували при кімнатній температурі в сухому приміщенні шляхом повітряного висушування до

повітряно-сухого стану. З висушеного ґрунту видаляли рослинні рештки. Далі ґрунт просіювали через сито з діаметром отворів 1 мм.

Визначення вмісту важких металів проводилось у лабораторії Рівненського регіонального центру ДУ «Держґрунтохорона» Державної установи «Інститут охорони ґрунтів України» Міністерства аграрної політики та продовольства України. Вміст рухомих форм важких металів (Cu, Zn, Pb, Cd) у ґрунтових зразках визначали після екстракції ацетатно-амонійним буферним розчином (рН 4,8), який широко застосовують для оцінки потенційно біодоступної (мобільної) фракції металів у ґрунтах.

У роботі спиралися на ГДК рухомих форм важких металів у ґрунті: Cu – 3,0 мг/кг, Zn – 23,0 мг/кг, Pb – 6,0 мг/кг, Cd – 0,7 мг/кг [9].

Виклад основного матеріалу дослідження. Аналіз результатів 2022 року засвідчив відмінності у концентраціях рухомих форм металів залежно від типу антропогенного впливу (рис. 1).

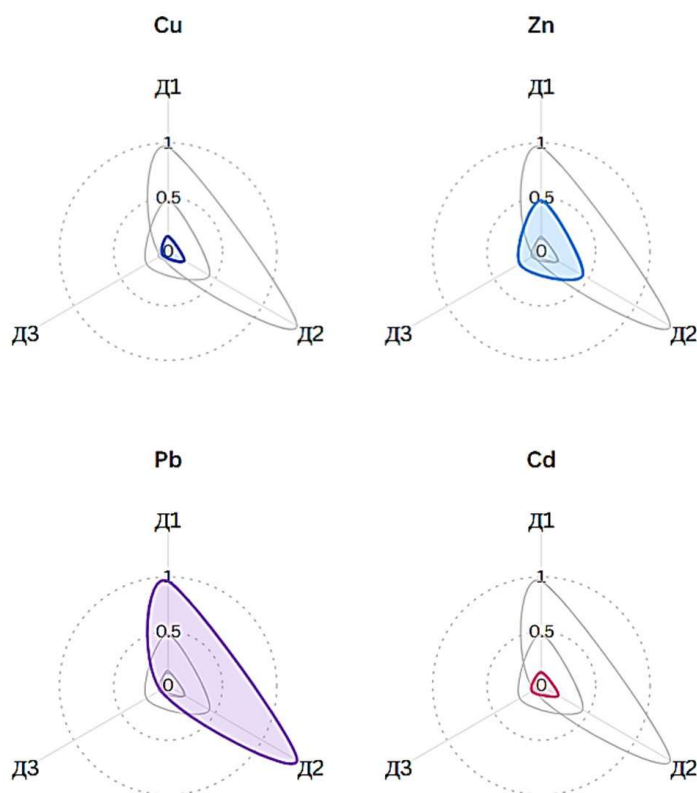


Рис. 1. Вміст рухомих форм важких металів у ґрунті на досліджуваних ділянках лісу, 2022 р.

Найвищі значення Pb та Cd встановлено на постпожежній ділянці (Д2). Зокрема, вміст Pb становив 1,37 мг/кг, вміст Cd – 0,18 мг/кг. Одночасно, на цій ділянці відмічався відносно підвищений

210

вміст Zn на рівні 0,44 мг/кг та вміст Cu на рівні 0,17 мг/кг. Припускаємо, що це може бути пов'язано з термічною трансформацією органічної речовини, акумуляцією металів у золі та порушенням органо-мінеральних зв'язків. На рекреаційній ділянці поблизу автомобільної траси (Д1) зафіксовано підвищений вміст свинцю – 0,96 мг/кг (Cd – 0,12 мг/кг, Zn – 0,47 мг/кг, Cu – 0,14 мг/кг), що свідчить про вплив транспортних викидів і атмосферного осадження. Контрольна ділянка (№3) характеризувалася фоновими показниками: Cu – 0,06 мг/кг, Zn – 0,23 мг/кг, Pb – 0,08 мг/кг, Cd – 0,10 мг/кг, що відображає природний геохімічний рівень для даного типу ґрунтів.

Аналіз результатів 2025 року засвідчив зміну просторової структури розподілу рухомих форм важких металів порівняно з 2022 роком (рис. 2).

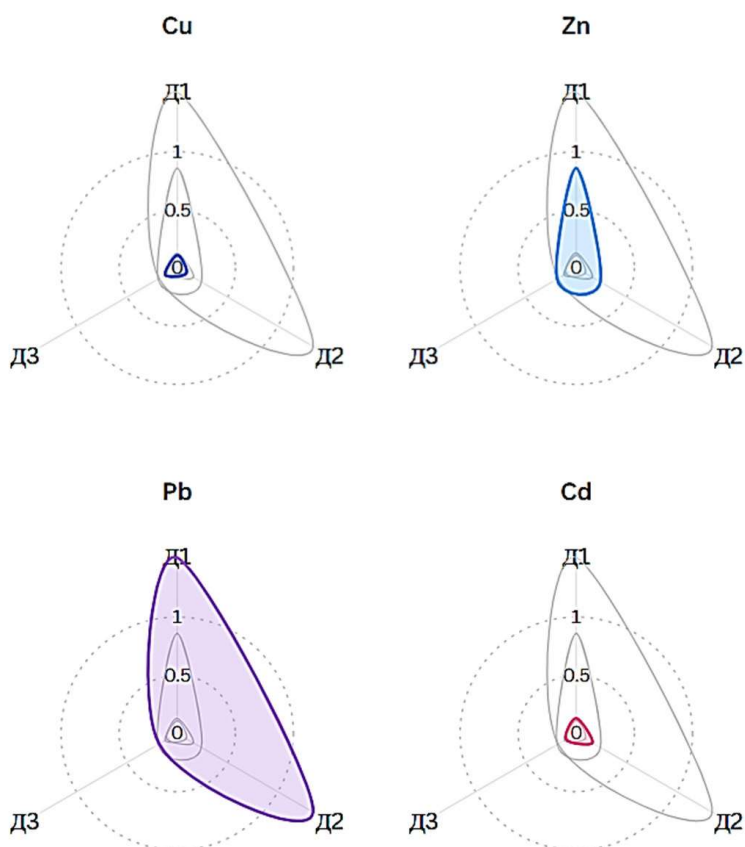


Рис. 2. Вміст рухомих форм важких металів у ґрунті на досліджуваних ділянках лісу, 2025 р.

Найвищі концентрації свинцю зафіксовано на рекреаційній ділянці поблизу автомобільної траси (Д1), зокрема вміст Pb становив

1,51 мг/кг, що відповідає помірному рівню забруднення. Одночасно тут було відмічено зростання вмісту Zn до 0,86 мг/кг, тоді як вміст Cu залишалися в межах фонового та слабкого рівнів (0,11 мг/кг та 0,13 мг/кг відповідно). Припускаємо, що такий вміст рухомих форм елементів може свідчити про кумулятивний характер транспортного впливу.

На постпожежній ділянці (Д2) через три роки після пожежі спостерігалось зниження концентрацій більшості досліджуваних металів. Зокрема, вміст Cu становив 0,09 мг/кг, Zn – 0,24 мг/кг, Pb – 1,35 мг/кг, Cd – 0,16 мг/кг. Порівняно з 2022 роком, вміст Zn зменшився майже вдвічі, а Cu у 1,9 раза. Тоді як Pb і Cd залишилися на близькому рівні, що може свідчити про поступову стабілізацію постпожежних геохімічних процесів та перерозподіл металів у ґрунтовому профілі.

Контрольна ділянка (Д3) зберегла фонові значення. Зокрема, вміст Cu становив 0,12 мг/кг, Zn – 0,19 мг/кг, Pb – 0,18 мг/кг, Cd – 0,10 мг/кг. Очевидно, що такі рівні вмісту елементів підтверджують відсутність істотного антропогенного впливу та природні особливості вмісту концентрацій металів.

Аналіз результатів 2025 року показав, що вміст рухомих форм Cu, Zn, Pb і Cd на всіх дослідних ділянках не перевищував ГДК, однак зберігалися чіткі просторові відмінності, пов'язані з характером антропогенного впливу (рис. 3).

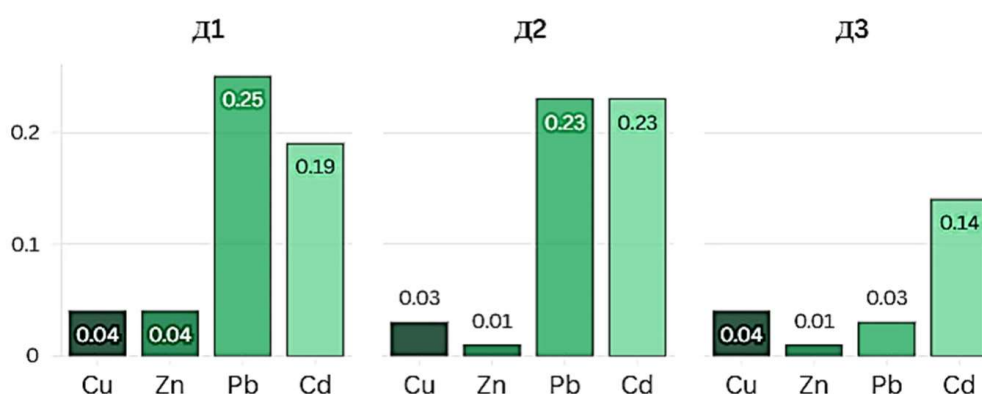


Рис. 3. Рівні рухомих форм важких металів відносно ГДК у ґрунті на досліджуваних ділянках, 2025 р.

На рекреаційній ділянці поблизу автомобільної траси (Д1) зафіксовано максимальні значення Pb на рівні 1,51 мг/кг, що становить 0,25 ГДК, а також підвищений відносно інших ділянок Zn на рівні 0,86 мг/кг, що відповідало 0,04 ГДК. Концентрації Cu на рівні 0,11 мг/кг відповідали 0,04 ГДК, а Cd на рівні 0,13 мг/кг – 0,19 ГДК.

Хоча на цій ділянці всі елементи залишалися в межах допустимого рівня, проте для Pb і Cd простежується тенденція до кумуляції у приавтодорожній смузі.

На постпожежній ділянці (Д2) через три роки після пожежі концентрації становили: Cu – 0,09 мг/кг, що відповідало 0,03 ГДК; Zn – 0,24 мг/кг, що відповідало 0,01 ГДК; Pb – 1,35 мг/кг, що відповідало 0,23 ГДК; Cd – 0,16 мг/кг, що відповідало 0,23 ГДК. Отже, за відсутності перевищень нормативів зберігається відносно підвищений рівень Pb і Cd, що може свідчити про тривалі постпожежні ефекти перерозподілу металів у ґрунтовому профілі та їх часткову стабілізацію або міграцію.

Контрольна ділянка (Д3) характеризувалася найнижчими відносними значеннями рухомих форм важких металів. Так, вміст Cu на рівні 0,12 мг/кг відповідав 0,04 ГДК, Zn на рівні 0,19 мг/кг – 0,01 ГДК, Pb на рівні 0,18 мг/кг – 0,03 ГДК, Cd на рівні 0,10 мг/кг – 0,14 ГДК. Очевидно, що така ситуація відповідає природному геохімічному фону для цього типу ґрунту.

Висновки. Порівняльний аналіз вмісту рухомих форм Cu, Zn, Pb і Cd у лісових ґрунтах за однакових ґрунтово-лісорослинних умов показав, що характер антропогенного навантаження суттєво впливає на їх концентрації та динаміку. У 2022 році на постпожежній ділянці зафіксовано максимальні значення Pb (1,37 мг/кг) і Cd (0,18 мг/кг), що відображає короточасне зростання мобільності металів після пожежі. У 2025 році на цій ділянці відмічено зниження Cu (0,09 мг/кг) і Zn (0,24 мг/кг), що свідчить про поступову стабілізацію постпожежних процесів. Натомість на приавтодорожній рекреаційній ділянці простежено кумулятивний ефект транспортного впливу: у 2025 році підвищилися Pb до 1,51 мг/кг та Zn до 0,86 мг/кг порівняно з 2022 роком. Контрольна ділянка зберігала фонові значення протягом усього періоду спостережень, підтверджуючи визначальну роль зовнішніх факторів у формуванні підвищених концентрацій металів. Загалом у 2022–2025 рр. вміст рухомих форм Cu, Zn, Pb і Cd не перевищував нормативних значень, однак виявлені відмінності підкреслюють необхідність довготривалого моніторингу приавтодорожніх і постпожежних лісових територій.

1. Lu Q., Wang S., Bai X., Liu F., et al. Quantitative assessment of human health risks under different land uses based on soil heavy metal pollution sources. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2020. P. 1–17. URL: <https://doi.org/10.1080/10807039.2019.1710811>. 2. González-Pérez J. A., González-

Vila F. J., Almendros G., et al. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment International*. 2004. Vol. 30, no. 6. P. 855–870. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>. **3.** Gonzáles H., Ocaña C. L., Cubas J. A., et al. Impact of forest fire severity on soil physical and chemical properties in pine and scrub forests in high Andean zones of Peru. *Trees, Forests and People*. 2024. Vol. 18. P. 100659. URL: <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100659>. **4.** Zhu Z., Ma Y., Tigabu M., et al. Effects of forest fire smoke deposition on soil physico-chemical properties and bacterial community. *Science of The Total Environment*. 2024. Vol. 909. P. 168592. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168592>. **5.** Poirier V., Paré D., Boiffin J., et al. Combined influence of fire and salvage logging on carbon and nitrogen storage in boreal forest soil profiles. *Forest Ecology and Management*. 2014. Vol. 326. P. 133–141. URL: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.021>. **6.** Yang J., Zhao Y., Ruan X., et al. Anthropogenic Contribution and Migration of Soil Heavy Metals in the Vicinity of Typical Highways. *Agronomy*. 2023. Vol. 13, no. 2. P. 303. URL: <https://doi.org/10.3390/agronomy13020303>. **7.** Khalid Farooq A., Wiliam HG H., Alistair D., Headley and Mohammad A. Heavy Metal Contamination of Roadside Soils of Northern England. *Soil and Water Research*. 2013. Vol. 1, No. 4. P. 158–163. URL: <https://doi.org/10.17221/6517-swr>. **8.** ДСТУ ISO 10381-4:2005. Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо процедури дослідження природних, майже природних та оброблюваних ділянок (ISO 10381-4:2003, IDT). URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=52991 (дата звернення: 22.02.2026). **9.** Про затвердження Гігієнічних регламентів допустимого вмісту хімічних речовин у ґрунті : наказ Міністерства охорони здоров'я України від 14.07.2020 № 1595. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0722-20#Text> (дата звернення: 22.02.2026).

REFERENCES:

1. Lu Q., Wang S., Bai X., Liu F., et al. Quantitative assessment of human health risks under different land uses based on soil heavy metal pollution sources. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2020. P. 1–17. URL: <https://doi.org/10.1080/10807039.2019.1710811>. **2.** González-Pérez J. A., González-Vila F. J., Almendros G., et al. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment International*. 2004. Vol. 30, no. 6. P. 855–870. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>. **3.** Gonzáles H., Ocaña C. L., Cubas J. A., et al. Impact of forest fire severity on soil physical and chemical properties in pine and scrub forests in high Andean zones of Peru. *Trees, Forests and People*. 2024. Vol. 18. P. 100659. URL: <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100659>. **4.** Zhu Z., Ma Y., Tigabu M., et al. Effects of forest fire smoke deposition on soil physico-chemical properties and bacterial community. *Science of The Total Environment*. 2024. Vol. 909. P. 168592. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168592>. **5.** Poirier V., Paré D., Boiffin J., et al. Combined influence of fire and salvage logging on carbon and nitrogen storage in boreal forest soil profiles. *Forest Ecology and Management*. 2014. Vol. 326. P. 133–141. URL: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.021>. **6.** Yang J., Zhao Y., Ruan X., et al. Anthropogenic Contribution and Migration of Soil Heavy Metals in the Vicinity of Typical Highways. *Agronomy*. 2023. Vol. 13, no. 2. P. 303. URL: <https://doi.org/10.3390/agronomy13020303>. **7.** Khalid Farooq A., Wiliam HG H., Alistair D., Headley and Mohammad A. Heavy Metal Contamination of Roadside Soils of Northern England. *Soil and Water Research*. 2013. Vol. 1, No. 4. P. 158–163. URL: <https://doi.org/10.17221/6517-swr>.

<https://doi.org/10.17221/6517-swr>. **8.** DSTU ISO 10381-4:2005. Yakist gruntu. Vidbyrannia prob. Chastyna 4. Nastanovy shchodo protsedury doslidzhennia pryrodnykh, maizhe pryrodnykh ta obrobluivanykh dilianok (ISO 10381-4:2003, IDT). URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=52991 (data zvernennia: 22.02.2026). **9.** Pro zatverdzhennia Hihiiienichnykh rehlamentiv dopustymoho vmistu khimichnykh rehovyn u grunti : nakaz Ministerstva okhorony zdorovia Ukrainy vid 14.07.2020 № 1595. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0722-20#Text> (data zvernennia: 22.02.2026).

Tsipan Yu. R. ^[1; ORCID ID: 0000-0001-7279-7416],
Senior Lecturer, Post-graduate Student

¹*National University of Water and Environmental Engineering, Rivne*

COMPARATIVE ASSESSMENT OF THE CONTENT OF MOBILE FORMS OF HEAVY METALS IN FOREST SOILS WITH DIFFERENT LEVELS OF ANTHROPOGENIC LOAD

The article presents the results of a comparative assessment of the content of mobile forms of heavy metals (Cu, Zn, Pb, Cd) in forest soils exposed to different levels and types of anthropogenic load. The study was carried out at three sites with identical soil type and forest-growing conditions, which enabled minimizing natural variability and focusing on the impact of external factors. Site No. 1 is located within a recreational zone near a highway and is subject to constant transport and human pressure. Site No. 2 represents a forest area affected by a medium-intensity wildfire that occurred one month prior to the first sampling campaign. Site No. 3, located within forest land and with little anthropogenic influence, was used as a control site. Soil samples were collected from the upper humus horizon (0–10 cm) after removing the forest litter layer. The determination of mobile metal forms was performed using extraction with an acetate-ammonium buffer solution (pH 4.8), followed by instrumental analytical measurements.

The results revealed clear spatial and temporal differences in metal concentrations. In 2022, the highest levels of Pb (1.37 mg/kg) and Cd (0.18 mg/kg) were recorded at the post-fire site, reflecting short-term post-fire effects associated with the combustion of organic matter, ash accumulation, and disruption of organo-mineral complexes. Three years later, a decrease in Cu and Zn content at this site indicated gradual stabilization and redistribution of metals within the soil profile during ecosystem recovery. In contrast, the roadside site demonstrated increasing Pb (up to 1.51 mg/kg) and Zn (0.86 mg/kg) concentrations in 2025, confirming the cumulative and long-

term character of traffic-related pollution. The control site maintained stable background values throughout the study period.

Although the concentrations of mobile forms of Cu, Zn, Pb, and Cd in both years did not exceed established maximum permissible levels, the detected differences highlight the contrasting influence of extreme (wildfire) and chronic (transport) anthropogenic factors on heavy metal mobility in forest soils. The findings confirm the suitability of mobile metal fractions as sensitive indicators of ecological changes and emphasize the importance of long-term environmental monitoring in post-fire and roadside forest ecosystems.

Keywords: forest; soil; mobile forms of heavy metals; monitoring.

Отримано / Received: 23.02.2026

Прийнято до друку / Accepted: 03.03.2026

Опубліковано / Published: 27.03.2026



© 2026 [Tsipan Yu. R.]. Licensee {NUWEE}. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution-NonCommercial (CC BY-NC) license (creativecommons.org)