

24 Дем'ян М.М. Науково-технічний прогрес на Бурштинській ТЕС / М.М. Дем'ян // Енергетика та Електрифікація . – 2005. – №11. – С. 21-24.

25 Тутка В.В. Реконструкція і модернізація золоочисного обладнання Бурштинської ТЕС / В.В. Тутка, Ю.О. Михайлова // Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористання. – 2012. – №2(6). – С.105-111.

26 Долгополов В.Н. Безотходная сероочистка дымовых газов угольных ТЭС до евронорм с полной окупаемостью затрат / В.Н. Долгополов // Енергетика та електрифікація. – 2014. – №1. – С. 27-34.

27 Гурина И. В. Опыт фитомелиорации золоотвалов / И. В. Гурина // Мелиорация и водное хозяйство. – 2007. – № 4. – С. 68-69.

28 Шабаль В.Н. О подготовке золы ТЭС для утилизации / В.Н. Шабаль, В.В. Ермаков // Энергетик. – 2001. – №2. – С. 28-29.

29 Директива Європейського Парламенту та Ради 2001/80/ЄС від 23.10.2001 р. щодо обмеження викидів у повітря забруднювачів від установок довготривалого спалювання (ОВ L 309, 27.11.2001 С. 1).

© Г. В. Кошлак,
А. М. Павленко

*Надійшла до редакції 30 вересня 2017 р.
Рекомендував до друку
докт. техн. наук Я. М. Семчук*

УДК 631.427

В. В. Даценко¹, Н. Л. Хименко²

*¹Харківський національний
автомобільно-дорожній університет,*

*²Харківський національний
аграрний університет ім. В.В. Докучаєва*

ЕКТОКСИЧНІСТЬ МІДНО-ЦИНКОВОГО ГАЛЬВАНОШЛАМУ

У роботі експериментально змодельовані і проаналізовані результати екологічного дослідження відходів підприємств гальванічних виробництв. Розглянуто особливості міграції міді і цинку в різних типах ґрунтів. Представлені експериментальні дані щодо впливу важких металів, що містяться в техногенно-забруднених ґрунтах, на рослинні об'єкти в контрольованих умовах.

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

In this paper, the results of the ecological study of galvanic production waste have been experimentally simulated and analyzed. The peculiarities of the copper and zinc migration in different types of soil are considered. Experimental data on the effect that heavy metals contained in technogenically contaminated soils have on plant objects under controlled conditions is presented.

Keywords: copper, zinc, galvanic waste, soil, biological test culture

Проблема і її зв'язок з науковими і практичними завданнями. 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 в країні, в тому числі і їх утилізація, поки не вирішується на належному науково-технічному рівні. Утворені після знешкодження тверді гальванічні відходи направляються в шламонакопичувач [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 в ґрунтах, з іншого боку, важливо дослідити динамічні особливості розчину забруднювачів, що проникають вглиб ґрунту.

Аналіз досліджень і публікацій. Міграція хімічних елементів, що містяться в складованих ГШ, відбувається в результаті фізико-хімічних процесів під впливом кліматичних і погодних факторів. При цьому забруднення можуть поширюватися з інфільтрацією атмосферних опадів через шар відходу до ґрунту ділянок, що примикають [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 в роботах досліджень неможливо використовувати для об'єктивної оцінки їх екологічної безпеки. При оцінці екологічних характеристик промислових відходів необхідно вивчати їх комплексний техногенний вплив на НПС: з одного боку, необхідні відомості про процеси міграції сполук з відходів до ґрунту, з іншого боку, важливо дослідити вплив забруднювачів, що проникають вглиб ґрунту, на об'єкти НПС [3–10].

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

Методи дослідження. Для вивчення міграції в ґрунті були обрані метали Cu і Zn, вибір яких був обґрунтований їх найбільшими концентраціями в 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, чорнозему типового середньозмитий важкосуглинковий. У якості забруднювача 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 с 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 в різних шарах: 0–5 см, 10–15 см, 20–25 см, 50–75 см і 100 см.

Для вивчення особливостей міграції міді і цинку та їх розподілу в 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], тобто дослідження реакції тест-об'єктів на дію забруднюючих речовин, що дозволяє отримати інтегральну оцінку ступеня їх фітотоксичності. Як тест-об'єкти використовували насіння крес-салату і вівса, а в якості показника 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 в пластикові судини висотою 15 см і діаметром 9 см, куди поміщали 15

штук насіння, попередньо замочених у воді протягом доби, на глибину 1 см. У процесі пророщування насіння підтримували постійну температуру +20°C.

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

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

де L_i – довжина максимальної надземної частини або кореня кожного паростка, см; \sum – сума; n – загальна кількість паростків, що обубо залучено у дослід.

Для оцінки впливу забруднення ґрунту Cu і Zn на проростання насіння використовували такі показники: схожість, енергію, 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 в 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-у 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-у добу; b – число насіння, що проросли за 2-добу; d – що проросли за 3-ю добу і т.д.

Експериментальні результати та їх обговорення. Отримані експериментальні дані досліджень системи «ГШ-ґрунт» наведено у табл. 1.

Вивчення особливостей міграції міді і цинку з ГШ у розглянутих типах ґрунтів (див. табл. 1) показали, що техногенна міграція міді і цинку в системі «ГШ–ґрунт» пояснюється в першу чергу хімічним складом ГШ. Оскільки компонентний склад ГШ визначає характер взаємодії і 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) ($K_c(\text{Cu})=5,2-33,9$ и $K_c(\text{Zn})=73,5-657,1$) значно перевищує аналогічні показники у нижніх (50-100 см) ($K_c(\text{Cu})=1,0-2,6$ и $K_c(\text{Zn})=0,6-2,3$), що пов'язано в першу чергу з техногенним надходженням з шламу. За інтенсивністю міграції міді і 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 (див. табл. 1) показало, що у всіх шарах досліджуваних ґрунтів відносно контрольних зразків відбувається зниження рівня рН у 1,1–1,3 рази. Керуючим фактором вимивання міді і цинку з ГШ є реакція середовища: у кислому і слабкокислому середовищі ГШ здатний створювати імпакті, ударні техногенні навантаження на ґрунт.

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-опідзолений зв'язнопіщаний						
pH	5,30	4,40	4,25	4,15	4,15	4,45
C_{Cu}^{2+}	2,24	21,53	4,16	5,05	5,03	5,92
C_{Zn}^{2+}	6,40	497,88	278,32	248,19	90,40	14,90
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	7,60	6,40	6,10	5,90	6,20	6,35
C_{Cu}^{2+}	1,71	23,08	3,24	1,59	1,66	1,73
C_{Zn}^{2+}	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	6,90	5,15	5,45	5,80	6,0	6,15
C_{Cu}^{2+}	2,68	90,88	5,53	5,07	3,28	5,43
C_{Zn}^{2+}	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	8,70	7,65	8,10	8,10	8,25	8,30
C_{Cu}^{2+}	21,30	109,70	16,61	17,25	14,62	21,24
C_{Zn}^{2+}	71,77	5274,88	173,22	36,66	55,07	39,88
ГДК _{г.відн.} (Cu)	7,1ГДК	36,57ГДК	5,54ГДК	5,75ГДК	4,87ГДК	7,08ГДК
ГДК _{г.відн.} (Zn)	3,120ГДК	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 гранично допустимої концентрації у ґрунті (ГДК_{г.}(Cu) = 3 мг/кг; ГДК_{г.}(Zn) = 23 мг/кг) відповідно.

Динаміка зміни рівня кислотності в досліджуваних ґрунтах з глибиною обумовлена внутрішньогрунтовими процесами (хімічними реакціями, що супроводжують вилуговування шламу і трансформацією 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 середньо суглинистому 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 з підвищенням pH рухливість міді і цинку знижується: рухливість Cu в кислих ґрунтах вища, ніж в нейтральних або лужних, а Zn має максимальну рухливість в ґрунтах, реакція яких нейтральна або наближається до неї. Найменша міграційна здатність міді і 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 про вміст міді і цинку в тестованих ґрунтах (C, мг/кг) з їх гранично допустимими концентраціями в ґрунтах (ГДК_{г.}(Cu)=3 мг/кг; ГДК_{г.}(Zn)=23 мг/кг) (див. 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-алювіальному супіщаному 7,7–0,5ГДК; у лучно-чорноземному легкосуглинковому 3,29–0,19ГДК; у чорноземі типовому середньозмитому важкосуглинковому 36,57–4,87ГДК. За цинком характер забруднення визначається типом

грунту і у важких гумусованих ґрунтах ступінь забруднення зі збільшенням глибини змінюється від дуже високого (у чорноземі типовому середньозмитому важкосуглинковому 229,3ГДК) у верхньому шарі, що зазнає техногенне навантаження, до допустимого рівня у нижніх (у лучно-чорноземному легкосуглинковому 0,26ГДК).

Проведений за рівнянням (1) порівняльний морфологічний аналіз дозволив встановити наявність залежності між активністю росту і розвитку тест-рослин і вмістом ВМ у ґрунті, що перевищують їх ГДК_Г (табл. 2). Зміни довжини кореневої та надземної частин тест-рослин в залежності від перевищення показника ГДК_{Г,відн.} металів-токсикантів у ґрунтах (крім дерново-опідзоленого зв'язнопіщаного для крес-салату) вказують на відсутність несприятливої фітотоксичної дії: $L_{\text{досл}}$ надземної частини і кореневої системи майже однакові, а в деяких шарах навіть перевищує показники L_0 в контрольному зразку.

Таблиця 2

Основні ростові показники 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	100,0	–	–	9	9	2,3	53,3	71,1	84,4	71,1	77,8	57,8
Схожість	73,0	–	–	9	9	16	66,7	100,0	100,0	77,78	93,3	86,7
Дружність	25,0	–	–	1,3	1,3	1,8	13,3	16,7	20,0	20,0	25,0	12,5
Тривалість	16,0	–	–	0,3	1,2	0,7	2,8	4,3	3,7	3,1	3,8	5,9
Лучно-алювіальний супіщаний												
Енергія	7,0	9,0	24,0	27,0	27,0	11,0	60,0	71,1	100,0	88,9	88,9	86,7
Схожість	7,0	11,0	28,0	25,0	22,0	22,0	66,67	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Дружність	1,8	0,5	0,15	0,2,0	1,5,0	1,9	11,11	14,3	33,3	25,0	20,0	13,3
Тривалість	1,0	1,2	3,4	2,8	2,9,0	4,4	4,21	4,1	2,7	3,2	3,8	2,7
Лучно-чорноземний легкосуглинковий												
Енергія	13,0	–	–	31	42,0	47,0	100,0	16,7	83,3	80,0	73,3	77,8
Схожість	13,0	–	–	22	27,0	42,0	100,0	70,0	86,7	86,7	93,3	100,0
Дружність	1,3	–	–	3,1	4,2	4,7	33,33	7,3	21,7	14,4	18,7	16,67
Тривалість	1,2	–	–	1,9	5,2	2,4	2,48	5,6	3,1	3,0	3,6	3,17
Чорнозем типовий середньозмитий важкосуглинковий												
Енергія	27	24,0	27,0	37,0	40,0	49,0	13,3	73,3	73,32	66,7	56,7	60,0
Схожість	27,0	40,0	20,0	27,0	30,0	45,0	33,3	100,0	100,0	86,7	73,3	93,33
Дружність	6,8	3,4	6,8	4,0	5,7	7,0	20,0	25,0	25,0	21,7	16,0	13,33
Тривалість	4,0	3,2	2,2	0,9	4,0	6,0	7,0	4,0	3,4	3,5	3,9	5,20

Відзначено (див. табл. 2), що ріст і розвиток тест-рослин не тільки мають істотну залежність від типу забрудненого ґрунту, а й визначаються фізіологією рослин. Так для ґрунту дерново-опідзоленого зв'язнопіщаного характерно достовірне 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 стимуляції 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 в порівнянні з контрольними зразками. Це можна пояснити тим, що крес-салат більш чутливий до присутності іонів ВМ у ґрунтах, ніж овес. Інгібуюча дія іонів-токсикантів на крес-салат не знижується з часом, як у вівса. В результаті цього, за рахунок виснаження власних ресурсів надійності, рослини салату стають ослабленими і гинуть.

Серед показників проростання насіння в умовах модельного забруднення ґрунтів ТМ найбільш інформативними виявилися ростові показники [9, 10] – схожість, енергія, дружність (формула (2)) і тривалість проростання (формула (3)) (див. табл. 2).

Аналіз показників проростання насіння в умовах модельного забруднення ґрунтів ВМ показав, що до 7 діб стимулюючий ефект міді і цинку на ріст досліджуваних тест-рослин в середньому проявився сильніше, а токсична дія – слабше. При збільшенні 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 в стимулюванні зростання. Такі зміни в розвитку рослин в ході вирощування, можна пояснити тільки типом забруднених ґрунтів і фізіологією самих рослин, а й впливом ВМ на досліджувані тест-об'єкти. Оскільки відомо [11], що Zn і Cu належать 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 (див. табл. 2) для насіння досліджуваних тест-рослин показують досить високі показники у всіх шарах забруднених ТМ 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 показника енергії проростання, відповідно, становить 1,3–3,4 і 1,4–1,8.

Слід зазначити, що енергія проростання у насіння вівса значно вища, 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 і 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 (див. табл. 2) практично у всіх варіантах тестованих ґрунтів також досить високий 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, при зменшенні показника перевищення ВМ в шарах тестованих ґрунтів (див. табл. 1) проявляється стимулювання надземної і кореневої систем проростків досліджених тест-культур при підвищенні їх енергії проростання і схожості (див. 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_{г.відн.} для міді і цинку в 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 (див. 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, достовірне 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 в 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 рази.

Зазначені вище відмінності в розвитку і зростанні досліджуваних тест-рослин (див. табл. 2), вочевидь, залежать від фізіолого-біохімічних процесів, що протікають в самих

рослинах. Схоже, що більш високі показники схожості, енергії, дружності і 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 визнено їх більш високою здатністю переводити сполуки важких металів у фізіологічно неактивний стан.

Під час проведення досліджень встановлено зв'язок між ростовими показниками (схожість, енергія, дружність і тривалість проростання) (див. табл. 2) досліджуваних тест-рослин і забрудненими ВМ ґрунтами (див. 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 (див. табл. 1) показники схожості, енергії, дружності і тривалості проростання (див. табл. 2) значно перевищують аналогічні показники в інших типах ґрунтів, де перевищення $GDK_{г.відн.}$ ВМ нижче. Пояснення може бути пов'язано з фізико-хімічними властивостями самого ґрунту. Глинисті чорноземні ґрунти за своїми характеристиками належать 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 $GDK_{г.відн.}$ міді і цинку в усіх тестованих ґрунтах показав, що найчастіше зменшення концентрації металів в шарах ґрунтів призводить до зниження токсичної дії металів. Однак, не завжди ця залежність однозначна. У деяких варіантах дослідів, як було зазначено вище, підвищення показника $GDK_{г.відн.}$ міді і цинку в ґрунтах призводить до поліпшення росту рослин. Розбіжності результатів, можливо, пояснюється дозою забруднення ґрунтів ВМ. Відомо, що в залежності від концентрації металу, валентності його іона, розчинності і тривалості впливу, ВМ в малих дозах сприяють зростанню і розвитку рослин (так як 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 $GDK_{г.відн.}$ для міді і цинку в ґрунтах призводять до ефекту стимуляції росту насіння рослин за рахунок поліпшення режиму живлення.

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

Висновки. У лабораторних умовах при дослідженні особливостей міграції міді і 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 і цинку в системі «ГШ-ґрунт» характеризується специфікою 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 і цинку з шламу і транслокації у верхній шар ґрунту досліджувані ґрунти можна розташувати в ряд: чорнозем типовий середньозмитий важкосуглинковий < дерново-опідзолений зв'язнопіщаний < лучно-алювіальний супіщаний < лучно-чорноземний легкосуглинковий;

– рухливість важких металів залежить від кислотності ґрунтів: рухливість Cu в кислих ґрунтах вища, ніж в нейтральних або лужних, а Zn має максимальну рухливість в ґрунтах, реакція яких нейтральна або наближається до неї. Найменша міграційна здатність міді і 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;

– по Cu усі шари досліджуваних ґрунтів мають низький рівень забруднення. За цинком характер забруднення визначається типом ґрунту і в 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 і цинку проявляється як у пригніченні так і стимулюванні ростових процесів досліджуваних тест-рослин – крес-салату і вівса і визначається, перш за все, рівнем і характером забруднення, властивостями ґрунту і біологічної специфікою самої тест-культури;

– для ґрунту дерново-опідзоленого зв'язнопіщаного характерно 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 Даценко В. В. Определение токсических свойств ингредиентов промышленных гальванических отходов / В. В. Даценко // Экология и промышленность. – 2012. – № 2. – С. 102-106.
- 3 Пересадько Г. О. Маркетингові дослідження екологічних інновацій на ринку поводження з відходами [Текст] / Г. О. Пересадько, М. Г. Громико, С. М. Лукаш // Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої пам'яті проф. Балацького О.Ф. «Економічні проблеми сталого розвитку», м. Суми, 6-8 травня 2014 р.: у 2-х т. / За заг. ред.: О. В. Прокопенко, О. В. Люльова. – Суми: СумДУ, 2014. – Т.1. – С. 211-212.
- 4 Голець Н. Ю. Дослідження властивостей про фільтраційного екрана полігону відходів / Н. Ю. Голець, М. С. Мальований, Ю. О. Малик // Вісник Національного авіаційного університету: наук. журнал. – К.: Вид-во НАУ. – 2009. – № 3. – С. 123-128.
- 5 Жовинский Э. Я., Кураева И. В. Геохимия тяжелых металлов Украины. – К.: Наук. думка, 2002. – 213 с.
- 6 Ольхович О. П., Мусієнко М. М. Фітоіндикація та фітомоніторинг. – Київ: Фітосоціоцентр, 2005 – 64 с.
- 7 Подлипский И. И. Аккумулятивная биоиндикация в инженерно-экологических изысканиях / И.И. Подлипский // Инженерные изыскания. – №1. – 2014, – С. 54-63
- 8 Даценко В. В. Миграция тяжелых металлов из гальваношламов в почву / В. В. Даценко, Ю. В. Сващенко // Экономика в промышленности. – 2015. – № 2. – С. 35-41.
- 9 Datsenko V. V. Evaluation of heavy metal complex phytotoxicity / V. V. Datsenko, N.L. Khimenko / Eurasian J Soil Sci. – 2016. – 5 (3). – P. 249-254.
- 10 Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно-загрязненных почв (Капелькина Л.П., Бардина Т.В, Бакина Л.Г., Чугунова М.В., Герасимов А.О., Маячкина Н.В., Галдиянц А.А.) СПб: Изд-во «Фора-принт», 2009. 19 с. (М-П-2006 ФР.1.39.2006.02264).

11 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.

© В. В. Даценко,
Н. Л. Хищенко

Надійшла до редакції 17 листопада 2017 р.
Рекомендував до друку
докт. техн. наук Я. М. Семчук

УДК 502.17: 620.9(477.73)

*І. В. Ремешевська¹,
Н. В. Гурець¹, О. А. Омельчук²*

¹ Національний університет кораблебудування
імені адмірала Макарова,
² Міськвиконком Миколаївської міської ради

ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОЇ ЕФЕКТИВНОСТІ ВИРОБНИЧОЇ ДІЯЛЬНОСТІ ЕНЕРГОГЕНЕРУЮЧОГО КОМПЛЕКСУ НА БІОМАСІ ТОВ «АГРОПРОМИСЛОВА КОМПАНІЯ «EUGROIL»

Описано сучасний стан та перспективи розвитку біоенергетики в Україні. Наведено технологічну характеристику енергогенеруючого комплексу на біомасі ТОВ «АПК «EUGroil». Проведено оцінку впливу експлуатаційної діяльності енергогенеруючого комплексу на довкілля. Представлено результати дослідження еколого-економічної ефективності його впровадження та запропоновано перспективи подальшого розвитку виробництва.

Ключові слова: альтернативні джерела енергії, біоенергетика, біомаса, енергогенеруючий комплекс, «зелений» тариф.

The current state and prospects of bioenergy development in Ukraine are described. The energy-technological characteristics of complex on biomass of LLC «AIC «EUGroil» are given. The operational activities impact of the energy complex on the environment is assessed. The analysis of environmental and economic effectiveness of its implementation are presented. Prospects for further production development are proposed.

Keywords: alternative energy sources; bioenergy; biomass; energy complex; “green” tariff.

Постановка проблеми. Останнім часом у багатьох країнах світу на перший план виходить проблема ресурсозабезпеченості енергетичного господарства. З одного боку, сумарні запаси паливних ресурсів досить великі, до того ж щороку стають відомими нові поклади викопного палива. Однак, спостерігається відносна ресурсна обмеженість, зумовлена можливістю швидкого вичерпання найбільш доступних родовищ, і перехід до розробки складніших, що спричинює подорожчання енергоносіїв і робить використання більшої частини паливних ресурсів нерентабельним. Вирішення вище зазначеної проблеми багато вчених вбачають у розвитку альтернативної енергетики й поширенні відновлюваних джерел енергії (ВДЕ).

На сьогодні, відновлювана енергетика є одним з секторів енергетики, що динамічно розвивається у світі. Частка ВДЕ в загальному постачанні первинної енергії у світі становить близько 13 %, у тому числі біомаси – 10 %, що відповідає більше 1300 млн т н. е./рік. Європейський Союз успішно рухається в напрямі досягнення мети 2020 р. у відновлюваній енергетиці – 20% енергії з ВДЕ у валовому кінцевому енергоспоживанні. За останні 10 років цей показник зріс з 8 % до 14 % [2].

Останнім часом обсяги споживання біомаси для виробництва енергії в Європейському Союзі складають більше 120 млн т н. е. / рік, а до 2020 року валове