



УДК 504.53+504.05+631.453

## Поширення та акумуляція важких металів у ґрунтах призалізничних територій

Н.Ю. Бобрик

*ДВНЗ «Ужгородський національний університет», Ужгород, Україна*

Виявлено закономірності поширення та акумуляції рухомих форм Cu, Pb, Zn і Ni у ґрунтах, що перебувають у зоні впливу однокільної залізничної магістралі № 193 Чоп – Ужгород – Сянки – Львів (у межах Закарпатської області). За результатами наших досліджень встановлено підвищений вміст важких металів у ґрунтах, відібраних на відстані до 25 м від залізничної колії. На віддаленні від залізничної колії виявлено тенденцію до зниження вмісту рухомих форм важких металів. На всіх відстанях від залізничної колії моніторингових ділянок проходить акумуляція сполук нікелю, цинку, свинцю та, частково, міді. На відстані 250 м вміст важких металів суттєво зменшується порівняно з іншими ґрунтами, однак усе ще відбувається часткова акумуляція сполук свинцю, цинку та нікелю. Найчастіше у ґрунтах призалізничних територій проходить акумуляція сполук цинку (76%), нікелю (76%) та свинцю (60%), рідше – міді (32%). За перевищенням фонових значень важкі метали у ґрунтах призалізничних територій можна розташувати у такий ряд:  $Zn = Ni > Pb > Cu$ .

*Ключові слова:* залізничний транспорт; забруднення ґрунту; рухомі форми важких металів; коефіцієнт концентрації елемента

## Spreading and accumulation of heavy metals in soils of railway-side areas

N. Bobryk

*Uzhgorod National University, Uzhgorod, Ukraine*

Following the landscape-environmental survey of the lands adjoining the single-track railway No. 193 Chop – Uzhhorod – Sianky – Lviv within Zakarpatska oblast (Transcarpathia), we have identified certain regularities in the spreading, accumulation and dispersion of some heavy metals (Cu, Pb, Zn, Ni) in soils. For the purpose of study, the soils were taken at different distances from the railway (0, 25, 50 and 100 m) within the following key points of the railway under study: Chop, Uzhhorod, Perechyn, Velyky Berezny, and Volosianka. The soil samples taken at the distance of 250 m from the railway were assumed the control group. Mass concentration of acid-soluble forms of heavy metals, considered as the main anthropogenic constituent of heavy metal stock in soils, was determined by means of atomic absorption analysis. Content of heavy metals in soils under study was compared with background data available in scientific literature. The results were evaluated by calculation of concentration factor commonly considered as a reliable and self-descriptive ecological constituent. In general, increased content of heavy metals was shown to be peculiar for soils that directly adjoin the railways (to 25 m); their content in remoter soils decreases considerably. In the control soils (250 m from the railway), the content of heavy metals reportedly significantly decreases as compared with other soils; however partial accumulation of lead, zinc and nickel compounds does take place there too. Dependence between the accumulations of heavy metals and the distance from the railway was described by polynomial equations. Such deviation from the linear distribution can be explained by the height of the railway embankments, absorbing properties of the railway-side plants, migration processes in soils, and direction of prevailing winds. Zinc was established to have the highest value of concentration factor ( $K_c = 1.04–10.54$ ). Pollutant accumulation was most frequently registered for zinc (76%), nickel (76%) and lead (60%); less frequently for copper (32%). Thus, heavy metals may be ranked by their contents in excess to background values in soils of railway-side areas as follows:  $Zn = Ni > Pb > Cu$ . Due to the contents of mobile forms of heavy metals that exceed background values, these metals may be referred to as pollutants. Results obtained for heavy metal distribution in soils of railway-side areas are of importance for the identification of reaction of biotic component of the ecosystems exposed to rail transport, and identification of pollutant-reactive and pollutant-sensitive indicators of the environmental health.

*Keywords:* rail transport; soil pollution; mobile forms of heavy metals; element concentration factor

## Вступ

Вирішення проблем, пов'язаних із техногенним впливом на довкілля, – одне з основних завдань сучасної екології. Для оцінки екологічного стану довкілля необхідне застосування еколого-геохімічних методів дослідження компонентів природного середовища. Потрапляючи у навколишнє середовище, важкі метали включаються в процеси біогеохімічної міграції, створюючи таким чином ризик їх надмірного накопичення в екосистемах. Крім того, токсиканти негативно впливають не лише на компоненти біосфери, а і на здоров'я людей (Bojko et al., 2008).

Основним джерелом привнесення хімічних елементів у ландшафтні комплекси та залучення їх у міграційні потоки є природні процеси: вивітрювання гірських порід, ґрунтоутворення. Значну роль відіграє також техногенний вплив, який може спричинювати надходження поліютантів до живих організмів (Kabata-Pendias and Pendias, 1989; Fałjejev and Pashhenko, 2003; Bojko et al., 2008; Brygadyrenko and Ivanushyn, 2015).

Залізничний транспорт, який виступає джерелом надходження у довкілля таких небезпечних речовин як поліциклічні ароматичні вуглеводні (Mętrak and Chmielewska, 2015) та поліхлорфеніли, спричинює стійке органічне та неорганічне забруднення. У результаті руху об'єктів залізничного транспорту можливе утворення зон техногенних аномалій ґрунтів територій, що прилягають до залізничних колій.

У світовій науковій літературі велика кількість публікацій, у яких описано, що залізничний транспорт може виступати джерелом надходження в довкілля важких металів (Pagotto et al., 2001; Chernjuk et al., 2004; Liu et al., 2008; Wilkomirski et al., 2010; Dzierzanowski and Gawroński, 2012; Mazur et al., 2013; Chen et al., 2013). Серед важких металів, які надходять до навколишнього середовища внаслідок функціонування залізничного транспорту, пріоритетне місце посідають сполуки Cu, Pb, Zn, Ni, Cd (Traczewska et al., 2011; Galera et al., 2012; Wierzbicka et al., 2015). Вони потрапляють у довкілля внаслідок перевезення сипучих вантажів, добрив, хімічних речовин, металевих руд, а також застосування гербіцидів (Juhnovs'kyj et al., 2006; Wilkomirski et al., 2012).

Техногенний тиск дорожніх геосистем на ландшафти може знаходити своє відображення в накопиченні хімічних елементів у повітрі, ґрунтах, підземних і поверхневих водах, рослинах придорожніх смуг (Dzierzanowski and Gawroński, 2012). Це відбувається як у результаті біологічного захоплення елемента, так і внаслідок механічного поглинання поліютантів.

Ґрунти поблизу залізничних колій (на відстані до 25 м) характеризуються підвищеним вмістом важких металів (Liu et al., 2008; Zhang et al., 2012). Між вмістом важких металів та відстанню до залізничної колії встановлено пряму кореляційну залежність (Ma et al., 2009; Wilkomirski et al., 2012). Це доводить, що джерелом надходження поліютантів у довкілля може бути діяльність залізничного транспорту, а саме вантажні перевезення залізничними коліями.

В Україні питання впливу залізничного транспорту на довкілля залишається маловивченим. Бракує наукових праць, присвячених визначенню основних видів поліютантів у ґрунтах призалізничних територій. Дослідження даної тематики можуть у подальшому пояснити реакції біотичної складової екосистем, що перебувають у зоні впливу залізничного транспорту, та виявлення найчутливіших до поліютантів індикаторів екологічного стану довкілля. Актуальність усебічного дослідження примагістрального екосистем в умовах Закарпаття зумовлена високою інтенсивністю транспортних перевезень і розташуванням області на кордоні декількох європейських країн.

Мета цієї статті – виявити закономірності поширення сполук важких металів на призалізничних територіях деяких пунктів залізничних колій Закарпатської області.

## Матеріал і методи досліджень

Проведено ландшафтно-екологічне обстеження території одноколійної залізничної магістралі № 193 Чоп – Ужгород – Сянки – Львів у межах Закарпатської області, однієї з головних внутрішніх залізничних ліній. Вона призначена в основному для вантажних перевезень (залізна руда) та циркулювання пасажирських приміських потягів.

Ґрунти для досліджень відбирали на різній відстані від залізничної колії (0, 25, 50 і 100 м) в межах ключових пунктів досліджуваної магістралі: м. Чоп, м. Ужгород, м. Перечин, смт. Великий Березний та с. Волосянка. Ґрунти, відібрані на відстані 250 м від залізничної колії, приймали за контроль. Підготовку проб ґрунту здійснювали за стандартними методиками (RD 52.18.191-89).

Визначення важких металів у ґрунті моніторингових ділянок проводили на кафедрі екології та охорони навколишнього середовища хімічного факультету ДВНЗ «УжНУ» під керівництвом к. х. н., проф. С.М. Сухарева. За допомогою атомно-абсорбційного аналізу із застосуванням атомно-абсорбційного комплексу КАС-120.1 (спектрометр С-115М та атомізатор «Графіт-2» із комп'ютерною реєстрацією аналітичного сигналу) проводили визначення масової частки кислоторозчинних форм Cu, Pb, Zn, Ni. Серед сучасних методів контролю вмісту важких металів у різних об'єктах, у тому числі об'єктах навколишнього середовища, метод атомно-абсорбційної спектроскопії, зокрема з електротермічною атомізацією (ЕТААС), відіграє важливу роль. Цей метод крім високої селективності володіє високою чутливістю, особливо до окремих важких металів, тому він є основою ряду стандартів у галузі охорони навколишнього середовища, зокрема, моніторингу вмісту важких металів у об'єктах довкілля.

Екологічну інформативність отриманих результатів оцінювали за розрахунками геохімічного показника – коефіцієнта концентрації (Кс). Коефіцієнти концентрації розраховували як відношення вмісту елемента в досліджуваному компоненті ландшафту до його природного фону. Важкий метал вважається забруднювачем, якщо коефіцієнт концентрації перевищує одиницю. Якщо даний показник становить менше одиниці, відбувається розсіювання елемента (Malysheva, 2000).

## Результати та їх обговорення

Визначаючи валовий вміст важких металів, можна говорити про загальний геохімічний стан, однак даний показник не завжди відображає міграційну здатність речовин у трофічних ланцюгах. Небезпечна ситуація виникає тоді, коли метали у ґрунті перебувають у складі рухомих форм сполук, що здатні безпосередньо засвоюватися біотою та демонструють реальну небезпеку важких металів (Fatjejev and Pashhenko, 2003). Кислоторозчинна форма важких металів вважається основною техногенною складовою у запасі важких металів у ґрунті. Саме тому проведено визначення вмісту рухомих форм хімічних елементів у ґрунтах призалізничних територій.

### 1. Поширення рухомих форм важких металів у ґрунтах призалізничних територій

Мідь – мікроелемент, який належить до важких металів (II клас небезпеки). Вміст рухомих форм Cu у ґрунтах призалізничних територій м. Чоп досягав максимального значення у ґрунті, відібраному на відстані 50 м від залізничної колії ( $1,18 \pm 0,08$  мг/кг), мінімального – на відстані 250 м ( $0,82 \pm 0,06$  мг/кг). Така ж тенденція спостерігалась для розподілу кислоторозчинних форм міді ґрунтів м. Перечин (рис. 1). Порівняно з ділянкою 250 м від залізничної колії, вміст міді у ґрунті на відстані 50 м перевищував даний показник утричі. У ґрунтах м. Ужгород найвищий вміст міді виявлено на відстані 25 м від залізничної колії ( $1,28 \pm 0,08$  мг/кг), найнижчий показник вмісту Cu зареєстровано на

відстані 100 м від залізничної колії ( $0,85 \pm 0,06$  мг/кг). Для ґрунтів смт. Великий Березний на відстані 100 м також виявлено найнижчі показники рухомих сполук міді ( $0,91 \pm 0,07$  мг/кг), на відстані 0 м від залізничної колії даний показник збільшувався в 1,7 раза ( $1,54 \pm 0,10$  мг/кг). У ґрунтах с. Волосянка найвищий вміст міді реєстрували на відстані 100 м від залізничної колії ( $0,91 \pm 0,06$  мг/кг), найменший – на відстані 250 м ( $0,70 \pm 0,07$  мг/кг).

Свинець – важкий метал I класу небезпеки. Свинець вважають одним із найтоксичніших хімічних елементів, навіть у незначних кількостях (Diez and Krauss, 1992; Almeida et al., 2007). Це найпоширеніший важкий метал. Природним джерелом свинцю є вивітрювання гірських порід. У ґрунтах м. Перечин найвищий вміст свинцю реєстрували на відстані 0 м від залізничної колії ( $2,39 \pm 0,06$  мг/кг), вже на відстані 250 м його вміст знижувався в 2,2 раза (рис. 2). Мінімальний вміст рухомих форм важкого металу в контрольних точках (250 м від залізничної колії) виявлено також для ґрунтів м. Ужгород ( $1,83 \pm 0,11$  мг/кг) та с. Волосянка ( $1,06 \pm 0,06$  мг/кг). У ґрунті смт. Великий Березний найвищий вміст свинцю виявлено на відстані 25 м від залізничної колії ( $1,44 \pm 0,11$  мг/кг), а у м. Чоп – на відстані 0 м ( $2,07 \pm 0,12$  мг/кг). Мінімальні показники вмісту рухомих сполук Pb виявлено на відстані 50 м від залізничної колії (м. Чоп –  $1,39 \pm 0,10$  мг/кг, смт. Великий Березний –  $0,94 \pm 0,082$  мг/кг).

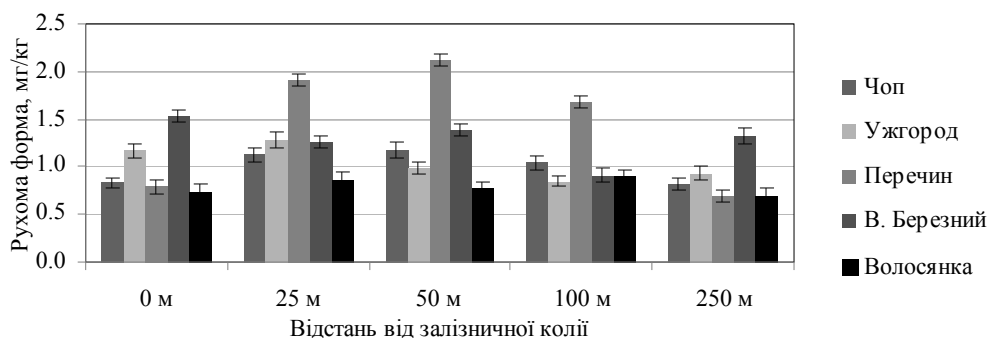


Рис. 1. Вміст рухомих сполук міді у ґрунтах призалізничних територій ( $M \pm \sigma$ ,  $n = 6$ )

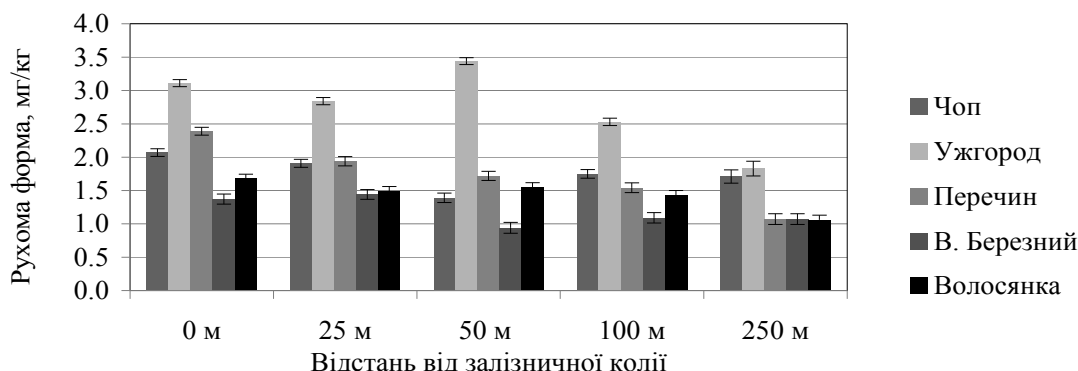


Рис. 2. Вміст свинцю у ґрунті призалізничних територій ( $M \pm \sigma$ ,  $n = 6$ )

Цинк – важкий метал I класу небезпеки. В умовах підвищеної вологості характерна висока міграція цинку у ґрунті. Для розподілу рухомих форм цинку виявлено тенденцію максимального вмісту у ґрунтах на відстані 25 м від залізничної колії: м. Ужгород –  $8,26 \pm 0,54$ , м.

Перечин –  $9,59 \pm 0,59$ , смт В. Березний –  $12,20 \pm 0,60$  мг/кг (рис. 3). На відстані 250 м від залізничної колії відбувається зниження вмісту цинку в 1,4–1,7 раза ( $5,79 \pm 0,38$ ,  $5,54 \pm 0,32$  та  $7,54 \pm 0,42$  мг/кг відповідно). У процесі визначення вмісту цинку у ґрунтах с. Волосянка та м. Чоп

виявлено іншу закономірність. Вміст Zn у ґрунтах призалізничних територій с. Волосянка сягав максимального значення на відстані 50 м від залізничної колії ( $4,33 \pm 0,32$  мг/кг), на контрольній ділянці знижувався до  $4,54 \pm 0,32$  мг/кг. У ґрунтах м. Чоп на відстані 100 м від залізничної колії вміст цинку становив  $9,11 \pm 0,06$  мг/кг, а на контрольній ділянці знижувався майже удвічі.

Нікель – важкий метал II класу небезпеки. Розподіл рухомих форм нікелю проявив тенденції, подібні для розподілу цинку в ґрунтах призалізничних територій Закарпаття (рис. 4). Найвищі показники нікелю виявлено на

відстані 25 м від залізничної колії:  $0,88 \pm 0,07$  (м. Ужгород),  $0,97 \pm 0,07$  (м. Перечин) та  $0,74 \pm 0,06$  мг/кг (м. Чоп). На відстані 250 м від залізничної колії вміст нікелю зменшується в 1,2–2,0 раза. У ґрунтах смт. В. Березний на відстані 0 м виявлено  $0,93 \pm 0,04$  мг/кг сполук нікелю, а вже на відстані 100 м їх вміст знижується удвічі. Зворотна тенденція спостерігається щодо розподілу рухомих форм нікелю у ґрунтах с. Волосянка, де найвищий показник реєстрували на відстані 100 м від залізничної колії ( $0,84 \pm 0,06$  мг/кг), а з наближенням до залізничної колії вміст важкого металу поступово зростає.

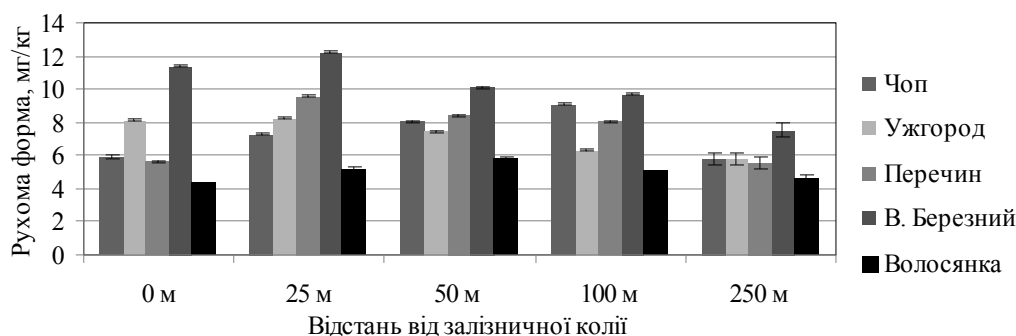


Рис. 3. Вміст цинку у ґрунтах призалізничних територій ( $M \pm \sigma$ ,  $n = 6$ )

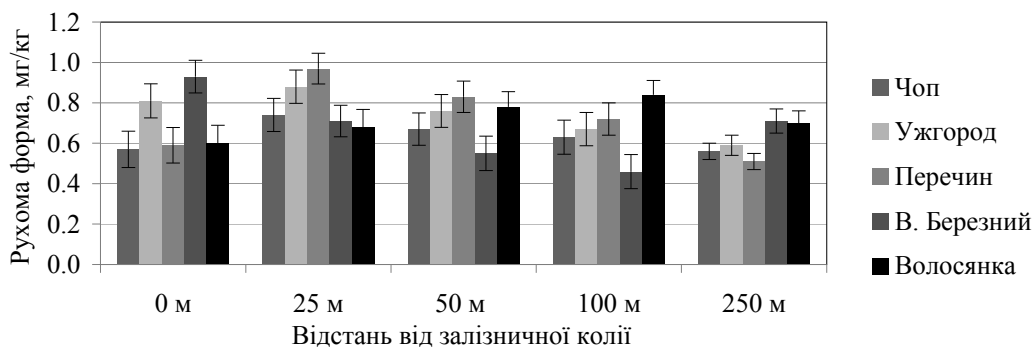


Рис. 4. Вміст нікелю у ґрунтах призалізничних територій ( $M \pm \sigma$ ,  $n = 6$ )

Отже, чітка залежність між умістом важких металів та відстанню від залізничної колії прослідковується для сполук свинцю (м. Перечин). Китайські вчені також довели, що для Pb та Cd виявлено тенденцію до накопичення у ґрунтах прямо пропорційно відстані до залізничних колій. Автори припускають, що основними джерелом підвищених доз ВМ був залізничний транспорт: втрата сипучих вантажів, спалювання палива, використання мастил (Ma et al., 2009; Chen et al., 2013). Латвійські вчені також установили, що вміст ВМ підвищувався з наближенням до залізничної колії. Зроблено припущення, що основним фактором накопичення в ґрунті ВМ є не дорожний пил, а інтенсивність руху поїздів та топографічні умови місцевості (Mikalajūnē and Jakušionytė, 2011).

За результатами наших досліджень залежність між накопиченням важких металів та відстанню від залізничної колії описується поліноміальними рівняннями. Це, можливо, може бути пов'язано з такими факторами: величина насипу (Magone, 1989), поглинання частини важких металів призалізничною рослинністю (захисна смуга), міграційні процеси сполук важких металів у ґрунті та дія

вітрів, що спричиняють нерівномірне перенесення та осідання аеротехногенних емісій.

Magone (1989) запропоновано визначати розподіл продуктів емісії в ґрунтах придорожних територій за величиною насипу. За висоти насипу 1,2 м максимальний вміст поллютантів у ґрунтах припадає на відстань 10–25 м від магістралі, а за висоти 1,5 м – на відстані 20–30 м від магістралі, а вже на відстані 80–100 м його значення наближуються до контрольного. При цьому поблизу магістралі вміст забруднювачів низький. Така схема частково характеризує також розподіл важких металів у ґрунтах, отриманий у результаті наших досліджень. У ґрунтах В. Березний найвищий вміст важких металів виявлено на відстані 0 м (Cu, Ni) та 25 м від залізничної колії (Pb, Zn), а на відстані 100 та 250 м – низькі показники вмісту важких металів. Найбільше забруднення ґрунтів на відріжку 0–20 м від залізничної колії виявлено також іншими дослідниками (Zhang et al., 2012; Mazur et al., 2013).

Подібна тенденція характерна і для ґрунтів м. Ужгород, де максимальний вміст важких металів виявлено на відстані 25 м (Cu, Zn, Ni) та 50 м (Pb), і вже на відстані

100 та 250 м від залізничної колії – найнижчі показники для всіх досліджуваних металів.

Для ґрунтів м. Перечин максимальний вміст рухомих форм важких металів реєстрували на відстані 0 м (Pb), 25 м (Zn, Ni) та 50 м (Cu) від залізничної колії, а на контрольних ділянках показники перебували на мінімальному рівні.

Для ґрунтів м. Чоп та с. Волосянка максимальний вміст важких металів зареєстровано на різній відстані від залізничної колії, однак на контрольних ділянках виявлено низькі значення даних показників. Це пов'язано з особливостями рельєфу моніторингових ділянок і напрямком переважаючих для кожної території вітрів.

Отримані результати підтверджуються працями вітчизняних і закордонних авторів. Досліджуючи вміст важких металів у ґрунтах зони впливу залізничного вузла м. Воронеж, російські вчені встановили, що на відстані 0–20–30 м від залізничних колій відмічається зона видуву забруднювальних речовин, зменшення концентрації міді, цинку, марганцю в 1,4–1,9 раза (Fedorova and Kaverina, 2001).

## 2. Екологічна оцінка вмісту рухомих форм у ґрунтах моніторингових ділянок

Еколого-геохімічна оцінка стану ґрунтів проводиться за вмістом важких металів, а також шляхом розрахунку різних геохімічних коефіцієнтів. Концентрації, вищі за фонові, свідчать про забруднення навколишнього середовища, тому доцільно використовувати один із таких

показників як коефіцієнт концентрації (Kc), який визначає відношення вмісту металу у ґрунті до його фонові показники прийнято результати середнього вмісту рухомих форм важких металів у ґрунтах, отриманих у 9-му турі еколого-агрохімічного обстеження по районах області (Shpontak, 2014), а також результати визначення рухомих форм нікелю (Samohvalova et al., 2012) (табл. 1).

Таблиця 1

### Середній вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах Закарпатської області на прикладі деяких районів (за Samohvalova et al., 2012; Shpontak, 2014)

Райони	Вміст у ґрунті, мг/кг			
	Cu	Zn	Pb	Ni
Великоберезнянський	1,33	8,69	1,3	0,27
Перечинський	0,78	0,91	4,75	
Ужгородський	3,54	3,15	1,47	0,73

Важкий метал вважається забруднювачем, якщо коефіцієнт концентрації перевищує одиницю. Таке перевищення ( $K_c > 1$ ) рухомої форми міді спостерігали для ґрунтів усіх точок відбору м. Перечин ( $K_c = 1,01–2,45$ ) та деяких точок смт. В. Березний (0 м – 1,20, 50 м – 1,04) (табл. 2). Wilkomirski et al. (2012) припускають, що джерелом підвищеного вмісту міді у ґрунтах призалізничних територій може бути активна дія струмоприймачів поїздів.

Таблиця 2

### Коефіцієнти концентрації деяких важких металів у ґрунтах призалізничних екосистем

Важкі метали	Відстань від залізничної колії, м				
	0	25	50	100	250 (контроль)
м. Чоп					
Cu	0,23	0,32	0,33	0,29	0,23
Pb	1,41	1,29	0,95	1,19	1,16
Zn	1,88	2,30	2,56	2,89	1,84
Ni	0,78	1,01	0,92	0,86	0,77
м. Ужгород					
Cu	0,33	0,36	0,28	0,24	0,26
Pb	2,12	1,93	2,34	1,72	1,24
Zn	2,57	2,62	2,37	2,01	1,83
Ni	1,11	1,21	1,04	0,92	0,81
м. Перечин					
Cu	1,01	2,45	2,72	2,15	0,89
Pb	0,50	0,41	0,36	0,32	0,23
Zn	6,19	10,54	9,27	8,84	6,08
Ni	2,19	3,59	3,07	2,67	1,89
смт. Великий Березний					
Cu	1,20	0,94	1,04	0,68	1,00
Pb	1,05	1,11	0,72	0,84	0,82
Zn	1,31	1,40	1,16	1,04	0,87
Ni	3,44	2,63	2,04	1,70	2,63
с. Волосянка					
Cu	0,56	0,65	0,59	0,68	0,53
Pb	1,29	1,15	1,19	1,1	0,82
Zn	0,49	0,59	0,67	0,58	0,52
Ni	2,22	2,52	2,89	3,11	2,00

**Примітка:** сірим кольором позначено перевищення вмісту важких металів відносно фонових значень ( $K_c > 1$ ).

Для ґрунтів усіх моніторингових ділянок на контрольних точках (250 м від залізничної колії) вміст рухомих форм міді не перевищував фонових значень ( $K_c < 1$ ).

Акумуляція рухомих сполук міді проходить у ґрунтах м. Перечин ( $K_c = 1,01–2,72$ ). Для інших точок відбору проб сполуки міді забруднювачами не вважаються,

оскільки значення  $K_c$  не перевищували одиницю та становили для м. Ужгород – 0,24–0,33, м. Чоп – 0,23–0,33 та с. Волосянка – 0,53–0,68.

Про значне перевищення вмісту сполук свинцю у грунтах свідчать показники  $K_c$ , які становили для даного металу 1,70–2,30. Свинець вважається забруднювачем для ґрунтів м. Ужгород ( $K_c = 1,72$ – $2,34$ ), с. Волосянка ( $K_c = 1,10$ – $1,29$ ) та частково для ґрунтів смт В. Березний (0 м –  $K_c = 1,05$ , 25 м –  $K_c = 1,11$ ) та м. Чоп ( $K_c = 1,19$ – $1,41$ ). Для ґрунтів м. Перечин перевищення вмісту свинцю відносно фонових показників не виявлено, при цьому  $K_c = 0,32$ – $0,50$ . Навіть на відстані 250 м від залізничної колії для ґрунтів м. Чоп та м. Ужгород вміст рухомих форм свинцю перевищував фонові значення ( $K_c = 1,16$  та  $1,24$  відповідно).

Найпоширенішим забруднювачем ґрунтів призалізничних територій виявився цинк, вміст якого перевищував фонові значення майже в усіх точках відбору проб. Коефіцієнти концентрації для ґрунтів коливались у межах 1,04–1,40 (сmt В. Березний), 2,01–2,62 (м. Ужгород) та 1,88–2,89 (м. Чоп). Китайські вчені, що досліджували вміст ВМ у грунтах призалізничних територій провінції Сичуань, виявили, що найбільший коефіцієнт накопичення Zn становить 3,7 і досягає найвищих значень на відстані 2–25 м від залізничних колій (Liu et al., 2008). За результатами наших досліджень розраховано значно більші коефіцієнти концентрації для цинку, і для ґрунтів м. Перечин їх значення коливались у межах 6,19–10,54. Навіть на контрольних точках сполуки цинку для цих ділянок виступають забруднювачами, оскільки  $K_c > 1$ . Виняток становлять ґрунти с. Волосянка, у яких встановлено вміст цинку, що не перевищує фонові значення по В. Березнянському р-ну, оскільки  $K_c = 0,49$ – $0,67$ .

Поряд із цинком пріоритетним забруднювачем призалізничних територій виявився також нікель. Реєстрували такі показники коефіцієнтів концентрації для сполук нікелю: Чоп – 1,01 (25 м), Ужгород – 1,04–1,11, В. Березний – 1,70–3,44, Перечин – 2,19–3,59, Волосянка – 2,22–3,11. Для ґрунтів м. Перечин, смт В. Березний та с. Волосянка на контрольних точках вміст сполук нікелю також перевищував фонові значення ( $K_c = 1,8$ – $2,6$ ).

Крім того, важливе визначення частоти перевищення фону вмісту важких металів усіх моніторингових ділянок для отримання загальної тенденції. Найчастіше  $K_c > 1$  спостерігалось для цинку (76%), нікелю (76%) та свинцю (60%), рідше – для міді (32%). За перевищенням фонових значень важкі метали у грунтах призалізничних територій можна розташувати у такий ряд: Zn = Ni > Pb > Cu.

Отже, на всіх відстанях від залізничної колії на моніторингових ділянках проходить акумуляція нікелю, цинку (крім ґрунтів с. Волосянка) та свинцю (крім ґрунтів м. Перечин). У грунтах, що прилягають до залізничних колій смт В. Березний та м. Перечин, виявлено часткову акумуляцію сполук міді, на решті моніторингових ділянок переважають процеси розсіювання даного елемента ( $K_c < 1$ ).

## Висновки

Виявлено основні закономірності поширення та акумуляції рухомих форм Cu, Pb, Zn та Ni у грунтах, що знаходяться в зоні впливу одноколійної залізничної

магістралі № 193 Чоп – Ужгород – Сянки – Львів (у межах Закарпатської області). Встановлено підвищений вміст важких металів у грунтах, відібраних на відстані 0–25 м від залізничної колії. На всіх відстанях від залізничної колії моніторингових ділянок проходить акумуляція сполук нікелю, цинку, свинцю та, частково, міді. На відстані 250 м вміст важких металів зменшується порівняно з іншими грунтами, однак все ще відбувається часткова акумуляція сполук свинцю, цинку та нікелю. За перевищенням фонових значень важкі метали у грунтах призалізничних територій можна розташувати у такий ряд: Zn = Ni > Pb > Cu.

## Бібліографічні посилання

- Almeida, A.F., Valle, R.R., Mielke, M.S., Gomes, F.P., 2007. Tolerance and prospection of phytoremediation woodspecies of Cd, Pb, Cu and Cr. *Braz. J. Plant Physiol.* 19(2), 83–98.
- Bojko, N., Balazhi, S., Galas, J.L., Koval', G., Koval'chuk, N., Kozlovs'kyj, V., Kolesnyk, A., Legan', O., Romanjuk, N., Suharjev, S., Tot, M.D., Chonka, I., Chundak, S., Shymon, A., 2008. Zabrudnjuvachi ta i'h vplyvy na ekologichno vrazlyvi ekosystemy Verhn'ogo Potyssa. Uzhgorod – Nired'gaza (in Ukrainian).
- Brygadyrenko, V., Ivanyshyn, V., 2015. Changes in the body mass of *Megaphyllum kievense* (Diplopoda, Julidae) and the granulometric composition of leaf litter subject to different concentrations of copper. *J. Forest Sci.* 61(9), 369–376.
- Camohvalova, V., Fatjejev, A., Luchnykova, J., Lykova, O., 2012. Ekologo-geohimichni doslidzhennja vmistu riznyh form Co, Ni, Cr u g'runtah riznogo genezysu v Ukraїni. *Visn. L'viv. Univ. Ser. Biol.* 60, 171–181 (in Ukrainian).
- Chen, Z., Wang, K., Ai, Y. W., Li, W., Gao, H., Fang, C., 2013. The effects of railway transportation on the enrichment of heavy metals in the artificial soil on railway cut slopes. *Environ. Monit. Asses.* 186(2), 1039–1049.
- Chernjuk, L.G., Pepa, T.V., Chehovs'ka, M.M., 2004. Transport i ohorona navkolyshn'ogo seredovyshha v regionah Ukraїny. *Naukovyj svit, Kyiv* (in Ukrainian).
- Diez, T., Krauss, H., 1992. Schwermetallgehalte und Schwermetallanreicherung in landwirtschaftlich genutzten Boden Bayerns. *Bayer. Landwirt. Jahrb.* 69(3), 343–355.
- Dzierzanowski, K., Gawroński, S.W., 2012. Heavy metal concentration in plants growing on the vicinity of railroad tracks: A pilot study. *Challenges of Modern Technology* 3(1), 42–45.
- Fatjejev, A.I., Pashhenko, J.V. (ed.), 2003. Fonovij vmist mikroelementiv u g'runtah Ukraїny. NNC, Kharkiv (in Ukrainian).
- Fedorova, A.I., Kaverina, N.V., 2001. Tiazhelye metaly v pochvakh zony vliianiia krupnogo zheleznodorozhnogo uzla (na primere g. Voronezha). *Vestn. VGU. Ser. Geograf. Geokol.* 1, 98–104 (in Russian).
- Galera, H., Sudnik-Wojcikowska, B., Wierzbicka, M., Wilkomirski, B., 2012. Directions of changes in the flora structure in the abandoned rail way areas. *Ecol. Quest.* 16, 29–39.
- Juhnovs'kyj, I.R., Lebeda, G.B., Popova, T.I., 2006. Transportnyj kompleks Ukraїny. *Zaliznychnyj transport: Problemy ta perspektyvy.* Fada LTD, Kyiv (in Ukrainian).
- Kabata-Pendias, A., Pendias, K., 1989. *Mikroelementy v pochvakh i rastenniakh.* Mir, Moscow (in Russian).
- Liu, H., Chen, L.-P., Ai, Y.-W., Yang, X., Yu, Y.-H., Zuo, Y.-B., Fu, G.-Y., 2008. Heavy metal contamination in soil alongside mountain railway in Sichuan, China. *Environ. Monit. Asses.* 152(1–4), 25–33.

- Ma, J.H., Chu, C.J., Li, J., Song, B., 2009. Heavy metal pollution in soil on roadside of Zhengzhou-Putian section of Longxi-Haizhou Railroad, China. *Pedosphere* 19(1), 121–128.
- Magone, I.G., 1989. Bioindikatsiia fitotoksichnosti vybrosov avtotransporta. Vozdeistvie vybrosov avtotransporta na prirodnuu sredu. Riga, Zinatne (in Russian).
- Malysheva, L.L., 2000. Geohimija landshaftiv. Lybid', Kyiv (in Ukrainian).
- Mazur, Z., Radziemska, M., Maczuga, O., Makuch, A., 2013. Heavy metal concentrations in soil and moss (*Pleurozium schreberi*) near railroad lines in Olsztyn (Poland). *Fresenius Environ. Bull.* 22(4), 955–961.
- Meřtrak, M., Chmielewska, M., 2015. Does the function of railway infrastructure determine qualitative and quantitative composition of contaminants (PAHs, heavy metals) in soil and plant biomass? *Water Air Soil Poll.* 226, 253.
- Mikalajūnė, A., Jakučionytė, L., 2011. Investigation into heavy metal concentration by the gravel roadsides. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* 19(1), 89–100.
- Pagotto, C., Rémy, N., Legret, M., Cloirec, P., 2001. Heavy metal pollution of road dust and roadside soil near a major rural highway. *Environ. Technol.* 22(3), 307–319.
- Traczewska, T.M., 2011. Biological methods of evaluating environmental pollution. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław (in Polish).
- Wierzbicka, M., Bemowska-Kałabun, O., Gworek, B., 2015. Multidimensional evaluation of soil pollution from railway tracks. *Ecotoxicology* 24(4), 805–822.
- Wilkomirski, B., Galera, H., Sudnik-Wójcikowska, B., Staszewski, T., Malawska, M., 2012. Railway tracks – habitat conditions, contamination, floristic settlement – A review. *Environment and Natural Resources Research* 2(1), 86–95.
- Wilkomirski, B., Sudnik-Wójcikowska, B., Galera, H., Wierzbicka, M., Malawska, M., 2010. Railway transportation as a serious source of organic and inorganic pollution. *Water Air Soil Poll.* 218, 333–345.
- Zhang, H., Wang, Z., Zhang, Y., Hu, Z., 2012. The effects of the Qinghai–Tibet railway on heavy metals enrichment in soils. *Sci. Total Environ.* 439, 240–248.

Надійшла до редакції 20.09.2015