

ЕКОЛОГИЯ

УДК 631.427

DOI:10.30977/BUL.2219-5548.2018.80.0.90

ЕКОТОКСИЧНІ ВЛАСТИВОСТІ МІДНО-ЦИНКОВОГО ГАЛЬВАНОШЛАМУ

Даценко В.В., ХНАДУ

Анотація. *Методом біотестування встановлено особливості міграції міді й цинку в різних типах ґрунтів. Подано експериментальні дані щодо впливу важких металів, що містяться в техногенно-забруднених ґрунтах, на рослинні об'єкти в контрольованих умовах. Встановлено, що сумісна дія міді й цинку проявляється як в інгібуванні, так і у стимулюванні ростових процесів тест-рослин і визначається рівнем та характером забруднення, властивостями ґрунту і біологічною специфікою самої тест-рослини.*

Ключові слова: мідь, цинк, гальваношлам, ґрунт, тест-рослина.

Вступ

Однією з найбільш актуальних екологічних проблем промислових підприємств, що мають у своєму технологічному циклі гальванічні процеси, є проблема ліквідації гальванічних шламів (ГШ). Слід зазначити, що проблема поводження з промисловими відходами гальванічних виробництв у країні, в тому числі й їх утилізація, поки не вирішується на належному науково-технічному рівні. Утворені після знешкодження тверді гальванічні відходи направляються у шламонакопичувачі [1]. Висока щільність розміщення відходів на промислових майданчиках і розташування на значних просторах міської території дозволяють оцінити їх як джерело високого техногенного впливу на компоненти навколишнього природного середовища (НПС) [1–3]. Тому вирішення проблеми екологічної небезпеки ГШ є комплексною: з одного боку, необхідні відомості про процеси трансформації сполук важких металів (ВМ) з відходів у ґрунтах; з іншого боку, важливо дослідити динамічні особливості розчину забруднювачів, що проникають вглиб ґрунту.

Аналіз публікацій

Міграція хімічних елементів, що містяться у складованих ГШ, відбувається в результаті фізико-хімічних процесів під впливом кліматичних і погодних факторів. У цьому разі забруднення можуть поширюватися з інфільтрацією атмосферних опадів через шар відходу у ґрунт прилеглих ділянок [4, 5]. У вітчизняній і зарубіжній літературі є публікації, присвячені вивченню проблеми впливу

ГШ на НПС і здоров'я населення [3–11]. Однак інформація, що міститься в цих публікаціях, не в повному обсязі відображає санітарно-гігієнічні та екологічні характеристики знешкоджених ГШ. Тому результати викладених у роботах досліджень неможливо використовувати для об'єктивної оцінки їх екологічної безпеки. Оцінюючи екологічні характеристики промислових відходів необхідно вивчати їх комплексний техногенний вплив на НПС: з одного боку, необхідні відомості про процеси міграції сполук із відходів до ґрунту; з іншого боку, важливо дослідити вплив забруднювачів, що проникають вглиб ґрунту, на об'єкти НПС [3–10].

Мета і постановка завдання

Визначити екотоксичність промислових відходів найбільш ефективно за допомогою біологічних методів аналізу, які дозволяють, крім загального неспецифічного впливу на біотест, виділити деякі специфічні реакції на окремі хімічні речовини або групи речовин [6, 7, 9].

Мета роботи – визначити особливості міграції міді й цинку у ґрунтах при забрудненні ГШ і встановити їх вплив на показники активного росту і розвитку тест-рослин. Відповідно до поставленої мети були сформульовані такі завдання: в лабораторних умовах експериментально змодельовати систему «ГШ–ґрунт», виявити особливості міграції міді й цинку в різних типах ґрунтів, дослідити вплив ВМ, що містяться в техногенно-забруднених ґрунтах, на рослинні об'єкти в контрольованих умовах.

Методи дослідження

У рамках лабораторного експерименту для вивчення міграції у ґрунті були обрані метали Cu і Zn, вибір яких був обґрунтований їх найбільшими концентраціями у промислових ГШ, а також високим класом небезпеки [2]. Для встановлення особливостей міграції обраних металів на моделях ґрунтових горизонтів використовували зразки ґрунтів – дерново-опідзолений зв'язнопіщаний, лучно-алювіальний супіщаний, лучно-чорноземний легкосуглинковий, чорнозем типовий середньозмитий важкосуглинковий. Як забруднювач в умовах лабораторного експерименту використовували модельний шлам, який було отримано реакцією нейтралізації сульфатного мідно-цинкового розчину вапном.

У лабораторних умовах для створення моделі ґрунтових шарів використовували пластикові труби діаметром 35 см і висотою 100 см. Всього в лабораторних експериментах було задіяно 4 ґрунтові колонки. На верхній поверхні кожної ґрунтової колонки поміщали подрібнений модельний сульфатний мідно-цинковий шлам, який протягом 6 місяців промивали дистильованою водою в режимі, відповідному природному зволоженню. Для встановлення особливостей міграції Cu і Zn відбирали зразки ґрунтів у різних шарах: 0–5 см, 10–15 см, 20–25 см, 50–75 см і 100 см.

Для вивчення особливостей міграції міді й цинку та їх розподілу у ґрунтових шарах були розглянуті коефіцієнти накопичення (K_c) елементів, що показують, у скільки разів збільшений вміст даного елемента в забрудненому ґрунті в порівнянні з незабрудненим [8]. Визначення ступеня токсичності зразків ґрунтів проводили за методикою біотестування [9, 10], що являє собою дослідження реакції тест-об'єктів на дію забруднюючих речовин і дозволяє отримати інтегральну оцінку ступеня їх фітотоксичності. Як тест-об'єкти використовували насіння крес-салату і вівса, а як показник токсичності – схожість, енергію, дружність і тривалість проростання насіння в різних шарах забруднених ГШ ґрунтів. Для вивчення фітотоксичності мідно-цинкового ГШ був закладений лабораторний модельний дослід: повітряно-суху масу досліджуваних шарів ґрунтів вносили у пластикові судини висотою 15 см і діаметром 9 см, куди поміщали 15 насіння, попередньо замочених у воді протягом доби, на глибину 1 см.

У процесі пророщування насіння підтримували постійну температуру +20 °С.

Аналіз паростків насіння здійснювали на 30-ту добу після вирощування. Величину показника контрольних (L_0) і тих, що було досліджено ($L_{\text{досл}}$), обчислювали як середнє арифметичне ($L_{\text{ср}}$) із сукупності даних про довжину надземної частини або коренів паростків [10]

$$L_{\text{ср}} = \frac{\sum L_i}{n}, \quad (1)$$

де L_i – довжина максимальної надземної частини або кореня кожного паростка, см; \sum – сума; n – загальна кількість паростків, яку було взято у досліді.

Для оцінки впливу забруднення ґрунту Cu і Zn на проростання насіння використовували такі показники: схожість, енергія, дружність і тривалість проростання [9, 10]. Під схожістю розуміли число насіння, що проросли за 7 діб, виражене у відсотках від загальної кількості насіння, взятих для пророщування. Під енергією проростання – кількість насіння, що проросли за перші 3 доби у процентах від загальної кількості насіння, взятих для пророщування. Для більш точної характеристики швидкості проростання проводили щоденний облік пророслого насіння і розраховували дружність і тривалість проростання. При цьому дружність проростання визначали за формулою

$$D = \frac{\Pi}{A}, \quad (2)$$

де D – дружність проростання (середній відсоток насіння, що проросли за 1-шу добу), %; Π – загальна схожість, %; A – число діб проростання.

Тривалість проростання – за формулою

$$C = \frac{(a \cdot 1) + (b \cdot 2) + (d \cdot 3) + \dots}{(a + b + d + \dots)}, \quad (3)$$

де C – тривалість проростання (середня тривалість проростання одного насіння), діб; a – число насіння, що проросли за 1-шу добу; b – число насіння, що проросли за 2-гу добу; d – що проросли за 3-тю добу і т.д.

Біотестування мідно-цинкового гальваношламу

Отримані експериментальні дані досліджень системи «ГШ-ґрунт» наведено у табл. 1.

Таблиця 1 – Основні показники досліджень системи «ГШ–грунт»

Показник	Контрольний зразок	Шар ґрунту, що забруднений ВМ, см				
		0–5	10–15	20–25	50–75	100
Дерново-опідзолена зв'язнопіщана						
pH	5,3	4,40	4,25	4,15	4,15	4,45
$C_{Cu^{2+}}$, мг/кг	2,24	21,53	4,16	5,05	5,03	5,92
$C_{Zn^{2+}}$, мг/кг	6,40	497,88	278,32	248,19	90,4	14,9
ГДК _{г.відн} (Cu)	0,75ГДК	7,18ГДК	1,36ГДК	1,68ГДК	1,68ГДК	1,97ГДК
ГДК _{г.відн} (Zn)	0,28ГДК	21,65ГДК	12,1ГДК	10,8ГДК	3,93ГДК	0,65ГДК
Лучно-алювіальний супіщаний						
pH	7,6	6,40	6,10	5,90	6,20	6,35
$C_{Cu^{2+}}$, мг/кг	1,71	23,08	3,24	1,59	1,66	1,73
$C_{Zn^{2+}}$, мг/кг	1,82	770,32	537,08	181,71	16,97	3,51
ГДК _{г.відн} (Cu)	0,57ГДК	7,7ГДК	1,1ГДК	0,5ГДК	0,6ГДК	0,6ГДК
ГДК _{г.відн} (Zn)	0,08ГДК	33,5ГДК	23,35ГДК	7,9ГДК	0,74ГДК	0,15ГДК
Лучно-чорноземний легкосуглинковий						
pH	6,9	5,15	5,45	5,8	6,0	6,15
$C_{Cu^{2+}}$, мг/кг	2,68	90,88	5,53	5,07	3,28	5,43
$C_{Zn^{2+}}$, мг/кг	4,01	2634,82	750,95	58,13	6,89	6,07
ГДК _{г.відн} (Cu)	0,89ГДК	3,29ГДК	1,84ГДК	1,69ГДК	1,09ГДК	1,81ГДК
ГДК _{г.відн} (Zn)	0,17ГДК	114,6ГДК	32,65ГДК	2,53ГДК	0,3ГДК	0,26ГДК
Чорнозем типовий середньозмитий важкосуглинковий						
pH	8,7	7,65	8,10	8,10	8,25	8,30
$C_{Cu^{2+}}$, мг/кг	21,30	109,70	16,61	17,25	14,62	21,24
$C_{Zn^{2+}}$, мг/кг	71,77	5274,88	173,22	36,66	55,07	39,88
ГДК _{г.відн} (Cu)	7,10ГДК	36,57ГДК	5,54ГДК	5,75ГДК	4,87ГДК	7,08ГДК
ГДК _{г.відн} (Zn)	3,12ГДК	229,3ГДК	7,53ГДК	1,59ГДК	2,39ГДК	1,73ГДК

*ГДК_{г.відн} – розраховані як співвідношення концентрацій Cu^{2+} і Zn^{2+} у забруднених ґрунтах до їх ГДК, відповідно.

Вивчення особливостей міграції міді й цинку з ГШ у розглянутих типах ґрунтів (табл. 1) показали, що техногенна міграція міді й цинку в системі «ГШ–грунт» пояснюється в першу чергу хімічним складом ГШ. Оскільки компонентний склад ГШ визначає характер взаємодії й міцність зв'язку елементів у ГШ з мінеральними і органічними компонентами ґрунтів.

Значне збільшення вмісту міді та цинку спостерігається по глибині в усіх шарах досліджуваних ґрунтів в умовах експерименту. Максимальне накопичення у поверхневому шарі (0–5 см) ($K_c(Cu)=5,2–33,9$ і $K_c(Zn)=73,5–657,1$) значно перевищує аналогічні показники у нижніх (50–100 см) ($K_c(Cu)=1,0–2,6$ і $K_c(Zn)=0,6–2,3$), що пов'язано в першу чергу з техногенним надходженням із шламу. За інтенсивністю міграції міді й цинку з ГШ і трансформації у поверхневий шар досліджувані ґрунти можна розташувати в ряд: чорнозем типовий середньозмитий важкосуглинковий < дерново-опідзолений зв'язнопіщаний < лучно-алювіальний супіщаний < лучно-чорноземний легкосуглинковий.

Вивчення зміни кислотності ґрунтів після забруднення їх ГШ (табл. 2) показало, що у всіх шарах досліджуваних ґрунтів за фонними зразків відбувається зниження рівня pH у 1,1–1,3 рази. Керуючим фактором вимивання міді й цинку з ГШ є реакція середовища: у кислому і слабкокислому середовищі ГШ здатний створювати імпакті, ударні техногенні навантаження на ґрунт. Динаміка зміни рівня кислотності в досліджуваних ґрунтах із глибиною зумовлена внутрішньоґрунтовими процесами (хімічними реакціями, що супроводжують вилуговування шламу і трансформацію речовин у ґрунт): pH у поверхневому шарі (0–5 см) на 0,2–0,5 одиниці нижча, ніж в підповерхневому (10–15 см). Найбільше накопичення металів спостерігається в лучно-чорноземному середньосуглинковому ґрунті ($K_c(Cu)=34$ і $K_c(Zn)=657$), де середовище ґрунту має найбільш інтенсивне зменшення pH з 7,0 до 5,0. Відзначено, що в досліджуваних ґрунтах із підвищенням pH рухливість міді й цинку знижується: рухливість Cu у кислих ґрунтах вище, ніж у нейтральних або лужних, а Zn має максимальну рухливість у ґрунтах, реак-

ція яких є нейтральною або наближається до неї. Найменша міграційна здатність міді й цинку відзначена в чорноземі типовому середньозмитому важкосуглинковому, слаболужні умови якого підсилюють перехід Cu і Zn в нерухомий стан і сприяють закріпленню ґрунтовими частинками їх сполук.

Для екологічної та санітарно-гігієнічної оцінки забруднення досліджуваних ґрунтів міддю і цинком після забруднення мідно-цинковим шламом були отримані порівняльні дані ($GDK_{г.відн}$) про вміст міді й цинку в тестованих ґрунтах (С, мг/кг) з їх гранично допустимими концентраціями у ґрунтах ($GDK_r(Cu) = 3$ мг/кг; $GDK_r(Zn) = 23$ мг/кг) (табл. 1). Досліджувані ґрунти після забруднення мідно-цинковим шламом, незалежно від глибини шару, характеризуються низьким рівнем забруднення по Cu: у дерново-опідзоленому зв'язнопіщаному – 7,18–1,36ГДК; у лучно-алювіальній супіщаній 7,7–0,5ГДК; у лучно-чорноземному легкосуглинковому 3,29–0,19ГДК; у чорноземі типовому середньозмитому важкосуглинковому 36,57–4,87ГДК. По цинку характер забруднення визначається типом ґрунту і у важких гумусованих ґрунтах ступінь забруднення зі збільшенням глибини змінюється від дуже високого у верхньому шарі, що зазнає техногенного навантаження, до допустимого рівня у нижніх.

Проведений порівняльний морфологічний аналіз дозволив встановити наявність залежності між активністю росту і розвитку тест-рослин і вмістом ВМ у ґрунті, що перевищують їх GDK_r (табл. 2). Зміни довжини кореневої та надземної частин тест-рослин в залежності від перевищення показника $GDK_{г.відн}$ металів-токсикантів у ґрунтах (крім дерново-опідзоленого зв'язнопіщаного для крес-салату) вказують на відсутність несприятливої фітотоксичної дії: $L_{досл}$ надземної частини і кореневої системи майже однакові, а в деяких шарах навіть перевищує показники L_0 в контрольному зразку.

Відзначено, що ріст і розвиток тест-рослин не тільки мають істотну залежність від типу забрудненого ґрунту, а й визначаються фізіологією самих рослин. Так для ґрунту дерново-опідзоленого зв'язнопіщаного характерно достовірно пригнічення розвитку салату, де насіння зійшли тільки в нижніх шарах ґрунту (20–25, 50–75, 100 см), а на 20 добу загинули всі паростки. Для вівса ж спостерігається достовірна тенденція сти-

муляції росту в аналогічних умовах цього ж ґрунту. Так, в нижньому шарі (100 см) навіть відзначено перевищення довжини паростків в 1,2 рази і кореневої системи в 3,3 рази, порівняно з контрольними зразками. Це можна пояснити тим, що крес-салат є більш чутливим до наявності іонів ВМ у ґрунтах, ніж овес. Інгібуюча дія іонів-токсикантів на крес-салат не знижується з часом, як у вівса. У результаті цього, через виснаження власних ресурсів надійності, рослини салату стають ослабленими і гинуть.

Серед показників проростання насіння в умовах модельного забруднення ґрунтів ВМ найбільш інформативними виявилися ростові показники [9, 10] – схожість, енергія, дружність і тривалість проростання (табл. 2).

Аналіз показників проростання насіння в умовах модельного забруднення ґрунтів ВМ показав, що до 7 діб стимулюючий ефект міді й цинку на ріст досліджуваних тест-рослин в середньому проявився сильніше, а токсична дія – слабше. За збільшення терміну зростання до 30 діб характер розвитку рослин змінюється. Для крес-салату за цей період часу в середньому достовірно проявляється пригнічуючий ефект дії металів. Для рослин вівса цей вплив в основному проявляється у стимулюванні зростання. Такі зміни в розвитку рослин у ході вирощування можна пояснити не тільки типом забруднених ґрунтів і фізіологією самих рослин, а і впливом ВМ на досліджувані тест-об'єкти. Оскільки відомо [11], що Zn і Cu відносяться до групи металів середнього ступеня поглинання рослинами, то на початкових термінах розвитку насіння тест-культур мали достатній потенціал поживних речовин для придушення негативного впливу ВМ. Однак на більш пізніх термінах розвитку руйнівна дія металів-токсикантів посилюється.

Аналіз даних енергії проростання (табл. 2) для насіння досліджуваних тест-рослин показує досить високі показники у всіх шарах забруднених ВМ ґрунтів. У порівнянні з контрольними зразками, перевищення показника енергії проростання для насіння вівса відзначено практично в усіх тестованих ґрунтах (крім лучно-чорноземного легкосуглинкового). Для крес-салату аналогічне перевищення відмічено у нижніх шарах лучно-алювіального супіщаного і чорнозему типового середньозмитого важкосуглинкового, де кратність перевищення, відповідно, становить 1,3–3,4 і 1,4–1,8.

Таблиця 2 – Значення основних ростових показників тест-рослин

Показники проростання тест-рослин, %	Шар ґрунту, що забруднений ВМ, см											
	0	0–5	10–15	20–25	50–75	100	0	0–5	10–15	20–25	50–75	100
	салат						овес					
Дерново-опідзолений зв'язнопіщаний												
Енергія	100			9	9	2,3	53,33	71,11	84,44	71,11	77,78	57,78
Схожість	73			9	9	16	66,67	100,0	100,0	77,78	93,33	86,67
Дружність	25			1,3	1,3	1,8	13,33	16,66	20,00	20,00	25,00	12,5
Тривалість	16			0,3	1,2	0,7	2,82	4,32	3,65	3,13	3,82	5,91
Лучно-алювіальний супіщаний												
Енергія	7	9	24	27	27	11	60,0	71,11	100	88,89	88,89	86,67
Схожість	7	11	28	25	22	22	66,67	100	100	100	100	100
Дружність	1,8	0,5	0,15	0,2	1,5	1,9	11,11	14,29	33,33	25,00	20,00	13,33
Тривалість	1	1,2	3,4	2,8	2,9	4,4	4,21	4,08	2,71	3,16	3,83	2,68
Лучно-чорноземний легкосуглинковий												
Енергія	13			31	42	47	100,0	16,65	83,33	80,0	73,33	77,77
Схожість	13			22	27	42	100,0	70,0	86,67	86,67	93,33	100,0
Дружність	1,3			3,1	4,2	4,7	33,33	7,3	21,67	14,44	18,66	16,67
Тривалість	1,2			1,9	5,2	2,4	2,48	5,57	3,14	3,03	3,63	3,17
Чорнозем типовий середньозмитий важкосуглинковий												
Енергія	27	24	27	37	40	49	13,33	73,34	73,32	66,66	56,65	60,0
Схожість	27	40	20	27	30	45	33,33	100,0	100,0	86,67	73,33	93,33
Дружність	6,8	3,4	6,8	4	5,7	7	20,00	25	25	21,67	16,00	13,33
Тривалість	4	3,2	2,2	0,9	4	6	7,03	3,95	3,41	3,46	3,90	5,20

Слід зазначити, що енергія проростання у насіння вівса є значно вищою, ніж у насіння крес-салату. Так, у дерново-опідзоленому зв'язнопіщаному ґрунті кратність такого перевищення становить 9–23, у лучно-алювіальному супіщаному – 4–6, у лучно-чорноземному легкосуглинковому й у чорноземі типовому середньозмитому важкосуглинковому – 2. Це може бути пов'язано з більш тривалим періодом проростання насіння крес-салату порівняно з насінням вівса.

Показник схожості насіння (табл. 2) практично у всіх варіантах тестованих ґрунтів також є досить високим для обох тест-рослин. Відзначено наявність помітної залежності між вмістом ВМ у ґрунті, що перевищують ГДК_r, активністю росту і розвитком, енергією проростання і схожістю насіння тест-рослин. Так, за зменшення показника перевищення ВМ в шарах тестованих ґрунтів (табл. 1) проявляється стимулювання надземної й кореневої систем паростків досліджених тест-культур за підвищення їх енергії проростання і схожості (табл. 2). Тобто зменшення концентрації металів призводить до зниження токсичної дії металів на тест-рослини. Це особливо помітно в нижніх шарах ґрунтів (20–25, 50–75, 100 см), де вміст ВМ знижується, а схожість збільшується в порівнянні з контрольними зразками (крім

дерново-опідзоленого для крес-салату). Таким чином, можна відзначити, що тестовані ґрунти не є фітотоксичними, а певне перевищення в них показника ГДК_{r,відн} для міді й цинку в деякій мірі сприяє стимулюванню процесів росту і розвитку рослин.

У період спостережень за ростом і розвитком тест-рослин при вирощуванні на забруднених ВМ ґрунтах встановлено, що дружність і тривалість проростання (табл. 2) насіння цих рослин мають низькі показники. Для насіння вівса показник дружності проростання, в порівнянні з контрольними зразками, має достовірно високі значення практично в усіх ґрунтах, крім лучно-чорноземного легкосуглинкового ґрунту. А для насіння крес-салату, навпаки, достовірно перевищення у 2–4 рази спостерігається лише у лучно-чорноземному легкосуглинковому ґрунті.

Тривалість проростання для насіння крес-салату в 2–4 рази вище у лучних і чорноземних ґрунтах, у порівнянні з контрольними зразками. Для насіння вівса аналогічне перевищення відмічено у дерново-опідзоленому зв'язнопіщаному ґрунті у 2 рази і лучно-чорноземному легкосуглинковому ґрунті – у 1,3 раза.

Зазначені вище відмінності в розвитку і зростанні досліджуваних тест-рослин (табл. 2), вочевидь, залежать від фізіолого-

біохімічних процесів, що протікають у самих рослинах. Схоже, що більш високі показники схожості, енергії, дружності та тривалості проростання у насіння вівса, в порівнянні з аналогічними показниками у крес-салату, пояснюються більш високою збалансованістю в них запасів поживних речовин і більш високим рівнем фітогормональних процесів. Крім того, встановлено, що рослини вівса виявилися менш чутливими до токсичної дії міді та цинку, що, можливо, визначено їх більш високою здатністю переводити сполуки важких металів у фізіологічно неактивний стан.

У ході проведення досліджень встановлено зв'язок між ростовими показниками (схожість, енергія, дружність і тривалість проростання) (табл. 2) досліджуваних тест-рослин і забрудненими ВМ ґрунтами (табл. 1). Однак ця залежність простежується тільки в шарах одного окремо взятого ґрунту і не завжди має однозначне трактування для різних типів ґрунтів. Так, наприклад, у верхніх шарах (5, 10–15 см) ґрунту чорнозему типового середньозмитого важкосуглинкового з високим вмістом Cu і Zn (табл. 1) показники схожості, енергії, дружності та тривалості проростання (табл. 2) значно перевищують аналогічні показники в інших типах ґрунтів, де перевищення ГДК_{ґ.відн} ВМ нижче. Пояснення може бути пов'язане з фізико-хімічними властивостями самого ґрунту. Глинисті чорноземні ґрунти за своїми характеристиками відносяться до ґрунтів, які містять великий запас поживних речовин і мають високі адсорбційні властивості, що здатні міцно зв'язувати ВМ і, відповідно, оберігати від забруднення рослинну продукцію [5].

Проведений порівняльний аналіз показників проростання, росту і розвитку насіння тест-рослин зі значеннями ГДК_{ґ.відн} міді й цинку в усіх тестованих ґрунтах показав, що найчастіше зменшення концентрації металів у шарах ґрунтів призводить до зниження токсичної дії металів. Однак не завжди ця залежність є однозначною. У деяких варіантах дослідів, як було зазначено вище, підвищення показника ГДК_{ґ.відн} міді й цинку у ґрунтах призводить до поліпшення росту рослин. Розбіжності у результатах, можливо, пояснюються дозою забруднення ґрунтів ВМ. Відомо, що залежно від концентрації металу, валентності його іона, розчинності та тривалості впливу, ВМ у малих дозах сприяють зростанню і розвитку рослин (оскільки є для них необхідним мікроелементом), проте їх

високі концентрації здатні пригнічувати ріст рослин, порушуючи їх життєво важливі функції [11]. Отже, проведені нами дослідження дозволяють припустити, що середні значення показників ПДК_{ґ.відн} для міді й цинку у ґрунтах призводять до ефекту стимуляції росту насіння рослин за рахунок поліпшення режиму живлення.

Так само зазначено, що дія міді й цинку має різну спрямованість на активність розвитку тест-рослини. За даними експерименту, у пробах тестованих ґрунтів, де ГДК_{ґ.відн} (Cu) перевищує ГДК_{ґ.відн} (Zn) (табл. 1), спостерігається стимуляція зростання і розвитку тест-рослин. Так, однозначно високі показники проростання тест-культури відзначені в чорноземних суглинкових ґрунтах, де кратність перевищення ГДК_{ґ.відн} (Cu) над ГДК_{ґ.відн} (Zn) становить 2–7. Однак така залежність є характерною не для всіх тест-рослин і простежується не у всіх шарах ґрунтів. Неоднозначність кореляції між вмістом міді й цинку у ґрунті, що перевищують їх ГДК_ґ і активністю росту тест-рослин, можливо, пов'язана із комплексною дією міді та цинку. При спільному впливі цих двох металів у несприятливих для рослин дозах може відбуватися як посилення, так і ослаблення їх токсичного ефекту. Синергічну дію цинку і міді визначає розташування цих елементів у сусідніх групах періодичної системи. Причому, як стверджують автори робіт [11], особливо високу фітотоксичність має мідь, посилення токсичного ефекту якої спостерігається за наявності цинку.

Висновки

У лабораторних умовах під час дослідження особливостей міграції міді й цинку в різних типах ґрунтів при забрудненні ГШ і вивченні їх впливу на показники активного росту і розвитку тест-рослин експериментально встановлено:

– техногенна міграція міді й цинку в системі «ГШ–ґрунт» характеризується специфічною ґрунтів і пояснюється в першу чергу хімічним складом ГШ. Значне збільшення вмісту міді та цинку спостерігається по глибині в усіх шарах досліджуваних ґрунтів в умовах експерименту;

– за інтенсивністю міграції міді й цинку зі шлему і транслокації у верхній шар ґрунту досліджувані ґрунти можна розташувати в ряд: чорнозем типовий середньозмитий важкосуглинковий < дерново-опідзолений зв'язнопіщаний < лучно-алювіальний супі-

щаний < лучно-чорноземний легкосуглинковий;

– рухливість важких металів залежить від кислотності ґрунтів: рухливість Cu в кислих ґрунтах є вищою, ніж у нейтральних або лужних, а Zn має максимальну рухливість у ґрунтах, реакція яких є нейтральною або наближається до неї. Найменша міграційна здатність міді й цинку відзначена у чорноземі типовому середньозмитому важкосуглинковому, слаболужні умови якого підсилюють перехід Cu і Zn у нерухомий стан і сприяють закріпленню ґрунтовими частинками їх сполук;

– за Cu усі шари досліджуваних ґрунтів мають низький рівень забруднення. За цинком характер забруднення визначається типом ґрунту, і у важких гумусованих ґрунтах ступінь забруднення зі збільшенням глибини змінюється від дуже високого у верхньому шарі, що зазнає техногенного навантаження, до допустимого рівня в нижніх;

– ґрунти, забруднені міддю і цинком, надають комплексний фітотоксичний ефект. Спільний вплив міді й цинку проявляється як у пригніченні, так і у стимулюванні ростових процесів досліджуваних тест-рослин – крес-салату і вівса та визначається, перш за все, рівнем і характером забруднення, властивостями ґрунту і біологічною специфікою самої тест-культури;

– для ґрунту дерново-опідзоленого зв'язнопіщаного є характерним пригнічення розвитку тест-рослини, а для чорнозему типового середньозмитого важкосуглинкового практично у всіх шарах ґрунтів відзначено достовірне стимулювання;

– насіння вівса мають більш високі показники активності росту і розвитку в порівнянні з аналогічними показниками у крес-салату. Це пояснюється тим, що насіння вівса мають більш високу збалансованість поживних речовин і більш високий рівень фітогормональних процесів. Також рослини вівса виявилися менш чутливими до токсичної дії міді та цинку, що визначається їх більш високою здатністю переводити сполуки важких металів у фізіологічно неактивний стан.

Література

1. Касимов А.М. Проблемы образования и накопления промышленных отходов в Украине / А.М. Касимов, Е.Е. Решта // Экология и промышленность. – 2011. – №1. – С. 65–69.

2. Liu Yan. The significance and prospect of water treatment technology in sewage treatment / Yan Liu // Science and Technology Innovation and Application. – 2013 (1). – p. 12–21.
3. Gegely T. Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment / T. Gegely, H. Tamás, S. Gábor, P. László / Science of The Total Environment. – 2016. – Vol. 565. – P. 1054–1062.
4. Даценко В.В. Миграция тяжелых металлов из гальваношламов в почву / В.В. Даценко, Ю.В. Свашенко // Экономика в промышленности. – 2015. – № 2. – С. 35–41.
5. Larsen A.W. Waste collection systems for recyclables: An environmental and economic assessment for the municipality of Aarhus (Denmark) / A.W. Larsen, H. Merrild, J. Moller, T.H. Christensen // Waste Management. – 2010. – Vol. 5, no. 30. – P. 744–754.
6. Ольхович О.П. Фітоіндикація та фітомоніторинг / О.П. Ольхович, М.М. Мусієнко. – Київ: Фітосоціоцентр, 2005. – 64 с.
7. Hussain A. Effects of diverse doses of lead (Pb) on different growth attributes of Zea mays / A. Hussain, N. Abbas, F. Arshad // Agricultural Sciences. – 2013. – vol. 4, no. 5. – p. 262–265.
8. Datsenko V.V. Evaluation of heavy metal complex phytotoxicity / V.V. Datsenko, N.L. Khimenko // Eurasian J Soil Sci. – 2016. – Vol. 5 (3). – P. 249–254.
9. Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно-загрязненных почв / Л.П. Капелькина, Т.В. Бардина, Л.Г. Бакина и др. – С.Пб: Фор-а-принт, 2009. – 19 с.
10. Гладков Е.А. Оценка комплексной фитотоксичности тяжелых металлов и определение ориентировочно допустимых концентраций для цинка и меди / Е.А. Гладков // Сельскохозяйственная биология. – 2010. – № 6. – С. 94–99.
11. M. Friedlová The influence of heavy metals on soil biological and chemical properties / Friedlová M. // Soil and Water Research. – 2010. – vol. 5, № 1. – P. 21–27.

References

1. Kasimov, A.M., Reshta, E.E. (2011). Problemy obrazovaniya i nakopleniya promyshlennyh othodov v Ukraine [Problems of formation and accumulation of industrial

- wastes in Ukraine]. *Ehkologiya i promyshlennost - Ecology and industry*, 1, 65-69 [in Russian].
2. Liu, Yan. (2013). The significance and prospect of water treatment technology in sewage treatment. *Science and Technology Innovation and Application*, 1, 12-21.
 3. Gegely, T., Tamás, H., Gábor, S., László, P. (2016). Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Science of The Total Environment*, 565, 1054-1062.
 4. Dacenko, V.V., Svashenko, YU.V. (2015). Migraciya tyazhelyh metallov iz gal'vanoshlamov v pochvu [Migration of heavy metals from galvanic sludge to soil]. *Ehkonomika v promyshlennosti - Economics in industry*, 2, 35-41 [in Russian].
 5. Larsen, A.W., Merrild, H., Moller, J., Christensen, T.H. (2010). Waste collection systems for recyclables: An environmental and economic assessment for the municipality of Aarhus (Denmark). *Waste Management*, 5, 30, 744-754.
 6. Olhovich, O.P., Musienko, M.M. (2005). *Fitoindikaciya ta fitomonitoring [Phytoindication and phytomonitoring]*. Kyiv: Fitosocio-centr, 64 [in Ukrainian].
 7. Hussain, A., Abbas, N., Arshad, F. (2013). Effects of diverse doses of lead (Pb) on different growth attributes of *Zea mays*. *Agricultural Sciences*, 4, 5, 262-265.
 8. Datsenko, V.V., Khimenko, N.L. (2016). Evaluation of heavy metal complex phytotoxicity *Eurasian J Soil Sci*, 5 (3), 249-254.
 9. Kapel'kina, L.P., Bardina, T.V., Bakina, L.G., Chugunova, M.V., Gerasimov, A.O., Mayachkina, N.V., Galdiyanc, A.A. (2009). Metodika vypolneniya izmerenij vskhozhesti semyan i dliny kornej prorostkov vysshih rastenij dlya opredeleniya toksichnosti tekhnogenno-zagryaznennyh pochv [Methods for performing measurements of seed germination and root length of seedlings of higher plants to determine the toxicity of technogenically contaminated soils]. SPb: Fora-print, 19 [in Russian].
 10. Gladkov, E.A. (2010). Ocenka kompleksnoj fitotoksichnosti tyazhelyh metallov i opredelenie orientirovochno dopustimyh koncentracij dlya cinka i medi [Assessment of the complex phytotoxicity of heavy metals and determination of roughly permissible concentrations for zinc and copper]. *Selskohozyajstvennaya biologiya - Agricultural biology*, 6, 94-99 [in Russian].
 11. Friedlova, M. (2010). The influence of heavy metals on soil biological and chemical properties. *Soil and Water Research*, 5, 1, 21-27.

**Даценко Віта Василівна, к.х.н., доцент,
кафедра технології дорожньо-будівельних
матеріалів та хімії імені М.І. Волкова,
Харківський національний автомобільно-
дорожній університет,
м. Харків, вул. Ярослава Мудрого, 25
тел. (057)707-36-52
chemistry@khadi.kharkov.ua**

ЭКОТОКСИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА МЕДНО- ЦИНКОВОГО ГАЛЬВАНОШЛАМА

Даценко В.В., ХНАДУ

Аннотация. Методом биотестирования установлено особенности миграции меди и цинка в разных типах почв. Представлены экспериментальные данные по влиянию тяжелых металлов, содержащихся в техногенно-загрязненных почвах, на расширительные объекты в контролируемых условиях. Установлено, что совместное воздействие меди и цинка проявляется как в ингибировании, так и стимулировании ростовых процессов тест-растений и определяется, прежде всего, уровнем и характером загрязнения, свойствами почвы и биологической спецификой тест-растения.

Ключевые слова: медь, цинк, гальваношлам, почва, тест-растение

ECOTOXICITY PROPERTIES OF COPPER-ZINC GALVANIC WASTES

Datsenko V., KhNAHU

Abstract. Problem. The problem of elimination of galvanic sludge is one of the most pressing environmental problems of industrial enterprises, which have galvanic processes in their technological cycle. **Goal.** Due to the high density of waste placement on industrial sites and location on large areas of the urban area they can be estimated as a source of high technogenic impact on the components of the environment. **Methodology.** To establish the peculiarities of copper and zinc migration in soils contaminated with copper-zinc galvanizing and to determine their impact on the indicators of active growth and development of test plants in order to solve some of the above problems, the purpose of the research was defined. **Results.** In the work the method of biotesting, allowing to conduct research of behavior of test objects on action of polluting substances, was used. The specific features of the migration of copper and zinc in various types of soils under contamination with galvanic slime in laboratory conditions was

investigated. Experimental data on the effect of heavy metals contained in technogenically contaminated soils on plant objects under controlled conditions were presented. The comparative analysis of the germination, growth and development indices of test-plant seeds with values exceeding the maximum permissible concentration in soils (MPC) for copper and zinc in all tested soils was carried out. **Originality.** The joint effect of copper and zinc is manifested both in inhibition and stimulation of growth processes of lettuce and is determined, first of all, by the level and nature of the contamination, the soil prop-

erties and the biological specificity of the test plant. **Practical value.** Scientifically grounded data in the paper are of interest from the point of view of methods for biotesting contamination of environmental objects due to the openness and topicality of this issue at the present stage of the development of ecology was presented. By the obtained results the necessity of conducting agro-ecological monitoring in order to prevent possible negative consequences of anthropogenic activity on the environment was confirmed.

Key words: copper, zinc, galvanic ash, soil, test-plant.
