

НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ РОСЛИНАМИ *S. VIMINALIS* ЗА РОСТУ НА СУБСТРАТІ ЗІ СТЕБНИЦЬКОГО ХВОСТОСХОВИЩА

А. Фецюх, Л. Буньо, О. Пацула, О. Терек

Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Грушевського, 4, Львів 79005, Україна
e-mail: anastasiia.fetsiukh@lnu.edu.ua

На північно-східній околиці м. Стебника розташоване хвостосховище, яке містить 22 млн т відходів, серед них і важкі метали (ВМ). Відходи спричиняють засолення підземних вод, водоймищ і прилеглих територій. У статті розглянуто питання забруднення території Стебницького хвостосховища хімічними елементами різного класу небезпеки. Визначено вміст ВМ у субстраті до та після 30-добового росту *Salix viminalis* L. Показано перевищення вмісту кадмію, стронцію та феруму щодо ГДК. Перевищення кларку помічено у свинцю, міді, цинку, цирконію (лише в контролі), стронцію та мангану. Вирощування *S. viminalis* впливало на вміст деяких ВМ у субстратах. Помічено значне зменшення вмісту феруму в дослідному субстраті, порівняно з початковим вмістом, тобто перед висадженням рослин. Екологічну інформативність вмісту ВМ оцінювали за еколого-геохімічними коефіцієнтами. Найвищий коефіцієнт концентрації був у кадмію, який значно перевищував середній вміст елемента в орних землях України, та молібдену. Небезпека забруднення ґрунту тим більша, чим суттєвіше значення коефіцієнта безпеки перевищує 1. Для таких елементів як кадмій і залізо у субстраті з дослідної та контрольної ділянок дані коефіцієнта безпеки перевищували 1. За сумарним показником забруднення субстрат зі Стебницького хвостосховища за вмістом ВМ належить до III категорії забруднення. Поліелементне забруднення субстрату зі хвостосховища, згідно з індексом забруднення ґрунту (ІЗГ), було однаковим до росту рослин, а після – показник зменшився у досліді.

Найбільша кількість ВМ акумулювалась у коренях рослин. Особливо активно рослини *S. viminalis* акумулювали молібден, стронцій, хром і цинк. Дослідження біогеохімічної активності рослин виявили, що вони мають високу здатність накопичувати ВМ. Найменший показник накопичення був у стеблах і коренях контрольних рослин порівняно з дослідними. Слід звернути увагу, що дані мають вищі значення, ніж 5-10, що свідчить про те, що територія Стебницького хвостосховища характеризується техногенним навантаженням. Незважаючи на підвищені концентрації ВМ, рослини *S. viminalis* проявили високу стійкість до умов вирощування.

Ключові слова: важкі метали, *Salix viminalis* L., коефіцієнт біологічного накопичення, забруднення, токсичність

Важкі метали – одні з найшкідливіших забруднювачів навколишнього середовища, бо, на відміну від забруднювачів органічної природи, вони не розкладаються, а трансформуються та перерозподіляються між компонентами екосистеми [30]. Забруднення ґрунтів ВМ викликає глобальний інтерес у зв'язку з підвищенням техногенного впливу на навколишнє природне середовище [16]. Видобуток і переробка корисних копалин – одні з найбільш потужних видів техногенезу. За відсутності надійної технології або недотримання технологічного циклу частину цінного компонента скидають у хвости збагачення. В Україні використовується єдиний спосіб утилізації відходів – складування. Площі, які зайняті відвалами порід і відходами первинного збагачення, досить значні. На цих ділянках формуються особливі техногенні ландшафтно-геохімічні системи – гірничопромислові ланд-

шафти [15]. Хвостосховища – техногенні родовища корисних копалин [19]. При цьому виникає небезпека міграції ВМ зі хвостосховищ у ґрунт і водойми.

У Прикарпатському регіоні України розташоване родовище полімінеральних калійних руд сульфатного типу [18]. Нераціональна переробка руд у калійні добрива спричинила утворення 22 млн т відходів на 140 га землі. У хвостосховище скидали неперероблену руду, пісок, глинисті матеріали, ропу, яка містила залишки калійних солей, у тому числі й важкі метали [23]. Більш ніж двохсотрічний розвиток видобувної та гірничо-переробної промисловості зумовив істотне забруднення екосистем ВМ [51].

Забруднення ґрунту ВМ негативно впливає на фізіолого-біохімічні процеси, що відбуваються у рослинах [4]. На сьогодні актуальним є вивчення впливу ВМ на адаптаційні можливості рослин [22]. Для дослідження використовують дерева різних родів: *Salix*, *Betula*, *Populus*, *Alnus* та *Acer*. Проте з метою фітомеліорації більшість уваги приділяють швидкоростучим видам, наприклад, таким як *Salix* sp. [55]. Відомо, що ці рослини здатні акумулювати значні кількості ВМ за рахунок високого відсотка сірковмісних білків [46]. ВМ спричиняють зниження біомаси у багатьох деревних рослин, проте рослинам верби прутноподібної (*Salix viminalis* L.) притаманно зберігати темпи росту за умов наявності цих поллютантів у середовищі [39].

На сьогоднішній день вивчено накопичення ВМ у стеблах і коренях рослин *S. viminalis* [32, 40, 44, 47, 49, 50], вплив ВМ на листки рослин *S. viminalis* [39], продуктивність біомаси *S. alba* та *S. viminalis* [48] і фітореMediaційну функцію рослин *S. viminalis* [37, 38, 41]. Ці дослідження проводилися під час вирощування рослин на сміттєзвалищах, на ґрунтах, забруднених ВМ, стічними водами, а також на вапнякових і кислих ґрунтах.

Досліджень нагромадження ВМ рослинами *S. viminalis* за росту на хвостосховищі м. Стебник не проводили. Тому метою наших досліджень було вивчити накопичення ВМ органами рослин *S. viminalis* за росту на субстраті Стебницького хвостосховища.

Матеріали та методи

Дослідження проводили в лабораторних умовах. У посудини об'ємом 3 л насипали по 2,5 кг субстрату, відібраного зі хвостосховища м. Стебник. В екологічних дослідженнях як контроль прийнято вважати той самий тип ґрунту, але без забруднень. Оскільки ми використовували не ґрунт, а засолений субстрат, то для контролю відбирали субстрат у місцях відновлення біоценозу (49°18'39.8"N 23°33'59.3"E; 49°18'40.0"N 23°34'00.7"E; 49°18'41.1"N 23°33'57.7"E). Субстрат, де росли тільки піонерні глікогалофіти, використовували як дослідний (49°18'45.0"N 23°34'07.7"E; 49°18'43.8"N 23°34'07.8"E; 49°18'43.3"N 23°34'07.4"E). Відбір субстрату здійснювали згідно з ГОСТ 17.4.4.02-84. В одну посудину висаджували по 5 вкорінених живців завдовжки 25±2 см і діаметром 0,8±0,2 см з довжиною коренів 2±0,5 см. Субстрат поливали дистильованою водою. Живці вирощували протягом 30 діб. Повторюваність дослідів 5-кратна.

Екологічну інформативність отриманих значень фонового вмісту важких металів оцінювали за еколого-геохімічними коефіцієнтами, які висвітлюють особливості ландшафтних процесів міграції важких металів кларками концентрації (КК) і коефіцієнтами концентрації (Кс) [17].

Оцінку техногенного навантаження проводили за Ю.Є. Састом, визначаючи коефіцієнти безпеки (K_0) та концентрації (Кс) і сумарний показник забруднення (Z_c) [24].

Коефіцієнт безпеки (K_0) визначали за формулою:

$$K_0 = C / \text{ГДК},$$

де С – фактичний рівень вмісту речовин у ґрунті;

ГДК – гранично допустима концентрація.

Коефіцієнт концентрації металу (Кс) визначали за відношенням реального вмісту хімічного елемента у ґрунті (Са) до фонового вмісту цього ж елемента (Сф) в середовищі:

$$K_c = C_a / C_f$$

Кс свідчить про активність процесів вилуговування (Кс < 1) і накопичення (Кс > 1) хімічних елементів у ґрунті.

Сумарний показник забруднення Z_c обчислювали за формулою:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_{c_n}$$

де Кс – коефіцієнт концентрації металу,

n – число елементів.

Оцінювали рівень забруднення за Z_c (табл.1).

Таблиця 1

Орієнтовна шкала оцінки небезпеки забруднення ґрунтів за сумарним показником забруднення (Z_c) [5]

Категорія забруднення ґрунтів, R	Значення, Z_c
I категорія (допустима)	<16
II категорія (помірно небезпечна)	16-32
III категорія (небезпечна)	32-132
IV категорія (надзвичайно небезпечна)	>128

Нормування поелементного забруднення ґрунту ВМ проводили за методикою В.В. Снакіна [25] та ґрунтово-екологічних принципів, які відкидають імовірність знаходження поодиноких значень для всіх ґрунтів [8]. Поліелементне нормування здійснювали за оцінкою індексу забруднення ґрунту (ІЗГ). Показник ІЗГ дає змогу порівнювати результати, отримані на різних територіях.

Розрахунок ІЗГ здійснювали за спрощеною схемою, запропонованою М.О. Богдановим [6]:

$$I_{ZG} = \sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{C_{ГДК}} \right) / n = \sum_{i=1}^n (КБ) / n$$

де C_i – концентрація ВМ у ґрунті конкретно взятої ділянки, мг/кг;

$C_{ГДК}$ – ГДК ВМ у ґрунті, мг/кг;

n – число елементів.

Вміст ВМ визначали на спектрометрі СТЭ-1 з вугільними електродами у полум'ї суміші ацетилен-повітря [2]. Тип ВМ – згідно з ГОСТ 17.4.1.02-83 [12]. Вміст ВМ у рослинах визначали в середній пробі. Середню пробу утворювали з 15 рослин. Проби повітряно-сухого рослинного матеріалу озолляли за температури 450 °С. Одержану золу після зважування розчиняли розведеною HNO_3 [20].

Для кількісної оцінки надходження токсичних мікроелементів із ґрунту в рослини застосовували коефіцієнт біологічного накопичення (КБН), який визначали за співвідношенням вмісту металу в одиниці маси акцептора (рослини) до донора (ґрунту):

$$K_n = \frac{C_p C_r}{C_r C_g}$$

де K_n – коефіцієнт біологічного накопичення;

C_p – вміст металу в рослині, мг/кг;

C_r – вміст металу в ґрунтовому покриві, мг/кг.

Для групування ВМ у рядах за інтенсивністю БН використано п'ять градацій [1].

Елементи біологічного накопичення (КБН > 1):

I група – КБН – 10n і більше – елементи енергійного накопичення (Cd, Cs, Rb);

II група – КБН – 10 – n – елементи сильного накопичення.

Елементи біологічного захвату (КБН < 1):

III група – КБН – 0,n – елементи слабого накопичення і середнього захвату (Zn, Mo, Cu, Pb, As, Co);

IV група – КБН – 0,0n – елементи слабого захвату (Mn, Ni, Cr);

V група – КБН – 0,00n і менше – елементи дуже слабого захвату (Se, Fe, Ba, Te).

Для кількісного виразу загальної здатності виду рослин до концентрації ВМ використовували біогеохімічний показник активності (БХА) виду [1], що являє собою сумарну величину, яку отримують від складання КБН окремих ВМ:

$$БХА = \sum КБН$$

Обробку отриманих результатів здійснювали з використанням методів математичної статистики.

Результати і їхнє обговорення

У результаті досліджень було виявлено, що в дослідному субстраті був більший вміст свинцю (на 33 %), міді (на 34 %), хрому (на 23 %), стронцію (на 60 %) і титану (на 20 %), порівняно з контролем (табл. 2). Як у контролі, так і в досліді спостерігали перевищення ГДК кадмію та заліза, а стронцію – лише у дослідному варіанті до вирощування рослин. Перевищення кларку помічено у свинцю, міді, цинку, цирконію (лише в контролі), стронцію та мангану.

Важливим є те, що *S. viminalis* є рослиною-ремедіантом і здатна поглинати деякі ВМ, а саме кадмій, нікель, цинк і мідь із ґрунту [29]. Вміст деяких ВМ у субстраті за росту верби знижувався, зокрема, вміст ванадію в дослідному варіанті зменшився в 1,6 разу, міді у 3 рази, цинку в 11 разів, цирконію в 1,3 разу, стронцію в 1,5 разу, титан в 1,7 разу, хрому та заліза в 1,3 і в 1,7 разу відповідно, а також помічено зниження вмісту нікелю в 1,5 разу, цирконію у 2 рази, стронцію в 1,2 разу в контрольному субстраті, порівняно з вихідним субстратом.

Таблиця 2

Вміст важких металів у субстраті з хвостосховища м. Стебник
(до і після вирощування рослин *S. viminalis*), мг/кг

Проба	Sn ²⁺	Cd ²⁺	Mo ³⁺	V ²⁺	Pb ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Zr ²⁺	Cr ³⁺	Ni ²⁺	Sr ²⁺	Mn ²⁺	Ti ⁴⁺	Fe ³⁺
К	9,22	19,63	6,17	40,25	10,29	20,16	70,43	600	8,11	15,24	600	1000	1600	50000
К+	±0,12 ±0,98	±0,45 ±2,31	±1,09 ±1,25	±1,87 ±20,36	±0,32 ±0,47	±45,16 ±6,23	±38,52 ±152,33							
Д	9,12	19,24	6,21	40,16	10,56	30,72	70,34	300	8,23	10,17	500	1000	1600	50000
Д+	±0,42 ±1,02	±0,94 ±1,57	±1,02 ±1,68	±1,46 ±32,48	±0,64 ±0,65	±56,32 ±22,68	±42,94 ±230,38							
ГДК ВМ, мг/кг [14]	Н.д.	3	н.д.	150	30	100	300	н.д.	100	85	1000	1500	н.д.	1500
Кларк, мг/кг [9, 11]	Н.д.	0,5	н.д.	100	10	20	50	300	75	40	300	850	4600	н.д.

Примітки: Н.д. – немає даних, К – контроль, Д – дослід, К+ – контроль після росту рослин, Д+ – дослідний субстрат після росту рослин

Різницю вмісту ВМ у субстратах Стебницького хвостосховища можна пояснити фітореMediaційними властивостями рослин *S. viminalis*. Отримані нами дані також свідчать про певні коливання фоновому вмісту ВМ у контрольному та дослідному субстратах зі хвостосховища.

Зважаючи на динамічні особливості розподілу і збалансування хімічних елементів у геохімічних ландшафтах, процеси міграції та відповідність екологічним нормам ранжовано за трьома категоріями: збалансованим станом і відповідністю екологічним нормам фоновому вмісту ВМ за КК і Кс від 0,5 до 1,5; інтенсивним розсіюванням за КК і Кс менше 0,5; інтенсивною концентрацією за КК і Кс понад 1,5. Кларки концентрації (табл. 3) розраховано щодо кларків ґрунтів світу [34] і кларків ґрунтів Європи [17]; коефіцієнт концентрації (табл. 4) – до ГДК та статистичних оцінок регіонального фону для орних земель України [33].

Таблиця 3

Кларки концентрації вмісту важких металів у субстраті зі хвостосховища м. Стебник
(до і після вирощування рослин *S. viminalis*)

Проба	Кларки концентрації фоновому вмісту важких металів у субстратах щодо кларків ґрунтів світу (чисельник) і Європи (знаменник)													
	Sn ²⁺	Cd ²⁺	Mo ³⁺	V ²⁺	Pb ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Zr ²⁺	Cr ³⁺	Ni ²⁺	Sr ²⁺	Mn ²⁺	Ti ⁴⁺	Fe ³⁺
К	2,31	56,09	5,14	0,45	0,86	0,67	0,78	1,50	0,12	0,30	2,40	1,00	0,32	1,25
К+	4,61	н.д.*	6,17	0,58	0,48	1,49	1,14	2,34	0,13	0,76	6,19	1,68	0,44	2,03
<i>S. viminalis</i>	2,28	54,97	5,18	0,45	0,88	1,02	0,78	0,75	0,12	0,20	2,00	1,00	0,32	1,25
Д	4,56	н.д.	6,21	0,57	0,49	2,27	1,13	1,17	0,13	0,51	5,15	1,68	0,44	2,03
Д+	2,33	54,69	5,35	0,45	1,28	1,01	0,78	0,53	0,15	0,20	6,00	1,00	0,40	1,25
<i>S. viminalis</i>	4,66	н.д.	6,42	0,58	0,71	2,25	1,13	0,82	0,16	0,51	15,46	1,68	0,55	2,03
	2,23	55,89	5,28	0,28	1,72	0,34	0,08	0,40	0,12	0,20	4,00	1,00	0,24	0,75
	4,57	н.д.	6,33	0,36	0,96	0,75	0,11	0,63	0,13	0,51	10,31	1,68	0,33	1,22
	Кларки ґрунтів, мг/кг													
Ґрунти світу [34]	4	0,35	1,2	90	12	30	90	400	70	50	250	1000	5000	40 000
Ґрунти Європи [17]	2	н.д.	1	70	21,5	13,5	62	256	63,5	20	97	597	3655	24 650

Примітки: Н.д. – немає даних, К – контроль, Д – дослід, К+ – контроль після росту рослин, Д+ – дослідний субстрат після росту рослин

Значення кларків концентрації, розрахованих нами фонових оцінок для субстрату зі Стебницького хвостосховища, свідчать про незрівноважений геохімічний стан і невідповідність екологічним нормам фоновому вмісту важких металів. Процеси інтенсивної концентрації (КК > 1,5) фіксуються до та після росту рослин у вмісті кадмію, молібдену і стануму, порівняно із фоновими оцінками зі світовими та європейськими кларками. Слід наголосити на значному перевищенні фоновому вмісту кадмію на 99 % щодо ґрунтів світу. Також помічено процеси інтенсивної концентрації міді, цинку, мангану та феруму щодо ґрунтів Європи. Решта даних відповідає збалансованому стану й екологічним нормам фоновому вмісту ВМ у субстраті хвостосховища.

Виявлено, що найвищий коефіцієнт концентрації (Кс) був у кадмію, який значно перевищував середній вміст елемента в орних землях України, та молібдену – на 59 %. Зважаючи на це, помічено інтенсивну концентрацію, оскільки спостерігається перевищення даних більш ніж у півтора разу. Усі розраховані фонові значення ВМ, для яких відоме ГДК, були нижчими. Це важливо, оскільки небезпека забруднення ґрунтів є тим вищою, чим вищий фактичний рівень вмісту речовин перевищує ГДК. Тобто небезпека забруд-

нення ґрунту тим вища, чим більше значення коефіцієнта безпеки (K_6) перевищує 1. Для таких елементів як кадмій і залізо у субстраті з дослідної та контрольної ділянок дані перевищували 1 (табл. 5). Коефіцієнт безпеки (K_6) для кадмію у контрольному субстраті дорівнював 6,54, а для дослідного – 6,38; для заліза у контролі та досліді він був однаковим і становив 33,33; K_6 стронцію у дослідному варіанті становив 1,50, у контрольному – 0,60. Також меншим 1 K_6 був і для ванадію, свинцю, міді, цинку, хрому, нікелю та мангану.

Таблиця 4

Коефіцієнт концентрації фонового вмісту важких металів відносно ГДК у субстраті з хвостосховища м. Стебник (до і після вирощування рослин *S. viminalis*)

Проба	Коефіцієнти концентрації фонового вмісту важких металів у ґрунтах ландшафтів щодо ГДК (чисельник) і орних земель України (знаменник)													
	Sn ²⁺	Cd ²⁺	Mo ³⁺	V ²⁺	Pb ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Zr ²⁺	Cr ³⁺	Ni ²⁺	Sr ²⁺	Mn ²⁺	Ti ⁴⁺	Fe ³⁺
К	Н.д.*	Н.д.	Н.д.	0,27	0,51	Н.д.	0,83	Н.д.	0,08	0,61	Н.д.	0,67	Н.д.	Н.д.
К+	2,56	115,47	3,86	0,59	0,59	1,39	1,39	1,49	0,11	0,58	6,12	1,59	0,42	2,21
Д	Н.д.	Н.д.	Н.д.	0,27	0,53	Н.д.	0,83	Н.д.	0,08	0,41	Н.д.	0,67	Н.д.	Н.д.
Д+	2,53	113,18	3,89	0,58	0,61	2,12	1,39	0,74	0,11	0,39	5,09	1,59	0,42	2,21
ГДК ґрунтів [26]	Н.д.	Н.д.	Н.д.	0,27	0,77	Н.д.	0,83	Н.д.	0,10	0,40	Н.д.	0,67	Н.д.	Н.д.
Середній вміст у ґрунтах орних земель України [17]	Н.д.	Н.д.	Н.д.	0,17	1,03	Н.д.	0,08	Н.д.	0,08	0,41	Н.д.	0,67	Н.д.	Н.д.
	2,54	115,06	3,96	0,37	1,19	0,69	0,14	0,39	0,11	0,39	10,19	1,59	0,32	1,33
ГДК ґрунтів [26]	Н.д.	Н.д.	Н.д.	150	20	Н.д.	85	Н.д.	100	25	Н.д.	1500	Н.д.	Н.д.
Середній вміст у ґрунтах орних земель України [17]	3,6	0,17	1,6	68,8	17,3	14,5	50,7	403,3	74,7	26,1	98,1	628,3	3772,1	22576,2

Примітки: Н.д. – немає даних, К – контроль, Д – дослід, К+ – контроль після росту рослин, Д+ – дослідний субстрат після росту рослин

За сумарним показником забруднення (Z_c) субстрат зі Стебницького хвостосховища за вмістом ВМ належить до III категорії забруднення у контролі (47,35) та досліді (64,44).

Під час оцінки екологічного стану ґрунтів перевищення значення ГДК можна розглядати як показник ступеня їхньої хімічної деградації. У результаті досліджень помічено перевищення ГДК таких елементів як кадмій, стронцій і ферум. Нормування поелементного забруднення ґрунту ВМ за методикою В.В. Снакіна свідчить про те, що ступінь деградації субстрату хвостосховища через забруднення кадмієм – 4, стронцієм – контрольний субстрат 0 ступінь, а дослідний – 1, ферумом – 3.

Таблиця 5

Коефіцієнти безпеки (K_6) Стебницького хвостосховища

	Cd ²⁺	V ²⁺	Pb ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Cr ³⁺	Ni ²⁺	Sr ²⁺	Mn ²⁺	Fe ³⁺
К	6,54	0,26	0,34	0,20	0,23	0,08	0,18	0,60	0,67	33,32
К+	6,41	0,27	0,35	0,31	0,23	0,08	0,12	0,50	0,67	33,32
Д	6,38	0,27	0,51	0,30	0,23	0,10	0,12	1,50	0,67	33,32
Д+	6,52	0,17	0,69	0,10	0,02	0,08	0,12	1,00	0,67	20,00

Примітки: К – контроль, Д – дослід, К+ – контроль після росту рослин, Д+ – дослідний субстрат після росту рослин

Нормування поелементного забруднення субстрату зі хвостосховища важких металів згідно з ґрунтово-екологічними принципами щодо кларків валової форми у ґрунтах і ГДК подано у табл. 6.

Показник ІЗГ дає змогу порівнювати результати, отримані на різних територіях, він фактично є інтегральним рівнем ГДК [31]. Поліелементне забруднення субстрату зі

хвостосховища згідно з ІЗГ (рис. 1) було однаковим у контрольних варіантах і дослідному варіанті до росту рослин, а після росту рослин показник зменшився на 32 % у дослідному варіанті.

Таблиця 6

Забруднення ВМ субстрату зі Стебницького хвостосховища
згідно із ґрунтово-екологічними принципами

Проба	Cd ²⁺		V ²⁺		Pb ²⁺		Cu ²⁺		Zn ²⁺		Zr ²⁺	Cr ³⁺		Ni ²⁺		Sr ²⁺		Mn ²⁺		Ti ⁴⁺	Fe ³⁺		
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Контроль	К	К	Б	Б	Б	Б	Б	Б	Б	Б	ПК	Б	Б	Б	Б	Б	3	Б	3	Б	К	К	К
К+	К	К	Б	Б	Б	Б	Б	Б	Б	Б	3	Б	Б	Б	Б	Б	Б	Б	3	Б	К	К	К
Дослід	К	К	Б	Б	Б	Б	Б	Б	Б	Б	3	Б	Б	Б	Б	ПК	3	Б	3	Б	К	К	К
Д+	К	К	Б	Б	Б	3	Б	Б	Б	Б	3	Б	Б	Б	Б	3	3	Б	3	Б	К	К	К

Примітки: 1 – щодо кларків валової форми у ґрунтах, 2 - валові форми у ґрунтах щодо ГДК, К – катастрофічна екологічна ситуація, Б – благополучна, ПК – передкризова, 3 – задовільна

Важкі метали під час надходження в організм верби поводять себе по-різному. Свинець, хром і мідь переважно нагромаджуються в коренях, а кадмій, нікель і цинк є більш мобільними та легко переміщуються в надземну частину [47]. Результати наших досліджень накопичення ВМ органами *S. viminalis* наведені у табл. 7. Серед досліджуваних ВМ найбільша кількість їх акумулювалась у коренях дослідних рослин, порівняно з іншими органами. У високій кількості акумулювалися молібден, мідь, манган і залізо, а також зріс вміст таких елементів як цирконій, хром і нікель щодо контролю. У стеблах верби підвищився вміст кадмію, молібдену, ванадію, свинцю, цирконію. Більшою мірою накопичувалися мідь (у 3 рази), стронцій (у 5 разів), титан і залізо (у 2 рази) щодо контролю. У листках рослин нагромаджувалися тільки молібден, цинк, цирконій, хром і титан. У роботі бельгійських науковців [45] представлено дані про сезонні коливання вмісту важких металів безпосередньо в біомасі рослин верби.

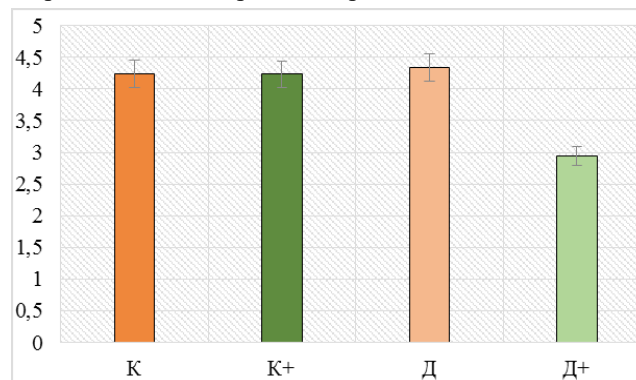


Рис. 1. Поліелементне нормування субстрату із Стебницького хвостосховища за оцінкою індексу забруднення ґрунту (ІЗГ): К – контроль, Д – дослід, К+ – контроль після росту рослин, Д+ – дослідний субстрат після росту рослин

Ступінь поглинання металів залежить від їхньої кількості, форми сполук, складу та властивостей ґрунту, виду рослин [3]. За швидкістю проникнення металів їх розподіляють таким чином: Cd>Pb>Zn>Cu>Mn>Fe, а за мобільністю в рослинах – Fe>Cu>Mn>Cd>Zn>Pb [7]. Найбільше ВМ накопичується у кореневій системі рослин, менше у стеблах і найменше – в репродуктивних органах. Ця закономірність зберігається і за збільшення концентрацій ВМ у ґрунті [11].

Надлишковий або токсичний рівень акумуляції міді, хрому та кадмію був у всіх органах рослин, свинцю – у листках контрольних рослин і стеблах дослідних рослин, цинку – в листках і стеблах двох варіантів, нікелю – в коренях дослідних рослин. Достатній або нормальний рівень акумуляції свинцю був у листках і коренях дослідних рослин *S. viminalis* та у стеблах і коренях контрольних рослин, цинку – в коренях двох варіантів рослин, нікелю – в листках і стеблах як контрольних, так і дослідних рослин.

Попередньо М.Л. Sander та Т. Ericsson (1998) показали збільшення концентрації цинку, міді, нікелю та кадмію у стеблах *S. viminalis*. В.П. Бессонова й І.А. Зайцева (2008) також відмітили зростання заліза, цинку, молібдену, міді та свинцю у листках цих рослин за умов техногенного забруднення різного походження. Було встановлено [47], що деревина рослин *S. viminalis* містила кадмію на порядок більше, ніж у ґрунті. Компартментизація ВМ саме у деревині дає змогу використовувати її для довготривалої ремедіації ґрунту.

Таблиця 7

Вміст ВМ у органах рослин *S. viminalis* на 30-ту добу росту, мг/кг

Проба	Sn ²⁺	Cd ²⁺	Mo ³⁺	V ²⁺	Pb ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Zr ²⁺	Cr ³⁺	Ni ²⁺	Sr ²⁺	Mn ²⁺	Ti ⁴⁺	Fe ³⁺	
Листки	К	20,2	19,4	9,4	7,7	20,1	70,5	250,3	370,4	10,3	9,2	6000	1000	200	3000
	Д	±1,4	±1,6	±1,3	±0,6	±1,0	±4,3	±21,3	±43,6	±0,9	±0,4	±47,6	±56,3	±46,2	±124,6
Стебла	К	9,2	19,3	20,3	7,4	10,2	70,4	400,2	380,2	80,3	7,1	1500	1000	500	3000
	Д	±0,9	±1,4	±1,8	±0,5	±0,9	±5,1	±45,6	±23,8	±1,2	±0,06	±89,6	±78,2	±64,3	±473,2
Корені	К	17,6	19,2	8,6	7,6	6,8	40,6	200,2	30,1	6,2	4,3	1000	400	400	2000
	Д	±1,2	±1,7	±0,9	±0,4	±0,6	±3,2	±58,7	±2,6	±0,3	±0,6	±67,8	±73,2	±21,3	±211,8
ГДК	К	9,4	19,7	6,5	10,4	6,2	40,3	70,6	150,6	15,6	4,4	3000	90	2000	30000
	Д	±1,1	±1,6	±0,6	±0,3	±0,6	±2,8	±8,1	±124,6	±0,8	±0,3	±43,7	±12,3	±28,7	±231,2
ГДК	К	9,7	19,2	70,1	10,3	6,4	100,7	70,2	200,3	20,4	30,1	1000	1000	1200	50000
	Д	±1,0	±1,3	±1,8	±0,8	±0,7	±8,4	±7,3	±48,7	±0,4	±0,8	±97,5	±36,8	±23,4	±652,3
ГДК		≤0,5		≤10	≤10	≤100		≤10	≤30						

Примітки: К – контроль, Д – дослід

Фітотоксичність цинку відмічається багатьма авторами, особливо на кислих ґрунтах [35]. Появу ознак токсичності цинку в рослин відмічають за його вмісту у тканинах 200–500 мкг/кг сухої речовини [53]. У листках дослідних рослин вміст елемента сягав 400 мг/кг, у контрольних рослин 250 мг/кг, у стеблах контрольних рослин 200 мг/кг, а у дослідних рослин – 330 мг/кг. Але в коренях контрольних і дослідних рослин вміст був лише 70 мг/кг, що не перевищує даних ГДК (100 мг/кг).

Під час дослідження впливу іонів кадмію та цинку на різні клони рослин верби було встановлено, що деякі клони толерантні до обидвох металів, інші – лише до одного. Толерантні клони нагромаджували ВМ у діапазоні від 1 до 72 % [42]. Помічено значне нагромадження кадмію у стеблах дослідних рослин *S. viminalis* на 43 % щодо контролю.

Кількість міді, яка надходить до рослини, залежить від виду, можливостей материнської породи, а також від забруднення довкілля [43]. Мідь відіграє важливу роль у функціонуванні рослинних ферментів. Вміст міді, нижчий, ніж 2 мг/кг, є несприятливим для більшості рослин [52]. Надлишок міді шкідливий, як і його нестача. Отруєння рослин трапляється в місцях постійної фумігації для потреб захисту рослин. Це особливо стосується кислих ґрунтів [43]. У наших дослідженнях вміст міді в органах рослин значно перевищував ГДК. У листках контрольних і дослідних рослин вміст елемента був у 7 разів більшим за ГДК, у стеблах і коренях контрольних рослин – у 4 рази. Значний вміст міді помічено у стеблах дослідних рослин, що у 12 разів перевищує дані ГДК, та в коренях дослідних рослин – у 10 разів.

Якщо необхідність нікелю для рослин до теперішнього часу є дискусійним питанням, то токсичність високих його концентрацій очевидна. Для різних видів рослин діапазон токсичних концентрацій нікелю варіює у широких межах, а концентрації від надлишкового й токсичного його рівня змінюються від 10 до 100 мг/кг ґрунту. У рослин верби за росту на субстраті хвостосховища помічено надлишковий вміст елемента у стеблах дослідних рослин. Найбільша його концентрація була в коренях і становила в середньому $30,1 \pm 0,8$ мг/кг сухої маси. Це перевищувало контрольні показники на 85,4 %. Проте ці дані не перевищували рівень ГДК. Різними авторами показано, що вміст нікелю в різних видах рослин становить від 0,1–1,0 [15] до 81,1 мг/кг за критичної концентрації 3,0 мг/кг [28]. ГДК нікелю для рослин встановлена в межах 20,0–30,0 мг/кг сухої речовини, фітотоксична концентрація – 80,0–100,0 мг/кг [54].

Для рослин нормальна концентрація свинцю лежить у межах від 0,1 до 5,0 мг/кг сухої речовини, критична – 10 мг/кг [28]. Вміст свинцю у стеблах рослин *S. viminalis* на 79,6 % перевищував контрольні показники.

Концентрація хрому в рослинах корелює із вмістом його розчинних форм у ґрунті. Незважаючи на високий вміст у ґрунті, доступність хрому для рослин невелика [27]. Найбільше хрому накопичено у листках дослідних рослин *S. viminalis*, що перевищувало контрольні показники у 8 разів. Загалом результати досліджень показали, що вміст деяких ВМ (цинк, хром, мідь, свинець, кадмій) у рослинній сировині перевищує ГДК, а це свідчить про високий рівень акумуляції іонів металів. Нормування поелементного забруднення ВМ, згідно з ґрунтово-екологічними принципами щодо ГДК у *S. viminalis*, висвітлено у табл. 8.

Таблиця 8

Валові форми ВМ щодо ГДК у рослинних органах *S. viminalis*
згідно із ґрунтово-екологічними принципами

Проба		Cd ²⁺	Pb ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Cr ³⁺	Ni ²⁺
Листки	Контроль	К	К	К	К	Кр	Б
	Дослід	К	Кр	К	К	К	Б
Стебла	Контроль	К	Пк	К	К	К	Б
	Дослід	К	К	К	К	К	Б
Корені	Контроль	К	Пк	К	К	Кр	Б
	Дослід	К	Пк	К	К	К	К

Примітки: Кр – кризова екологічна ситуація, К – катастрофічна, Б – благополучна, Пк – передкризова, З – задовільна

Підсумовуючи дані, можемо стверджувати, що рослини *S. viminalis* за росту на засоленому субстраті з хвостосховища м. Стебник у найбільшій кількості акумулювали молібден, на другому місці стронцій, на третьому хром, а на четвертому – цинк (табл. 9). Згідно зі шкалою І.А. Авессаламова та В.В. Добровольського [1, 13], до елементів сильного накопичення (КБН>1) рослин *S. viminalis*, за росту на субстраті з хвостосховища були станум, кадмій, молібден, свинець, мідь, цинк, цирконій, хром, нікель, стронцій і титан. Елементами слабого накопичення (КБН<1) були ванадій, манган і залізо.

Здатність рослин акумулювати у своїй біомасі значну кількість ВМ пов'язана зі значним вмістом специфічних клітин, здатних надійно пов'язувати ці елементи, послаблюючи тим самим їхню токсичну дію та зберігаючи можливість репродукції інших клітин рослин.

У польових умовах дослідження *S. viminalis* встановлено коефіцієнт акумуляції ВМ на рівні 3,4. Таке значення коефіцієнта акумуляції дає позитивний результат очищення за умов невисокого рівня забруднення ґрунту. За високих концентрацій ВМ для того, щоб повністю очистити ґрунт до допустимих норм із такою акумуляцією необхідно 77 років,

а це практично неможливо, оскільки продуктивний вік верби становить близько 30 років [36].

Таблиця 9

Коефіцієнт біологічного накопичення ВМ рослин *S. viminalis*, вирощених на забрудненому субстраті з хвостосховища м. Стебник (30-та доба росту)

Проба	Sn ²⁺	Cd ²⁺	Mo ³⁺	V ²⁺	Pb ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Zr ²⁺	Cr ³⁺	Ni ²⁺	Sr ²⁺	Mn ²⁺	Ti ⁴⁺	Fe ³⁺	
Листки	К	2,19	0,99	1,52	0,19	1,95	3,49	3,55	0,62	1,27	0,60	10,00	1,00	0,13	0,06
	Д	±0,65	±0,23	±0,09	±0,52	±0,95	±0,22	±1,00	±0,24	±0,02	±0,03	±0,56	±0,72	±0,43	±0,25
Стебла	К	0,98	1,01	3,16	0,18	0,66	2,31	5,70	1,81	7,75	0,70	1,00	0,25	0,06	
	Д	±0,23	±0,42	±0,22	±0,07	±0,02	±1,01	±0,75	±0,24	±0,05	±0,15	±0,67	±0,34	±0,04	±0,45
Корені	К	1,03	0,98	1,39	0,19	0,66	2,01	2,84	0,05	0,76	0,28	1,67	0,40	0,25	0,04
	Д	±0,25	±0,45	±0,65	±0,01	±0,23	±0,98	±0,23	±0,01	±0,34	±0,07	±2,02	0±0,24	±0,53	±0,56
Корені	К	1,89	1,76	2,07	0,34	2,17	3,69	4,71	0,38	1,68	1,21	5,00	0,67	0,40	0,08
	Д	±0,33	±0,19	±0,09	±0,06	±0,57	±0,05	±0,41	±0,23	±0,57	±0,34	±0,85	±0,65	±0,22	±0,02
Корені	К	1,02	1,00	1,05	0,26	0,60	1,99	1,00	1,75	1,92	0,29	5,00	0,09	1,25	0,60
	Д	±0,80	±0,57	±0,25	±0,02	±0,06	±0,19	±0,04	±0,13	±0,24	±0,12	±0,12	±0,01	±0,32	±0,22
	Д	±0,90	±0,72	±0,43	±0,04	±0,42	±0,07	±0,64	±0,82	±0,67	±0,06	±0,18	±0,20	±0,35	

Примітки: К – контроль, Д – дослід

На підставі отриманих даних про коефіцієнти біологічного накопичення для кількісного вираження загальної здатності рослинності до концентрації ВМ розраховано показник біогеохімічної активності (БХА) досліджуваних рослин. БХА, що характеризує інтенсивність поглинання елементів рослинами, становить 5–10 [10]. Чим вищі значення цього показника, тим більшим техногенним навантаженням характеризується територія. Оцінювання якості рослин за впливу ВМ тісно пов'язане з оцінюванням фізіолого-генетичних механізмів їхньої стійкості до ВМ [21].

Отримані значення показника БХА наведено на рис. 2. Найменший показник біогеохімічної активності мали стебла та корені контрольних рослин, на 52,68 % та 35,08 % відповідно щодо дослідних стебел і коренів. Решта варіантів мали вищі показники і були рівними. Слід звернути увагу, що дані мають вищі значення, ніж 5–10, а це свідчить про те, що територія Стебницького хвостосховища характеризується техногенним навантаженням.

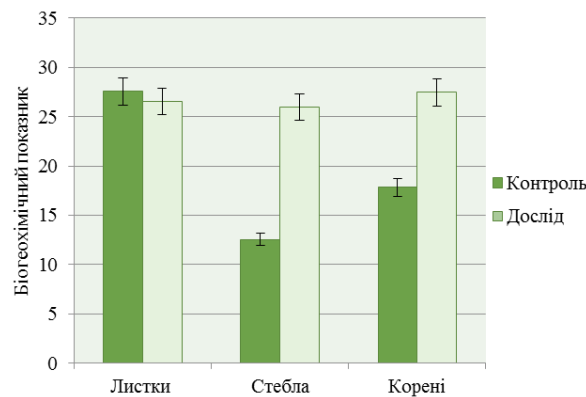


Рис. 2. Показник біогеохімічної активності рослин *S. viminalis* за росту на субстраті з хвостосховища м. Стебник

Кінцевий результат вирощування верби – біопаливо. Єдиного Європейського стандарту на тверде паливо з біомаси немає, тому ми у своїй роботі орієнтувалися на вимоги

німецького стандарту DIN 51731. Стандарт DIN 51731 регламентує вміст мікроелементів і ВМ. Стандартом регламентовано лише вміст свинцю (менш ніж 10 мг/кг), міді (менш ніж 5 мг/кг), хрому (менш ніж 8 мг/кг), нікелю (менш ніж 10 мг/кг), цинку (менш ніж 100 мг/кг) і кадмію (менш ніж 0,5 мг/кг). Вміст мангану та заліза стандартом не регламентовано.

Деякі наші показники виходили за ці норми. Вміст свинцю у стеблах дослідних рослин становив $33,4 \pm 1,4$ мг/кг. Це у 3,34 разу більше щодо стандарту. Вміст міді був перевищений у контролі на 87,68 % ($40,6 \pm 3,2$ мг/кг) і досліді на 95,85 % ($120,5 \pm 6,9$ мг/кг). Вміст хрому в дослідних рослинах дорівнював $17,4 \pm 0,6$ мг/кг і перевищував дані на 54 % щодо стандарту. Вміст нікелю в дослідному варіанті – $12,2 \pm 0,7$ мг/кг, що на 18 % більше стандарту. Контрольні показники вмісту свинцю були більші на 97,39 % ($19,2 \pm 1,7$ мг/кг), а дослідні – на 98,52 % ($33,7 \pm 1,7$ мг/кг) щодо стандарту. Дані щодо вмісту цинку в контрольних і дослідних стеблах рослин не перевищували стандарт.

Про фіторе mediaційні властивості *S. viminalis* на даному етапі дослідження говорити ще рано, але, незважаючи на підвищені концентрації ВМ (кадмію, свинцю, міді, цинку, хрому), ця культура проявила високу стійкість до умов вирощування.

Аналіз вмісту важких металів у субстратах є репрезентативним показником екологічного стану території. У субстраті було виявлено перевищення ГДК кадмію, заліза та стронцію. Дослідженням виявлено поліелементне забруднення на території Стебницького хвостосховища, яке було однаковим у контролі та досліді до росту рослин, після росту рослин показник забруднення зменшувався. Збільшення вмісту важких металів у ґрунті призводить до підвищення їхньої концентрації в рослинах. Найбільшу їхню кількість акумулювали стебла дослідних рослин, порівняно з іншими органами. Елементами сильного накопичення рослин *S. viminalis* за росту на субстраті з хвостосховища були станум, кадмій, молібден, свинець, мідь, цинк, цирконій, хром, нікель, стронцій і титан. Елементами слабого накопичення були ванадій, манган і залізо. Дослідження біогеохімічної активності рослин виявили, що вони мають високу здатність накопичувати важкі метали. Це дає змогу рекомендувати дані рослини для фіторе mediaції ґрунтів, забруднених ВМ.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Авессаламов И. А. Геохимические показатели при изучении ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1987. 108 с.
2. Александрова Э. А., Гайдукова Э. А., Кошеленко Н. А. и др. Тяжелые металлы в почвах и растениях и их аналитический контроль. Краснодар, 2001. 167 с.
3. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат. Ленингр. отд. 1987. 142 с.
4. Бессонова В. П. Влияние тяжелых металлов на фотосинтез. Днепропетровск: ДДАУ, 2006. 208 с.
5. Блінова Н. К., Мохонько В. І., Саломахіна С. О., Суворін О. В. Екологічна стандартизація і сертифікація: навч. посіб. Луганськ: Вид-во СНУ ім. В. Даля, 2009. 124 с.
6. Богданов Н. А. Метод оценки состояния земель по индексу загрязнения почв // Астрахан. вестн. экол. образования. 2013. № 1(23). С. 102–112.
7. Буожис Г. О. Екотоксикологічна оцінка фосфоритів місцевих родовищ України при використанні їх як добрив: автореф. дис. ... канд. с.-г. наук. К., 1999. 18 с.
8. Вальков В. Ф., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Экология почв. Ч. 3. Загрязнение почв. Ростов-на-Дону: УПЛ РГУ, 2004. 54 с.
9. Войткевич Г. В., Мирошников А. Е., Поваренных А. С., Прохоров В. Г. Краткий справочник по геохимии. М.: Недра, 1970. 280 с.

10. *Войтюк Ю. Ю.* Поглинання важких металів із ґрунту рослинністю зони техногенезу // Вісн. Дніпропетр. ун-ту. Сер. геол., геогр. 2016. № 24 (2). С. 11–17. Doi: 10.15421/111626
11. *Городній М. М., Бикін А. В., Нагаєвська Л. М.* Агрохімія: підручник. К.: Альфа, 2003. 786 с.
12. ГОСТ 17.4.1.02-83 [Електронний ресурс] / Охрана природы. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения / М.: Стандартинформ, 2008. <http://vs-egost.com/Catalog/21/21047.shtml>
13. *Добровольский В. В.* Основы биогеохимии: учеб. пособ. М., 1998. 413 с.
14. *Єгорова Т. М.* Фоновий вміст важких металів та його екологічна інформативність у ґрунтах ландшафтів зони українського Полісся // Агрохімія і ґрунтознавство. 2014. № 81. С. 65–72.
15. *Ильин В. Б.* Элементарный химический состав растений. Новосибирск: Наука, 1985. 129 с.
16. *Кирпичников Н. А., Черных Н. А., Черных И. Н.* Влияние антропогенных факторов на распределение тяжелых металлов в почвах ландшафтов юга Московской области // Агрохимия. 1993. № 2. С. 93–101.
17. *Клос В. Р., Бірке М., Жовинський Е. Я.* та ін. Регіональні геохімічні дослідження ґрунтів України в рамках міжнародного проекту з геохімічного картування сільськогосподарських та пасовищних земель Європи (GEMAS) // Пошукова та екологічна геохімія. К.: ІГФМ. 2012. № 1. С. 51–67.
18. *Кузьменко Е. Д., Багрій С. М.* Про доцільність дослідження карсту на родовищах калійної та кам'яної солі електричними методами // Геодинаміка. 2011. № 2 (11). С. 134–137.
19. *Маланчук З. Р., Маланчук Є. З., Корнієнко В. Я.* Дослідження особливостей процесу розподілу важких металів в техногенних розсипах при гідровидобутку // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2017. №1/10. С. 45–51.
20. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами. М.: Гидрометеиздат, 1981. 70 с.
21. *Минкина Т. М., Мотузова Г. В., Мирошниченко Н. Н.* и др. Накопление и распределение тяжелых металлов в растениях зоны техногенеза // Агрохимия. 2013. № 9. С. 65–75.
22. *Орлов Д. С., Садовникова Л. К., Лозановская И. Н.* Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высш. школа, 2002. 334 с.
23. *Ревага О.* Індукція хромосомних аберацій рідкими відходами виробництва стебницького ДГХП «Полімінерал» у *Allium* -тесті // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол. 2006. Вип. 41. С. 46–53.
24. *Саєт Ю. Е.* Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
25. *Снакин В. В.* Химическое загрязнение почв и возможность его нормирования // Теоретические основы охраны почв. М.: Институт охраны природы, 1992. С. 17–21.
26. *Созінова О. О., Прістера Б. С.* Методика суцільного ґрунтово-агрохімічного моніторингу сільськогосподарських угідь України. К., 1994. 162 с.
27. *Сплодитель А. О.* Ландшафтознавче обґрунтування оптимізації діяльності національних природних парків України (на прикладі національних природних парків «Нижньосульський» та «Олешківські піски»): дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.11. К., 2017. 495 с.
28. *Тарабрин В. П.* Физиология устойчивости древесных растений в условиях загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами // Микроэлементы в окружающей среде. К.: Наук. думка, 1980. 17 с.

29. Холодна А. С. Ґрунтові чинники заплавлених ґрунтів, які лімітують зростання енергетичних культур // *Gruntoznavstvo* 17. 2016. № 3–4. С. 43–49. DOI: 10.15421/041612
30. Цветкова Н. М., Пахомов О. Є., Сердюк С. М., Якуба М. С. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Ґрунти. Метали у ґрунтах. Дніпропетровськ: Ліра, 2016. 180 с.
31. Яковичина Т. Ф. Нормування поелементного та поліелементного забруднення ґрунту важкими металами за допомогою ГДК // *Строительство. Материаловедение. Машиностроение. Серия: Создание высокотехнологических экокомплексов в Украине на основе концепции сбалансированного (устойчивого) развития*. 2016. № 87. С. 152–158.
32. Adler A. Accumulation of elements in *Salix* and other species used in vegetation filters with focus on wood fuel quality: Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 2007. P. 34.
33. Atanassov I. Background values for heavy metals, PAHs and PCBs in the soils of Bulgaria // *Assessment of the Quality of Contaminated Soils and Sites in Central and Eastern European Countries (CEEC) and New Independent States (NIS)*. Sofia: GorexPress, 2002. P. 83–103.
34. Bowen H. J. M. *Environment Chemistry of the Elements* // London; New-York; Toronto; Sydney; San-Francisco: Academic Press, 1979. 250 p.
35. Fernández S., Poschenrieder C., Marcenò C. et al. Phytoremediation capability of native plant species living on Pb-Zn and Hg-As mining wastes in the Cantabrian range, north of Spain // *J. Geochemical Exploration*. 2017. N 174. P. 10–20. doi: 10.1016/j.gexplo.2016.05.015
36. Greger M. Use of Willow in Phytoextraction // *Int. J. Phytoremediat.* 1999. Vol. 1. N 2. P. 115–123.
37. Hammer D., Kayser A., Keller C. Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials // *Soil Use and Management*. 2003. Vol. 19. N 3. P. 187–192.
38. Hegedus R., Kosaros T., Gal D. et al. Potential phytoremediation function of energy plants (*Tamarix tetrandra* pall and *Salix viminalis*) in effluent treatment of an intensive fish farming system using geothermal water // *Agriculture and Environment*. 2009. N 1. P. 31–37.
39. Hermle S., Günthardt-Goerg M. S., Schulin R. Effects of metal contaminated soil on the performance of young trees growing in model ecosystems under field conditions // *Environ. Pollut.* 2006. N 144. P. 703–714. doi: 10.1016/j.envpol.2005.12.040
40. Jama-Rodzeńska A., Nowak W. Nickel and lead uptake by willows (*Salix viminalis* L.) // *Polish J. Agronomy*. 2012. N 11. P. 29–33.
41. Klang-Westin E., Eriksson J. Potential of *Salix* as phytoextractor for Cd on moderately contaminated soils // *Plant and Soil*. 2003. Vol. 249. N 1. P. 127–137.
42. Landberg T., Greger M. Differences in uptake and tolerance to heavy metals in *Salix* from unpolluted and polluted areas // *Applied Geochemistry*. 1996. Vol. 11. N 1–2. P. 175–180.
43. Litynski T., Jurkowska H. *Zyznosc gleby I odzywanie sie roslin* // Warszawa: PWN, 1982. 643 s.
44. Meers E., Lamsal S., Vervaeke P., Hopgood M. et al. Availability of heavy metals for uptake by *Salix viminalis* on a moderately contaminated dredged sediment disposal site // *Environmental Pollution*. 2005. Vol. 137. N 2. P. 354–364.
45. Mertens J., Vervaeke P., Meer E., Tack F. M. G. Seasonal changes of metals in willow (*Salix* sp.) stands for phytoremediation on dredged sediment // *Environ. Sci. Technol.* 2006. Vol. 40(6). P. 1962–1968.
46. Mitton F. M., Gonzalez M., Peña A., Miglioranza K. S. B. Effects of amendments on soil availability and phytoremediation potential of aged p,p'-DDT, p,p'-DDE and p,p'-DDD residues by willow plants (*Salix* sp.) // *J. Hazard. Mater.* 2012. N 203–204. P. 62–68.

47. Mleczek M., Łukaszewski M., Kaczmarek Z. et al. Efficiency of selected heavy metals accumulation by *Salix viminalis* roots // Environ. Exp. Bot. 2009. Vol. 65. N 1. P. 48–53.
48. Mleczek M., Rutkowski P., Rissmann I. et al. Biomass productivity and phytoremediation potential of *Salix alba* and *Salix viminalis* // Biomass and Bioenergy. 2010. Vol. 34. N 9. P. 1410–1418.
49. Mundala P., Szwalec A., Kędzior R. Accumulation of selected heavy metals in willow shoots (*Salix viminalis* L.) cultivated in the neighbourhood of a coal ash and slag landfill // Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. №3/1, Polish Academy of Sciences, Cracow Branch. 2017. P. 1043–1051. DOI: <http://dx.medra.org/10.14597/infraeco.2017.3.1.080>
50. Nylund E. Cadmium uptake in willow (*Salix viminalis* L.) and spring wheat (*Triticum aestivum* L.) in relation to plant growth and Cd concentration in soil solution. 2005. P. 33. ISSN 1651-7210.
51. Pavlychenko A. The investigation of rock dumps influence to the levels of heavy metals contamination of soil // Mining of Mineral Deposits. Leiden, The Netherlands: CRC Press, Balkema, 2013. P. 237–238.
52. Pietrzykowski M., Socha J., van Doorn N. S. Linking heavy metal bioavailability (Cd, Cu, Zn and Pb) in Scots pine needles to soil properties in reclaimed mine areas // Sci. Total Environ. 2014. Feb 1; 470. P. 501–510.
53. Prasad M. N. V., Hagemeyer J. Heavy Metal Stress in Plants. From Molecules to Ecosystems. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg. 1999. DOI: 10.1007/978-3-662-07745-0
54. Lübben S., Sauerbeck D. The uptake and distribution of heavy metals by spring wheat // Water Air and Soil Pollution. 1991. N 57–58(1). P. 239–247. DOI: 10.1007/BF00282887
55. Watson C., Pulford I. D., Riddell-Black D. Development of a hydroponic screening technique to assess heavy metal resistance in willow (*Salix*) // Int. J. Phytoremediat. 2003. N 5(4). P. 333–349.

Стаття надійшла до редакції 03.05.19

доопрацьована 26.09.19

прийнята до друку 14.11.19

ACCUMULATION OF HEAVY METALS BY *SALIX VIMINALIS* PLANTS UNDER GROWING AT THE SUBSTRATE FROM STEBNYK TAILINGS

A. Fetsiukh, L. Bunio, O. Patsula, O. Terek

*Ivan Franko National University of Lviv
4, Hrushevskyyi St., Lviv 79005, Ukraine
e-mail: anastasiia.fetsiukh@lnu.edu.ua*

On the northeastern outskirts of Stebnyk region is a tailing dump which contain 22 million t of waste, including heavy metals (HM). The waste causes salinization of groundwater, reservoirs and surrounding areas. The article considers the issue of contamination chemical elements of different hazard class at the Stebnyk tailing. The content of heavy metals in substrates before and after 30 days of grows *Salix viminalis* L. plants growth was determined. The excess of cadmium, strontium and ferrum content relativeto the MPC is shown. Excessing of the clark was observed in lead, copper, zinc, zirconium (only in control), strontium and manganese. *S. viminalis* plants growth affected the content of some HMs in substrates. Significant reduction of the content of ferrum in the experimental substrate

was noticed, compared with the initial content (before planting). The highest coefficient of concentration was in cadmium and molybdenum. For such elements as cadmium and iron in the substrate from experimental and control sites, the data exceeded 1. By the total pollution index, the substrate from Stebnyk's tailing is classified as the third category of pollution according to the content of the HMs.

The highest amount of HMs was accumulated in the roots of plants, compared with other plants organs. *S. viminalis* plants in the largest number accumulated molybdenum, strontium, chromium and zinc. Studies on the biogeochemical activity of plants have shown that they have a high ability to accumulate heavy metals. The smallest index had the stems and roots of control plants relative to the experiment. It should be noted that the data of biogeochemical activity was higher than 5–10, which indicates that the territory of Stebnyk's tailing is characterized by technogenic load. Despite the high concentrations of HMs, *S. viminalis* plants ostended high resistance to growing conditions.

Keywords: heavy metals, *Salix viminalis* L., biological accumulation coefficient, pollution, toxicity