

УДК 504.064.3:57.042

Чома З.З., доктор філософії, доцент  0000-0003-2727-3140.

ВМІСТ МІДІ ТА ЦИНКУ В ҐРУНТАХ І РОСЛИНАХ МІСТА УЖГОРОД

*Закарпатський угорський університет імені Ференца Ракоці II**90202, м. Берегово, пл. Кошута, 6;**e-mail: csoma.zoltan@kmf.org.ua*

Метою дослідження було вивчення вмісту міді і цинку у ґрунтах і рослинності міста Ужгород, а також оцінювання тенденцій їх можливого накопичення. Для аналізу було відібрано шістнадцять пов'язаних зразків ґрунту і рослин: чотири — з присадибних ділянок та дванадцять — із придорожніх смуг. Визначені валові і рухомі форми міді та цинку у ґрунтах, а також їх вміст у рослинах. Середній валовий вміст міді у ґрунтах присадибних ділянок становив $26,1 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$, цинку — $57,5 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$; у придорожніх смугах значення цих показників були вищими, проте значно нижчими за гранично допустимих концентрацій. Частка рухомих форм міді відносно її валового вмісту становила 1,7 – 3,3%, тоді як для цинку цей показник досягав 5,2–9,7%, що свідчить про вищу мобільність цинку в ґрунтовому середовищі. Середній вміст міді у рослинах, вирощених на присадибних ділянках становив $9,6 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$, з придорожніх смуг — $13,3 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$, тобто більше у 1,4 раза. Концентрація цинку у рослинах характеризувалася значною варіабельністю: $9,4 – 79,8 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ у видів, відібраних на присадибних ділянках, та $23,6 – 113,2 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ у пробах із придорожніх територій. Значення коефіцієнтів біологічного поглинання здебільшого були меншими за 1, що вказує на помірне надходження металів у рослини. Кореляційний аналіз не виявив статистично значущих зв'язків між валовими та рухомими формами металів у ґрунті й їх вмістом у рослинах ($|r| < 0,1$). Загалом ґрунти міста Ужгород можна охарактеризувати як незабруднені, проте виявлені локальні ділянки з підвищеним вмістом міді й цинку.

Ключові слова: міські ґрунти, метали, валовий вміст, рухомі форми, рослини, коефіцієнт біологічного поглинання

Мідь і цинк належать до есенціальних мікроелементів, необхідних для нормального росту й розвитку рослин. Проте за умов підвищених концентрацій, зумовлених антропогенними навантаженнями, ці елементи можуть становити потенційну загрозу для живих організмів.

Основними джерелами накопичення міді та цинку в міських ґрунтах є промислові викиди, транспорт, зношування шин і гальмівних колодок, а також використання мідь- і цинквмісних пестицидів [1,2]. Результати багатьох досліджень підтверджують, що придорожні смуги зазнають більшого забруднення, тоді як у зелених або садових зонах концентрації металів зазвичай нижчі [3,4].

Метали акумулюються переважно у верхньому горизонті (0–20 см) ґрунту, де спостерігається найвища біологічна активність. Їхня поведінка у ґрунтах міських

екосистем визначається низкою чинників: кислотністю середовища, вмістом глинистих часток, органічної речовини, а також окисно-відновними умовами. За даними літератури, мідь міцно зв'язується з гумусовими компонентами та глинистими мінералами, тоді як цинк характеризується більшою рухомістю і схильністю до перебування в розчиненій формі [5,6]. Тому цинк швидше переміщується у системі «ґрунт–рослина», що зумовлює його вищу доступність, але й більший екологічний ризик.

Кислотність середовища є одним з основних регуляторів рухомості мікроелементів. При нейтральній і слаболужної реакції ґрунтового розчину рухомість металів зменшується, тоді як при підкислення зростає. Органічна речовина відіграє подвійну роль: вона утворює з металами стабільні комплекси, знижуючи їхню мобільність, але присутність

низькомолекулярних органічних кислот може навпаки підвищувати доступність елементів [7].

Для кількісної оцінки рівня накопичення металів використовують коефіцієнтів біологічного поглинання (КБП) [8]. Значення КБП > 1 свідчить про інтенсивне поглинання, тоді як КБП < 1 – про обмежене надходження металів у рослини. Мідь переважно акумулюється у коренях, тоді як цинк у більшій кількості транспортується до надземних органів, що підвищує ризик його потрапляння в трофічний ланцюг [9,10].

Європейські дослідження показують, що середній вміст міді та цинку в міських ґрунтах становить 20–100 мг·кг⁻¹, але поблизу автодоріг з інтенсивним рухом ці показники можуть перевищувати фонові значення у кілька разів [6,11,12].

Дослідження стану забруднення ґрунтів м. Ужгород важкими металами за період 1996 – 2009 рр. опубліковані в роботах [13,14]. В 2005 році авторами було встановлено, що концентрації Zn, Cd і Mn перебувають у межах безпечних рівнів, тоді як вміст Cu, Pb і Cd у ґрунтах перевищує ГДК. В 2009 році зазначають тенденцію до зменшення вмісту металів, і водночас зробили висновок про все ще велике накопичення в ґрунтах міста Pb і Zn.

Метою наших досліджень було вивчення вмісту міді і цинку у ґрунтах і рослинності міста Ужгород та оцінювання тенденції щодо нагромадження металів.

Матеріали та методи досліджень

Дослідження вмісту та просторових особливостей накопичення міді й цинку у ґрунтах і рослинності міста Ужгород було проведено протягом 2019–2021 років. Були відібрані шістнадцять зразків ґрунту в межах міста Ужгород: дванадцять проб з придорожніх смуг, чотири з присадибних ділянок. Ґрунти, які були відібрані на присадибних ділянках нами розглядалися як контрольні відносно придорожніх смуг. Відбір ґрунту проводили ручним буром Eijkelkamp із шару 0–20 см. З кожного місця відбору ґрунтових проб нами були взяті також зразки рослин.

Зразки ґрунтів в лабораторії висушували до повітряно-сухого стану. Для визначення вмісту металів ґрунт подрібнювали в агатовій ступці до частинок розміром менше ніж 2 мм.

Для визначення валового вмісту міді та цинку ґрунт розкладали сумішню концентрованої азотної кислоти та пероксиду водню протягом трьох годин при температурі 105 ± 2 °C.

Для екстракції рухомих форм металів використовували амоній-ацетатний буферний розчин (рН 4,8) згідно стандартів, прийнятих в Україні (ДСТУ 4770.2:2007; ДСТУ 4770.6:2007).

Зразки рослин висушували до повітряно-сухого стану та подрібнювали в агатовій ступці до порошку. Для трав'янистих рослин об'єктом дослідження була вся надземна біомаса, у деревних видів аналізували виключно листя. Мінералізацію рослинних зразків здійснювали із використанням суміші концентрованої азотної кислоти та пероксиду водню в автоклавах DAP-60K, застосовуючи мікрохвильову систему розкладання проб Speedwave Two.

Концентрацію міді та цинку визначали методом полум'яної атомно-абсорбційної спектрофотометрії з використанням приладу Agilent Technologies 240. Визначення металів у ґрунтах та рослинах проводили за таких умов: полум'я – ацетилен-повітря, довжина хвилі/ширина щілини для Cu – 324,8 нм /0,5 нм, для Zn – 213,9 нм /1,0 нм.

Для оцінювання кислотності ґрунтів визначали рН у сольовій витяжці за співвідношення ґрунт : розчин = 1 : 2,5, використовуючи цифровий рН-електрод Sentix 980 та прилад WTW inoLab® Multi 9620 IDS. Вміст органічного вуглецю у ґрунті визначали методом окиснення органічних речовин дихроматом калію у сілнокислому середовищі з титриметричним визначенням надлишку окисника.

Результати досліджень

Мідь і цинк передусім є незамінними мікроелементами для рослин. Однак на територіях, що зазнають впливу забруднення, вони можуть накопичуватися в ґрунті, і у великих кількостях чинити токсичний вплив на живі організми. Ступінь шкідливої дії значною мірою визначається рухомістю металів у ґрунті, адже лише та частина їх валового вмісту є небезпечною для довкілля

та здоров'я людини, яка перебуває у розчиненій формі або може відносно легко переходити в розчин. У нашому дослідженні ми розглядали два хімічні параметра, які впливають на рухомість металів у ґрунті: реакцію ґрунтового розчину і вміст органічної речовини.

Значення рН досліджених нами ґрунтів змінюються у відносно вузьких межах. Середнє значення становить $\text{pH}=6,8$, різниця між мінімальним та максимальним значеннями складає 1,4 одиниці (Табл. 1.).

Ґрунти мають слабокислу, нейтральну та слаболужну реакцію. У ґрунтах присадибних ділянок рН трохи нижче 7, тоді як на придорожніх смугах цей показник коливається в ширших межах ($\text{pH} = 6,1-7,5$). За результатами t-критерію для незалежних вибірок встановлено, що різниця між значеннями рН у ґрунтах присадибних ділянок та придорожніх смуг є статистично незначущою. За таких – близьких до нейтральних або слабколужних – умов реакції середовища рухомість міді і цинку істотно знижується. Це означає, що їх засвоєння рослинами помітно знижується, але водночас зменшується і рівень екологічного ризику.

Вміст органічної речовини характеризували за кількістю органічного вуглецю, оскільки в умовах міського середовища через надходження у ґрунт синтетичних органічних сполук коефіцієнт перерахунку на гумус є ненадійним. Вміст органічного вуглецю у ґрунтах присадибних ділянок становить 1,3–3,0% (у середньому 2,2%), що є характерним для такого типу землекористування. У придорожніх ґрунтах цей показник варіює у ширших межах: мінімальне значення становить 0,8%, а максимальне 11,9%. Джерелом органічного вуглецю на присадибних ділянках є рештки рослин і тварин, а також гумусові сполуки, що утворюються внаслідок їх перетворення. На придорожніх смугах рослинні рештки зазвичай прибирають, чим пояснюються низькі значення органічного вуглецю в частині проб. Водночас у придорожні ґрунти можуть потрапляти органічні речовини з дорожнього покриття (асфальт), з транспортних засобів (паливо, мастила) та інших джерел. Через нерівномірне надходження органічних сполук

антропогенного походження у межах міста і спостерігаються значні відмінності у вмісті органічного вуглецю в ґрунтах. У середньому його вміст у ґрунтах придорожніх смуг на 1,7% вищий, ніж присадибних ділянок. Проте за результатами t-критерію суттєвої різниці щодо вмісту органічного вуглецю між ґрунтами присадибних ділянок та придорожніх смуг не виявлено.

Органічні речовини відіграють важливу роль у зв'язуванні забруднюючих речовин. Вони утворюють з іонами металів комплексні сполуки різної міцності, знижуючи їх рухомість. За літературними даними органічні сполуки міцно зв'язують мідь і середньо цинк.

Оцінюючи валовий вміст металів у ґрунтах, ми спершу порівняли ґрунт з присадибних ділянок, розташованих відносно даліше від транспортних шляхів, із даними зразків, взятих поблизу доріг. Для оцінки зміни концентрацій міді та цинку, які відбуваються в міських ґрунтах (як на присадибних ділянках, так і на придорожніх смугах), ми використали результати досліджень, проведених на території Великодобронського загальнозоологічного заказника [15]. Це природоохоронна зона, і тому антропогенне навантаження на ґрунти має бути значно меншим. Отримані результати зіставляли з гранично допустимими концентраціями (ГДК) для кожного з досліджуваних металів. Крім того, результати своїх досліджень порівнювали з даними, наведеними у працях [13,14].

Валовий вміст міді у ґрунтах присадибних ділянок у середньому становить $26,1 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$. Досліджувані ділянки розташовані в різних частинах міста, на відносно великій відстані одна від одної, проте їхній валовий вміст міді є майже однаковим.

У зразках придорожніх ґрунтів спостерігається значна варіабельність валового вмісту міді. Мінімальне значення становить $18,3 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$, а максимальне – $69 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ (Табл. 1.). Надзвичайно високий вміст міді було зафіксовано у зразку ґрунту, відібраному на вулиці Романа Шухевича. Концентрація валового вмісту міді $69,0 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ в цьому зразку перевищує ГДК на $14,0 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$.

Таблиця 1. Значення рН, вміст органічного вуглецю, валових та рухомих форм міді та цинку у ґрунтах м. Ужгород ($n = 5$, $P = 95\%$)

Вулиця (місце відбору зразків)	рН _{KCl}	Органічний вуглець	Валовий вміст		Вміст рухомих форм	
			металів		металів	
			Cu	Zn	Cu	Zn
			мг кг ⁻¹			
Присадибна ділянка						
Миколи Бобяка	6,9	2,5±0,13	28,7±1,2	57,8±2,9	1,67±0,08	3,09±0,12
Героїв Крут	6,6	1,3±0,07	23,8±1,6	61,8±3,1	0,89±0,04	1,82±0,09
Василя Стефаника	6,5	3,0±0,11	25,6±1,8	49,1±2,3	0,60±0,03	3,50±0,11
Василя Дрогомирецького	6,9	2,1±0,10	26,3±1,1	61,3±2,0	0,38±0,04	3,22±0,14
Середнє значення	6,7	2,2	26,1	57,5		2
Медіана	6,8	2,3	25,9	59,6	0	
Мінімум	6,5	1,3	23,8	49,1		1
Максимум	6,9	3,0	28,7	61,8	7	3
Придорожня смуга						
Капушанська	7,3	3,0±0,12	34,4±1,7	68,6±3,4	0,37±0,05	9,73±0,52
Володимира Лендєла	7,0	0,8±0,05	23,3±1,2	42,9±3,1	0,48±0,03	0,80±0,05
проспект Свободи 1	7,1	2,9±0,13	20,6±1,4	38,6±2,9	0,44±0,03	3,35±0,13
проспект Свободи 2	7,1	2,1±0,09	31,7±1,8	71,4±3,6	0,77±0,05	4,82±0,16
Минайська	6,8	4,6±0,23	27,4±1,2	55,2±2,9	0,43±0,03	3,52±0,10
Михайла Грушевського	7,5	0,9±0,04	29,3±2,1	60,4±2,5	0,38±0,02	1,82±0,10
Павла Чубинського	6,1	7,3±0,23	29,1±1,3	75,2±2,1	0,38±0,02	5,31±0,21
Сергія Мартина 1	7,0	2,6±0,13	27,6±1,9	61,9±3,4	0,55±0,03	6,86±0,25
Сергія Мартина 2	7,1	3,6±0,12	25,2±1,2	53,8±3,0	0,44±0,02	6,58±0,30
Сергія Мартина 3	6,3	11,9±0,56	41,4±1,7	69,0±2,6	0,40±0,02	14,42±0,46
Романа Шухевича	6,6	3,8±0,14	69,0±3,3	169,5±4,2	1,21±0,05	7,29±0,23
Андезитовий тупик	6,6	3,8±0,10	18,3±1,0	31,1±1,8	0,29±0,02	6,26±0,19
Середнє значення	6,9	3,9	31,4	66,5		
Медіана	7,0	3,3	28,3	61,1	0	
Мінімум	6,1	0,8	18,3	31,1		0
Максимум	7,5	11,9	69,0	169,5		1

Найнижчий вміст міді – $18,3 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ – було визначено в Андезитовому тупику. Це тупикова вулиця, тому вона відносно ізольована від транспортного руху і менш піддається забрудненню, спричиненому транспортом.

За результатами досліджень валового вмісту міді у зразках ґрунту було перевірено, чи існує статистично значуща різниця між присадибними ділянками та придорожніми територіями. Хоча у ґрунтах придорожніх ділянок середній вміст міді є дещо вищим, результати двовибіркового t-тесту Велча та непараметричного U-критерію Манна-Уїтні показали, що не є статистично значущої різниці між валовим вмістом міді у ґрунтах присадибних ділянок та придорожніх територій.

У ґрунтах території "Великодобронського" заказника валовий вміст міді становив $9,6 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$. Порівняно з цим значенням спостерігається суттєве зростання кількості міді у ґрунтах як присадибних ділянок, так і придорожніх смуг. На присадибних ділянках вміст міді в середньому вищий у 2,7 разів, а на придорожніх смугах – у 3,3 рази відносно ґрунтів заказника.

Результати валового вмісту міді та цинку порівнювали з даними досліджень, проведених у ґрунтах міста Ужгород у 1996 році та у 2009 році [13,14]. Результати 2004 року не бралися до уваги через наявність надзвичайно високих значень. Середній валовий вміст міді у 1996 році становив $26,3 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$, а у 2009 році – $22 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$. Ці результати дуже близькі до даних наших досліджень, а виявлені відмінності статистично не є значущими.

Співставлення результатів різних досліджень дозволяє відзначити тенденцію до накопичення валового вмісту міді у ґрунтах міста Ужгород. Порівняно з ґрунтами заказника – які можна вважати незабрудненими – спостерігається кратне зростання вмісту міді як на міських присадибних ділянках, так і на придорожніх смугах. Хоча статистично значущої різниці не виявлено, середній валовий вміст міді у придорожніх ґрунтах приблизно у 1,2 рази вищий, ніж на присадибних ділянках. Це зростання, найімовірніше, пов'язане із забрудненням, спричиненим транспортом.

Результати наших досліджень свідчать про накопичення міді у ґрунтах міста Ужгород. Водночас у більшості зразків ґрунту вміст міді значно менше ГДК. Можна зробити висновок, що, за винятком одного зразка з аномально високим валовим вмістом, ґрунти не забруднені міддю.

Між валовим вмістом міді та цинку спостерігається тісна позитивна кореляція. Значення коефіцієнта кореляції Пірсона становить 0,958, а коефіцієнта рангової кореляції Спірмена – 0,85. З цього випливає, що висновки, зроблені щодо валового вмісту міді у ґрунтах, є справедливими і для цинку, що і було підтверджено нашими експериментальними даними.

У ґрунтах присадибних ділянок середня концентрація валового вмісту цинку становить $57,5 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$. На придорожніх смугах середній вміст валового цинку приблизно у 1,2 рази вищий, ніж у ґрунтах присадибних ділянок, і варіює в значно ширших межах: мінімальне значення – $31,1 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$, максимальне – $169,5 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$. Надзвичайно високі та найнижчі значення валового вмісту цинку були зафіксовані в тих самих зразках, у яких спостерігалася аналогічні значення для валового вмісту міді.

Щодо валового вмісту цинку, чинне законодавство не встановлює ГДК. За даними кількох європейських дослідників, ґрунт зберігає свою багатofункціональність при значеннях валового вмісту цинку $150 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ [16]. Виходячи з цього, значення $169,5 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$, визначене у зразку ґрунту, відібраному на вулиці Романа Шухевича, можна вважати підвищеним.

У ґрунтах території заказника загальний вміст цинку становив $46,8 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$. Подібні значення були зафіксовані і в ґрунтах міста Ужгород. Для визначення наявності статистично значущих відмінностей між вмістом цинку у ґрунтах заказника, присадибних ділянок і придорожніх смуг (за винятком одного надзвичайно високого значення) було проведено однофакторний дисперсійний аналіз (ANOVA). За результатами аналізу ($F = 0,31$, $p = 0,742$) не є статистично значущої різниці між незабрудненою територією (якщо розглядати заказник як таку) та міськими ґрунтами за валовим вмістом цинку.

За даними досліджень проведених у 1996 р. валовий вміст цинку у ґрунтах міста Ужгород було на рівні $33,2 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$, що становить трохи більше половини від середнього значення, отриманого нами у 2021 р. У 2009 році середній вміст валового цинку у ґрунтах уже становила $102 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$, тобто у 1,8 разів більше, ніж на міських присадибних ділянках, і у 1,5 разів більше порівняно з середнім значенням для придорожніх смуг.

Таким чином, щодо валового вмісту цинку можна зробити висновок, аналогічний до результатів для міді: хоча статистично значущих відмінностей між даними не виявлено, в ґрунтах спостерігається чітка тенденція до зростання концентрації цинку. Крім того, можна зазначити, що ґрунти досліджених територій — за винятком одного зразка з аномально високим показником — не є забрудненими цинком.

Валовий вміст міді та цинку добре відображають тенденцію до накопичення цих металів у ґрунтах міста Ужгород. Однак з точки зору забезпечення рослин поживними речовинами, потрапляння елементів до трофічного ланцюга, а також їхнього впливу на навколишнє середовище й здоров'я людини, визначальним є вміст рухомих форм, тобто тієї частини металів, що може переходити в розчин.

Поряд із дослідженням валових вміст нами також визначені у ґрунтах концентрації рухомих форм міді та цинку. Як екстрагент використовувався амоній-ацетатний буферний розчин із $\text{pH} = 4,8$. Рухомі форми міді та цинку розглядали, як і поживні речовини, так і з точки зору рівня забруднення (відповідності ГДК).

Для міді концентрації $0,2\text{--}0,5 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ відповідають середньому рівню

забезпеченості, тоді як значення понад $1,0 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ вважаються високими. Для рухомих форм цинку, залежно від культури, $2\text{--}10 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$, відповідає середній забезпеченості, а понад $10 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ вже є високим.

У ґрунтах присадибних ділянок концентрація рухомих форм міді, як правило, є вищою, тоді як у придорожніх зразках спостерігаються нижчі значення. Середнє значення концентрації рухомих форм міді у ґрунтах присадибних ділянок майже удвічі перевищує відповідний показник для придорожніх ґрунтів. Результати однофакторного дисперсійного аналізу (ANOVA) також показали, що різниця між концентраціями рухомих форм міді у ґрунтах присадибних та придорожніх ділянок є майже статистично значущою ($F = 3,56$; $p = 0,08$).

Підвищений вміст рухомих форм міді у ґрунтах присадибних ділянок, імовірно, пов'язаний із застосуванням пестицидів, що містять мідь. У придорожніх ґрунтах концентрація рухомих форм міді є низькою або середньою. Найвищу кількість рухомих форм міді зафіксовано у зразку, відібраному на вулиці Романа Шухевича, де також спостерігався аномально високий валовий вміст цього металу.

У випадку рухомих форм цинку ситуація є протилежною порівняно з міддю. Середня концентрація рухомих форм цинку у придорожніх ґрунтах удвічі вища, ніж у ґрунтах присадибних ділянок. Ґрунти присадибних ділянок забезпечені цинком на низькому або середньому рівні, тоді як придорожніх смуг — на середньому або високому рівні.

Також було проаналізовано, яку частку рухомі форми металів становлять відносно їхнього валового вмісту (табл. 2).

Таблиця 2. Частка рухомих форм металів відносно їх валового вмісту

Місце відбору зразків	Cu рухомі форми / Cu валовий вміст	Zn рухомі форми / Zn валовий вміст
	%	
Присадибна ділянка	3,34	5,16
Придорожня смуга	1,66	9,71
Присадибна ділянка + Придорожня смуга	2,08	8,58

Частка рухомих форм міді відносно її валового вмісту є невеликою. У ґрунтах присадибних ділянок вона становить 3,3%, а на придорожніх смугах лише 1,7%.

Взаємозв'язки між валовим вмістом і рухомими формами металів було досліджено за допомогою кореляційного аналізу. Для міді особливо тісний зв'язок спостерігається на придорожніх смугах ($r = 0,81$). У ґрунтах присадибних ділянок цей зв'язок помірний ($r = 0,61$), але також позитивний, що свідчить: зі збільшенням загального вмісту міді зростає і її частка, здатна переходити в розчин.

Щодо цинку, взаємозв'язок між валовим вмістом та рухомими формами є слабким або суперечливим. У зразках ґрунту з присадибних ділянок спостерігається негативна кореляція ($r = -0,64$), тоді як у придорожніх смугах слабкий позитивний зв'язок ($r = 0,27$).

Дані свідчать, що частка рухомих форм міді у зразках, відібраних на присадибних ділянках, удвічі вища, ніж у придорожніх смугах, однак у всіх ґрунтах цей показник залишається низьким. Натомість частка мобільного цинку є значно більшою, особливо на придорожніх територіях ($\approx 9,7\%$), що вказує на підвищену розчинність та мобільність цього металу.

Отже, цинк є більш рухомих елементом, і як показують отримані дані, забезпечення рослин цинком є кращим, однак водночас зростає і ризик екологічного забруднення.

Загально санітарний ГДК рухомих форм міді складає 3 мг кг^{-1} , транслокаційний ГДК рухомих форм цинку 23 мг кг^{-1} . Ні концентрація рухомих форм міді, ні цинку в жодному із зразків не перевищувала ГДК.

Для оцінки рівня забезпеченості рослин поживними речовинами і визначення ступеня навантаження та забруднення ґрунтів, окрім валового вмісту та рухомих форм металів, необхідно також знати вміст міді та цинку в рослинах. Вміст цих елементів у досліджуваних видах рослин наведено в таблиці 3.

Середній вміст міді у рослинних зразках, відібраних на придорожніх смугах, приблизно у 1,4 раза вищий, ніж у рослин, вирощених на присадибних ділянках. Для цинку такої різниці не спостерігається – його середній вміст в рослинах із присадибних і придорожніх ділянок є практично однаковим. Водночас слід зазначити, що вміст як міді, так і цинку суттєво відрізняється для окремих видів рослин.

Різниця у вмісті міді та цинку між рослинами з присадибних ділянок і придорожніх смуг було проаналізовано за допомогою однофакторного дисперсійного аналізу (ANOVA). Для міді значення $p = 0,10$, що знаходиться на межі статистичної значущості. Це вказує на тенденцію до підвищення вмісту міді у рослинах, відібраних уздовж доріг, хоча статистично ця різниця не підтверджена. У випадку з цинком різниця не є значущою ($p = 0,78$), тобто вміст цинку у рослинах з присадибних ділянок і придорожніх смуг статистично не відрізняються.

Для встановлення взаємозв'язків між концентрацією металів у рослинах та їх валових вміст і рухомих форм у ґрунті було проведено кореляційний аналіз. Отримані кореляції і для валових, і для рухомих форм металів виявилися дуже слабкими ($|r| < 0,1$) і статистично незначущими ($p > 0,05$) як для міді, так і для цинку. Це свідчить про те, що вміст міді та цинку в рослинах визначається не лише запасом металів у ґрунті, а й іншими чинниками, зокрема видовими особливостями рослин щодо засвоєння елементів. Крім того, можна припустити, що речовини, які потрапляють у довкілля внаслідок транспортної діяльності, зокрема зносу дорожнього покриття та транспортних засобів, осідають на поверхні рослин, підвищуючи їхній вміст міді та цинку.

Для оцінки мобільності міді та цинку в системі «ґрунт–рослина» було розраховано коефіцієнт біологічного поглинання (КБП) для кожного зразка, який визначається як відношення вмісту металу в рослинах до його валового вмісту у ґрунті.

Таблиця 3. Вміст міді та цинку у рослинах ($n = 5$, $P = 95\%$)

Вулиця (місце відбору зразків)	Рослина		Вміст металів у рослинах	
	латинська назва	українська назва	Cu	Zn
			мг кг ⁻¹ на суху речовину	
Присадибна ділянка				
Миколи Бобяка	<i>Juglans regia</i>	Грецький горіх	8,4±0,4	9,4±0,6
Героїв Крут	<i>Trifolium repens</i>	Конюшина повзуча	10,2±0,4	28,2±1,1
Василя Стефаника	<i>Vitis vinifera</i>	Виноград культурний	11,2±0,3	28,9±0,9
Василя Дрогомирецького	<i>Betula pendula</i>	Береза повисла	8,5±0,4	79,8±3,1
Середнє значення			9,6	36,6
Медіана			9,3	28,5
Мінімум			8,4	9,4
Максимум			11,2	79,8
Придорожня смуга				
Капушанська	<i>Elymus repens</i>	Пирій повзучий	13,2±0,6	44,0±2,0
Володимира Лендєла	<i>Juglans regia</i>	Грецький горіх	8,0±0,4	25,9±1,4
проспект Свободи 1	<i>Achillea millefolium</i>	Деревій звичайний	20,2±0,8	42,6±2,9
проспект Свободи 2	<i>Poa annua</i>	Тонконіг однорічний	19,0±0,6	113,2±7,8
Минайська	<i>Echinochloa crusgalli</i>	Мишій курячий	11,3±0,4	24,3±1,2
Михайла Грушевського	<i>Lolium perenne</i>	Райграс багаторічний	11,3±0,3	23,6±1,0
Павла Чубинського	<i>Trifolium pratense</i>	Конюшина лучна	7,8±0,4	34,5±1,9
Сергія Мартина 1	<i>Apera spicaventi</i>	Мишій колосистий	14,2±0,7	37,5±2,3
Сергія Мартина 2	<i>Lolium perenne</i>	Райграс багаторічний	10,5±0,6	28,5±1,5
Сергія Мартина 3	<i>Tilia cordata</i>	Липа серцелиста	10,5±0,8	30,3±1,8
Романа Шухевича	<i>Cenchrus pauciflorus</i>	Щетинник малоквітковий	15,7±0,9	37,4±2,6
Андезитовий тупик	<i>Vitis vinifera</i>	Виноград культурний	17,8±0,6	47,5±3,2
Середнє значення			13,3	40,8
Медіана			12,3	36,0
Мінімум			7,8	23,6
Максимум			20,2	113,2

Статистичні дані для коефіцієнтів біологічного поглинання наведено в таблиці 4.

Таблиця 4. Статистичні дані коефіцієнтів біологічного поглинання для міді та цинку.

Статистичні показники	Cu	Zn
	мг кг ⁻¹	
Присадибна ділянка		
<i>Середнє значення</i>	0,37	0,63
<i>Медіана</i>	0,38	0,52
<i>Мінімум</i>	0,29	0,16
<i>Максимум</i>	0,44	1,30
Придорожня смуга		
<i>Середнє значення</i>	0,48	0,71
<i>Медіана</i>	0,40	0,57
<i>Мінімум</i>	0,23	0,22
<i>Максимум</i>	0,98	1,59

За результатами однофакторного дисперсійного аналізу (ANOVA) ні коефіцієнт біологічного поглинання міді, ні коефіцієнт біологічного поглинання цинку не виявили статистично значущих відмінностей між зразками з присадибних ділянок та придорожніх територій.

За результатами однофакторного дисперсійного аналізу (ANOVA) не встановлено статистично значущих відмінностей у значеннях коефіцієнта біологічного поглинання міді та цинку між зразками, відібраними на присадибних ділянках та придорожніх смугах.

Для зразків з присадибних ділянок значення коефіцієнтів біологічного поглинання були майже однаковими і не перевищували 0,5. Для більшості придорожніх зразків отримано подібні результати, за винятком двох високих значень. Одним із таких зразків є *Achillea millefolium*, відібраний на проспекті Свободи, для якого значення КБП становило 0,97. Інший зразок – *Vitis vinifera* з Андезитового тупику, для якого показник КБП дорівнював 0,98. В обох випадках вміст міді у ґрунті не є високим, а в тупику Андезитовий він навіть

дуже низький. Підвищене значення КБП на проспекті Свободи можна пояснити забрудненням, спричиненим інтенсивним транспортним рухом, тоді як у випадку зразка *Vitis vinifera* з Андезитового тупику – накопиченням міді внаслідок використання мідьвмісних засобів захисту рослин.

Значення коефіцієнтів біологічного поглинання для цинку загалом вищі, ніж для міді. У кількох видів рослин показник КБП перевищує 1. Оскільки у зразках ґрунтів із КБП > 1 концентрація валового вмісту цинку не є високою, а в окремих випадках навіть досить низькою, підвищений вміст цинку в рослинах, імовірно, зумовлений зовнішніми джерелами забруднення.

У рослини *Cenchrus pauciflorus* вміст цинку нижчий за середній, а значення КБП = 0,22 є особливо низьким, попри те, що саме у ґрунтовому зразку з місця її зростання було зафіксована найвища концентрація валового цинку.

Висновки

За результатами наших досліджень можна зробити висновок, що у ґрунтах міста Ужгород вміст міді та цинку знаходиться на рівні, необхідному для нормального розвитку рослин. Навіть у придорожніх смугах, які найбільше піддаються впливу забруднення від транспорту, їх кількість значно нижча за гранично допустимі концентрації. Водночас, як було встановлено нашими дослідженнями та в попередніх публікаціях, трапляються локальні забруднення, коли і мідь, і цинк присутні у концентраціях, токсичних з екологічної та санітарно-гігієнічної точок зору.

Список використаних джерел

1. Wei B., Yang L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*. 2010, 94. 99–107. Doi: 10.1016/j.microc.2009.09.014.
2. Charlesworth S., De Miguel E., Ordóñez A. A review of the distribution of trace elements in urban soils: Chemical, environmental and health implications. *Environmental Geochemistry and Health*. 2011, 33(2). 103–123. Doi: 10.1007/s10653-010-9325-7.
3. Madrid, L., Díaz-Barrientos, E., Madrid, F. Distribution of heavy metal contents of urban soils in

- parks of Seville. *Chemosphere*. 2002, 49(10). 1301-1308. Doi: 10.1016/S0045-6535(02)00530-1.
4. Lu X., Wang L., Lei K., Huang J., & Zhai Y. Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *Journal of hazardous materials*. 2009, 161(2-3). 1058-1062. Doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.04.052.
5. Alloway B.J. Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their Bioavailability. 3rd ed. Dordrecht: *Springer*, 2013. 613. Doi: 10.1007/978-94-007-4470-7.
6. Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants. 4th ed. Boca Raton: *CRC Press*, 2011. 505. Doi: 10.1201/b10158.
7. McBride M. B. Environmental chemistry of soils. New York: *Oxford University Press*, 1994. P. 406.
8. Городній М. М. Агрохімічний аналіз: підручник. Київ: *Арісмей*, 2005. С. 468.
9. Adriano D.C. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and Risks of Metals. New York: *Springer*. 2001. 867. Doi: 10.1007/978-0-387-21510-5.
10. Yoon J., Cao X., Zhou Q., Ma L. Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*. 2006, 368(2-3). 456-464. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.01.016.
11. Szolnoki Z., Farsang A. Nehézfémek eredetének elkülönítése városi kerti talajokban, Szeged példáján. *Agrokémia és Talajtan*. 2015, 64(1). 123-138. Doi: 10.1556/0088.2015.64.1.9.
12. Horváth, A., Bidló, A. Városi talajok nehézfém vizsgálatai a nyugat-dunántúli régióban (Esettanulmány). *Agrokémia és Talajtan*. 2015, 64(1). 139-158. Doi: 10.1556/0088.2015.64.1.10.
13. Гомонай В.І., Богоста А.С., Ходаковський В.С., Лобко В.Ю. Динаміка зміни вмісту важких металів в ґрунтах м. Ужгорода. *Вісник УжНУ. Серія Хімія*. 2009, 22. 139-142.
14. Гомонай В.І., Ходаковський В.С., Лобко В.Ю. Вміст важких металів в ґрунтах м. Ужгорода. *Вісник УжНУ. Серія Хімія*. 2005, 13. 74-76.
15. Симканич О.І., Сухарев С.М., Крч Х.Л., Глух О.С., Криванич О.В., Сватулюк Н.І., Маслюк В.Т. Вміст важких металів у ґрунтах та лікарській рослині *Lamium album* L. (Lamiaceae) на території Закарпатської області. *Вісник УжНУ. Серія Хімія*. 2020, 43(1). 71-76. Doi: 10.24144/2414-0260.2020.1.71-76.
16. Kádár I. A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. *Agrokémia és talajtan*. 2007, 56(2). 391-408. Doi: 10.1556/agrokem.56.2007.2.14.

Стаття надійшла до редакції: 30.10.2025 р.

COPPER AND ZINC CONTENT IN SOILS AND PLANTS OF THE CITY OF UZHGOROD

Csoma Z.Z.

*Ferenc Rákóczi II Transcarpathian Hungarian University,
Kossuth Sq. 6, 90200, Beregovo, Ukraine
e-mail: csoma.zoltan@kmf.org.ua*

The aim of the study was to investigate the content of copper and zinc in the soils and vegetation of the city of Uzhhorod, as well as to assess potential trends in their accumulation. Sixteen paired soil-plant samples were collected for analysis: four from household garden plots and twelve from roadside strips. Total and mobile forms of copper and zinc were determined in the soil samples, along with their concentrations in plant tissues. The mean total copper content in soils from garden plots was 26.1 mg·kg⁻¹, while that of zinc reached 57.5 mg·kg⁻¹; the corresponding values in roadside soils were higher yet remained substantially below the maximum permissible concentrations. The proportion of mobile copper relative to its total content ranged from 1.7 to 3.3%, whereas for zinc this value reached 5.2-9.7%, indicating a higher mobility of zinc in the soil environment. The mean copper content in plants grown on garden plots was 9.6 mg·kg⁻¹, while plants collected from roadside areas contained 13.3 mg·kg⁻¹, representing a 1.4-fold increase. Zinc concentrations in plant samples exhibited pronounced variability: 9.4-79.8 mg·kg⁻¹ in species collected from garden plots and 23.6-113.2 mg·kg⁻¹ in samples from roadside vegetation. The calculated biological absorption coefficients were generally below 1, indicating moderate metal uptake by plants. Correlation analysis revealed no

statistically significant relationships between total or mobile metal forms in soils and their concentrations in plants ($|r| < 0.1$). Overall, the soils of Uzhhorod can be characterized as uncontaminated, although several localized areas with elevated copper and zinc levels were identified.

Keywords: urban soils, metals, total content, mobile forms, plants, biological absorption coefficient

References

1. Wei B., Yang L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*. 2010, 94. 99–107. Doi: 10.1016/j.microc.2009.09.014.
2. Charlesworth S., De Miguel E., Ordóñez A. A review of the distribution of trace elements in urban soils: Chemical, environmental and health implications. *Environmental Geochemistry and Health*. 2011, 33(2). 103–123. Doi: 10.1007/s10653-010-9325-7.
3. Madrid, L., Díaz-Barrientos, E., Madrid, F. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere*. 2002, 49(10), 1301–1308. Doi: 10.1016/S0045-6535(02)00530-1.
4. Lu, X., Wang, L., Lei, K., Huang, J., & Zhai, Y. Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *Journal of hazardous materials*. 2009, 161(2-3). 1058–1062. Doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.04.052.
5. Alloway B.J. Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their Bioavailability. 3rd ed. Dordrecht: *Springer*, 2013. P. 613. Doi: 10.1007/978-94-007-4470-7.
6. Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants. 4th ed. Boca Raton: *CRC Press*, 2011. P. 505. Doi: org/10.1201/b10158.
7. McBride M. B. Environmental chemistry of soils. New York: *Oxford University Press*, 1994. P. 406.
8. Horodnyi M.M. Agrochemical Analysis [Textbook]. Kyiv: *Aristei*, 2005. P. 468.
9. Adriano D.C. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and Risks of Metals. New York: *Springer*. 2001. P. 867. Doi: 10.1007/978-0-387-21510-5.
10. Yoon J., Cao X., Zhou Q., Ma L. Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*. 2006, 368(2–3), 456–464. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.01.016.
11. Szolnoki Z., Farsang A. Separating the origin of heavy metals in urban garden soils in the case of Szeged. *Agrokémia és Talajtan*. 2015, 64(1). 123–138. Doi: 10.1556/0088.2015.64.1.9.
12. Horváth, A., Bidló, A. Heavy metal investigation of urban soils in the Transdanubian region. *Agrokémia és Talajtan*. 2015, 64(1). 139–158. Doi: 10.1556/0088.2015.64.1.10.
13. Gomonay V.I., Bogosta A.S., Hodakovskiy V.S., Lobko V.U. The dynamic of changing of contents of heavy metals in soils of Uzhhorod area. *Scientific Bulletin of Uzhhorod University. Series: Chemistry*. 2009, 22. 139–142. (in Ukr.).
14. Gomonay V.I., Hodakovskiy V.S., Lobko V.U. Contents of heavy metals in soils of Uzhhorod area. *Scientific Bulletin of Uzhhorod University. Series: Chemistry*. 2005/ 13. 74–76. (in Ukr.).
15. Symkanych O.I., Sukharev S.M., Krch K.L., Hlukh O.S., Kryvanych O.V., Svatiuk N.I., Masliuk V.T. Contents of heavy metals in soils and medicinal plants of *Lamium album* L. (Lamiaceae) in the territory of the Transcarpathian region. *Scientific Bulletin of Uzhhorod University. Series: Chemistry*. 2020, 43 (1). 71–76. Doi: 10.24144/2414-0260.2020.1.71-76/ (in Ukr.).
16. Kádár I. Assessment of Soil Pollution from a Researcher's Perspective. *Agrokémia és talajtan*. 2007, 56(2). 391–408. Doi: 10.1556/agrokem.56.2007.2.14.