

ВНУТРІШНЬОВИДОВА МІНЛИВІСТЬ МЕТАЛОСТІЙКОСТІ НАСІННЄВОГО ПОТОМСТВА *TARAXACUM OFFICINALE* WIGG. S.L.

МАДАНИ М.М. – кандидат технічних наук, доцент
orcid.org/0000-0001-9386-7364
Одеський національний технологічний університет

Постановка проблеми. Забруднення навколишнього середовища приводить до негативного впливу на рослини, змінює їх стійкість. У спектрі забруднюючих речовин міського середовища значне місце посідають важкі метали (ВМ) [1].

Дослідження різних урбоєкосистем показують [1-3], що для ефективного управління якістю міського середовища необхідно мати достатню інформацію про еколого-фізіологічний стан міських фітоценозів, що дозволяє оцінити функціональний внесок кожного виду в зміну якості середовища в напрямку її поліпшення. В процесі дослідження ценопопуляції *Taraxacum officinale* Wigg. s.l. на техногенно трансформованих територіях виникає питання, що лежить в основі їх тривалого функціонування, яке проявляється у стабільності таких популяційних параметрів, як чисельність, щільність та віковий склад? Можливо, має місце певна корекція фізіологічних параметрів, пов'язаних із стійкістю до надлишку ВМ та відбір за ознакою металостійкості. У зв'язку з цим оцінка внутрішньовидової мінливості металостійкості насінневого потомства *Taraxacum officinale* Wigg. s.l. набуває важливого значення.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Здатність рослинних популяцій підтримувати чисельність при забрудненні довкілля важкими металами (ВМ) широко відома [1-4]. Незважаючи на те, що тривалість функціонування промислових підприємств, як жерел забруднення навколишнього середовища, зневажливо мала порівняно з еволюційними масштабами часу, результати досліджень цієї проблеми свідчать про адаптацію рослин до антропогенної трансформації довкілля [5, 6]. В основі такої адаптації лежить зниження проникності кореневого бар'єру при надходженні токсикантів до рослинного організму [7, 8], збільшення фертильності, плодючості тощо. Багато робіт [9-11] присвячені пошуку різниці між фоновими та металостійкими популяціями та перевірки гіпотези про те, що забруднення може призводити до морфологічної або фізіологічної диференціації за рахунок репродуктивної ізоляції. Однак мало праць, у яких порівнюють шляхи адаптації внутрішньовидових форм [10, 12], що свідчило б про можливі мікроеволюційні процеси у ценопопуляціях при екстремальних умовах середовища. У зв'язку з цим вивчення особливостей внутрішньовидової мінливості металостійкості насінневого потомства *Taraxacum officinale* Wigg. s.l. в умовах екологічного стресу є дуже актуальним.

Мета дослідження – на основі аналізу залежностей «доза-ефект» виявити відмінності між морфологічними формами та ценопопуляціями кульбаби за реакцією на концентрації сульфату міді, що пригнічують ріст коре-

нів на 10, 50 і 90% (ЕС_x). Обговорюються дві гіпотези: 1) в градієнті техногенної трансформації відбувається збільшення металостійкості (тобто збільшення ЕС_x); 2) металостійкість відрізняється між морфологічними формами *T. officinale*. Друга гіпотеза заснована на тому, що співвідношення чисельності форм кульбаби в межах досліджуваних ценопопуляцій різняться між техногенно трансформованими та фоновими середовищами існування.

Матеріали та методи досліджень

Об'єкт дослідження. Як модельний вид розглянута кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* Wigg. s.l.), родина Asteraceae Dumort. (Compositae Giseke). За типом статевого розмноження – факультативно-апоміктні, триплоїдні. Як рудеральний вид, відрізняється високою насінневою продуктивністю і життєздатністю потомства. Вивчені ценопопуляції представлені двома морфологічними формами: кульбабами Дальшtedта (*T. off. f. dahlstedtii* Lindb. fil.) і гребінчастоподібними (*T. off. f. pectinatiforme* Lindb. fil.).

Характеристика ділянок дослідження. Насінневий матеріал зібраний у зоні аерогенних викидів промислових підприємств м. Одеси. Ценопопуляції ростуть на ділянках, що представляють градієнт техногенної трансформації та відрізняються рядом фізико-хімічних параметрів ґрунтів, у тому числі вмістом рухомих форм ВМ [16]. Хімічний склад ґрунтів вивчався відповідно до сертифікованих методик аналізу. На основі концентрацій важких металів у ґрунтах та розрахункового індексу забруднення (сумарного коефіцієнта концентрації Z, вираженого в одиницях відносно фонових значень) виділено зони техногенного навантаження з досліджуваними ділянками, розташованими в їх межах: фонові (діл. **F**: Z = 1,0 відн. од.), буферні (діл. **B**: Z = 6,2 відн. од.) та імпактні (діл. **I**: Z = 22,8 відн. од.). Назви зон дано відповідно до номенклатури ЮНЕП [13].

За ландшафтними та ґрунтовими умовами ділянка **F** відноситься до агроземів, розташованих в агроландшафтах з агродерново-підзолистими ґрунтами (віком понад 20 років), характеризується середньою родючістю, низькою і середньою забезпеченістю рухомими сполуками фосфору та калію, вміст легкогідролізованого азоту в агроземах середній і низький. Техноземи (ділянки **B**, **I**) розташовуються в антропогенних ландшафтах. Насиченість ґрунтів основами висока, в обмінному комплексі переважає кальцій. Доступність обмінних форм фосфору та калію висока і дуже висока, забезпеченість азотом при слаборозвиненій дернині низька, за наявності дернини – висока.

Синтаксономічна характеристика угруповань: **F** – безрангова спільнота *Elytrigia repens* [*Stellarietea mediae/Molinio-Arrhenatheretea*]; **B** – безрангова спільнота *Trifolium pratense-Festuca pratensis* [*Arrhenatheretalia*]; **I** – безрангова спільнота *Tussilago farfara-Calamagrostis arundinacea* [*Dauco-Melilotion/Agropyron repentis*]. Трав'яні угруповання серійні. Видове багатство (шт.) угруповань: **F** – 25, **B** – 47, **I** – 42. Сумарне проективне покриття (%) видів: **F** – 103,1, **B** – 148,4, **I** – 82,9. За флористичним складом співтовариство ділянки **B** відноситься до лугової стадії, угруповання **I** відносяться до злакової стадії сукцесії. Відмінності у видовому багатстві та покритті угруповань досліджуваних ділянок, мабуть, пов'язані не тільки з сукцесійним віком, але і з несприятливими едафічними умовами. Таким чином, досліджувані ценопопуляції ростуть на територіях, що відрізняються за едафічними та фітоценотичними умовами.

Оцінка металостійкості. Насіння зібране у червні 2022 р. з 20 рослин кожної морфологічної форми кульбаби, що росте у межах досліджуваних ценопопуляцій (всього 120 рослин). Пророщування сім'янок проводилося після латентного періоду в рулонній культурі [14] з 8-го місяця після збору насіння. Досліди проводили в ємностях (50 мл) з розчинами сульфату міді при температурі 22-24°C та освітленні люмінесцентними лампами протягом 12 год.

У зв'язку з великим обсягом робота розділена на два експерименти (березень та травень 2023 р.): у першому брало участь 5 родин кожної форми та ценопопуляції (всього 30) – при цьому кожен варіант впливу (родина × концентрація сульфату міді) представлений однією ємністю із 40 сім'янками; у другому – по п'ять родин кожної форми та ценопопуляції (всього 30). Кожен варіант представлений трьома ємностями із 15 сім'янками. Дев'ять родин були включені в обидва експерименти (для оцінки можливої систематичної помилки).

Як контрольний розчин використовували 5×10^{-4} М $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 + 1 \times 10^{-3}$ М KCl , на якому все потомство культивувалося перші сім днів, після чого вимірювалася максимальна довжина кореня. Потім усі рослини були переведені на контрольні та дослідні розчини. Дослідні розчини готували з додаванням CuSO_4 в концентраціях: 0,08; 0,10; 0,13; 0,18; 0,26; 0,31; 0,34; 0,45; 0,51 мг/л. Через 10 днів вирощування для кожного саджанця була виміряна максимальна довжина кореня. Як результуючий параметр застосовувався приріст кореня за 10 днів. Усього було досліджено 2539 проростків.

Статистичний аналіз виконано в пакетах JMP 10.0.0 (SAS Institute Inc., USA, 2012) та STATISTICA 8.0 (StatSoft Inc., USA, 2007). Оскільки будь-яка математична модель є наближенням реального біологічного процесу, один і той же набір даних може бути однаково добре апроксимований різними моделями, кожна з яких здатна описати різні ділянки діапазону концентрації токсикантів. В результаті еталоном в сучасній токсикології став багатомодельний підхід, в якому використовують кілька конкуруючих моделей, чітко оцінюючи їх відповідність вихідним даним, наприклад, використовуючи інформаційний критерій Акайке (AIC). На підставі токсиметричних параметрів, розрахованих за допомогою

кожної моделі, визначалося середнє значення цих параметрів з урахуванням доброякісності (goodness) кожного з них. Використання тільки однієї моделі для опису різних наборів даних може бути помилковим, так як форма залежності «доза-наслідок» зазвичай індивідуальна.

У нашому випадку залежність приросту кореня від концентрації сульфату міді для кожної родини апроксимували наступними функціями: моделі Вейбулла з різними формами асиметрії, логнормальна модель, моделі Цедергрін-Ріца-Штрайбіга, модель Брейна-Козенса та модель експоненціального загасання [15] з використанням пакету drc v.2.2-1 [16]. Нижня межа росту коренів дорівнювала нулю. Відповідь кожної моделі вихідним даним оцінювали за допомогою інформаційного критерію AIC, який трансформований в AIC-вагомість, інтерпретований як ймовірність того, що модель є найкращою з усього набору досліджень [17].

Згідно з результатами моделювання, в список кращих для 42 родин увійшли особливі випадки моделі Цедергрін-Ріца-Штрайбіга, модель експоненційного згасання, а також моделі Вейбулла з різними формами асиметрії. Для семи родин успішна апроксимація залежності була можлива лише за допомогою лінійної моделі. На основі кожної з моделей для родини розраховували EC_{10} , EC_{50} та EC_{90} (приклад на рис. 1), потім їх усереднювали для окремої родини з урахуванням AIC-вагомості використаних моделей. Оскільки в кожну вибірку EC_x увійшло 9-10 родин, що недостатньо для використання методів параметричного аналізу, то EC_x різних форм і ценопопуляцій кульбаби порівнювали за допомогою тесту Манна-Уїтні з контролем ймовірності помилкових відхилень FDR в тестах множинних гіпотез.

Результати досліджень. Стабільне існування *Taraxacum officinale* Wigg. s.l. на досліджуваних ділянках свідчить про її достатню насінневу продуктивність у всіх ценопопуляціях, що дозволяє підтримувати необхідну різноманітність виду. Середня багаторічна щільність цього виду оцінена за кількістю особин на 0,25 м², у ценопопуляціях варіює: **F** – від 14,22 ± 1,87 до 44,67 ± 5,77; **B** – від 13,67 ± 1,94 до 85,89 ± 17,1; **I** – від 11,44 ± 2,88 до 56,78 ± 4,52. Незалежно від рівня забруднення, протягом тривалого періоду ценопопуляції характеризуються як молоді нормальні. Циклічні зміни вікового складу, як правило, не супроводжуються переходом ценопопуляцій з одного класу в інший і мають характер коливань.

Лише в окремі роки спостерігалися флуктуаційні коливання вікового складу, що призводять до переходу ценопопуляцій із класу молодняка до класу зрілих. Сійке переважання молодих онтогенетичних груп і збереження онтогенетичних спектрів, близьких до базового, незалежно від рівня техногенної трансформації ґрунтів, свідчить про високу стійкість онтогенетичної структури ценопопуляцій як до різних едафічних умов, так і до погодних факторів.

У структурі всіх ценопопуляцій форма *T. off. f. dahlstedtii* більш численна. У градієнті зміни якості середовища відбувається зменшення її частки: **F** – 84,3 ± 1,2 %; **B** – 70,7 ± 3,0 %; **I** – 62,5 ± 3,7 %. Морфологічні форми різняться за рівнями накопичення ВМ, зокрема міді (табл. 1).

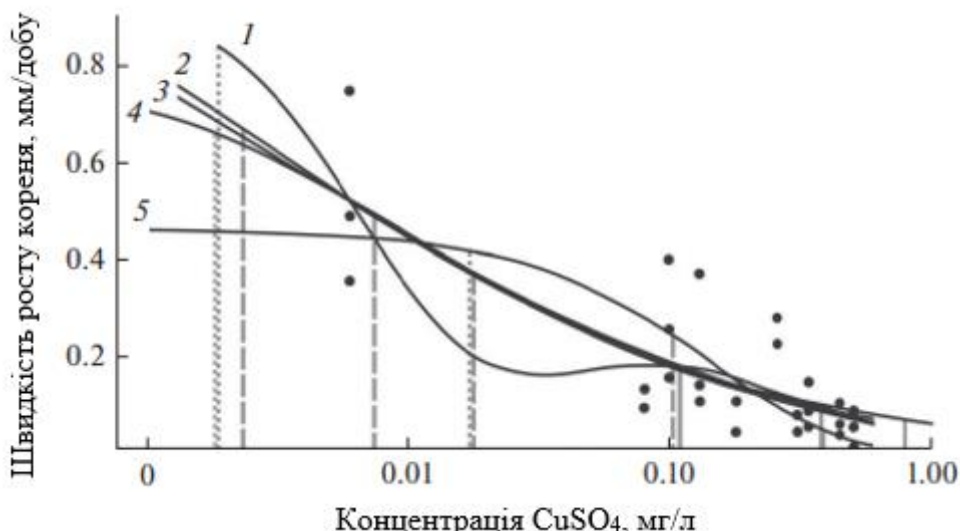


Рис. 1. Приклад взаємозв'язку «ріст коренів – концентрація сульфату міді» та його апроксимація моделями (1 – Цедергрін-Ріца-Штрайбіга, 2 – лінійна, 3 – Вейбулла I, 4 – Вейбулла II, 5 – експоненціальне згасання) для однієї з родин *T. officinale*. На вісь X спроектовані EC_{10} (пунктирна лінія), EC_{50} (штрихова лінія) та EC_{90} (суцільна лінія), одержані за допомогою різних моделей

Таблиця 1

Вміст міді у ґрунті та органах *T. officinale f. dahlstedtii* (1) та *f. pectinatiforme* (2), мкг/г

Форма	Ділянка		
	фонова	буферна	імпактна
	46°28'44.5" пн. ш. 30°45'04.4" сх. д.	46°26'40.1" пн. ш. 30°43'26.7" сх. д.	46°34'35.9" пн. ш. 30°47' 33,1" сх. д.
	ґрунт, мкг/г		
Cu ²⁺	12,6 ± 0,9	101,6 ± 11,13	951,49 ± 236,10
	Коріння (n = 20)		
1	20,04 ± 1,86	29,54 ± 0,64	95,02 ± 6,25
2	15,23 ± 1,41	25,11 ± 0,54	190,04 ± 2,80
	Листя (n = 20)		
1	13,2 ± 1,71 (0,65)	11,3 ± 1,41 (0,38)	46,34 ± 1,43 (0,49)
2	11,3 ± 2,62 (0,74)	10,9 ± 3,14 (0,43)	83,62 ± 1,23 (0,44)
	Сім'янки (n = 10)		
1	20,66 ± 0,67	-	20,65 ± 1,45
2	20,12 ± 1,19	-	20,44 ± 1,11

Примітка: Наведено середні значення та стандартні похибки середньоарифметичної концентрації металів у ґрунті та органах *T. officinale*; у дужках – коефіцієнти переходу; n – кількість зразків, проаналізованих для кожної морфологічної форми кульбаби в межах ділянки.

Хоча концентрації іонів міді в підземних і надземних органах *T. officinale* не є максимальними для даного виду, але їх можна співставити з концентраціями в рослинах із середовищ існування, забруднених викидами транспортних засобів [18-21]. При вивченні внутрішньовидової диференціації рослин за накопичувальними особливостями встановлено, що при низьких концентраціях міді в ґрунті (0-100 мкг/г) її вміст у коренях у досліджуваних форм кульбаби статистично значущо не відрізняється. За високого вмісту міді у ґрунті (понад 100 мкг/г) даний показник значно вище у *f. pectinatiforme* ($p < 0,05$) як у корінні, так і в листі.

Відмінності в накопиченні ВМ рослинами у градієнті техногенно трансформованого середовища відо-

бражують реакцію популяційної системи загалом на зміни якості середовища існування. Оскільки досліджувані ділянки відрізняються рівнем ВМ у ґрунтах, залишається відкритим питання чи існує відбір насіння за металорезистентністю?

Раніше (2015-2016 рр.) у тій самій зоні на аналогічних ділянках з різним рівнем забруднення ґрунтів ВМ, були досліджені показники життєздатності і металостійкості насінневого потомства *Taraxacum officinale* Wigg. s.l. Методом кореневого тесту в рулонній культурі при одній, підібраній в попередньому експерименті дозі $CuSO_4$ (100 мг/л) у водному розчині були виявлені статистично значущі відмінності в довжині коренів проростків у морфологічних форм цього виду,

що ростуть у градієнті забруднення ґрунтів металами. Проте коректніша оцінка металостійкості рослин можлива при експериментальному дослідженні залежності «доза-наслідок» методом кореневого тесту проростків при широкому діапазоні концентрацій металів [6, 22, 23]. Цей метод дозволяє оцінити гетерогенність насінневого потомства за часткою металорезистентних насінин у потомстві.

На прикладі 9 родин показано відсутність систематичної похибки оцінки ефективних концентрацій, яка могла бути викликана можливими відмінностями між умовами різних експериментів (непараметричний критерій символів: $Z = 0,76$; $p = 0,44$). Зі збільшенням концентрації сульфату міді до максимуму, кількість проростків, що вижили, не змінювалося. Середні значення однойменних ефективних концентрацій обох форм *T. officinale* не відрізнялися між різними за рівнем трансформації ділянками ($p > 0,91$; рис. 2). Це свідчить про те, що навіть на максимально забрудненій ділянці насінневе потомство рослин не має підвищеної стійкості до надлишку міді. Цьому відповідає рівний рівень накопичення міді сім'янками на фоновій та імпактній ділянках у обох форм *T. officinale* (див. табл. 1).

Також не виявлено істотних відмінностей у металостійкості різних форм *T. officinale* в межах кожної ділянки ($p > 0,94$), незважаючи на різний вміст міді у підземних та надземних органах в імпактних умовах (див. табл. 1, рис. 2). Не виключено, що відсутність відмінностей у реакції кореневої системи проростків у обох форм кульбаби обумовлена тим, що гранична доза в нашому випадку (EC_{90}) майже на порядок менша тієї, що використовувалася раніше [23, 24].

Можливо, що відмінності в корневих пробах можуть виникати при значно більш високих концентраціях металу, що перевищують його фактичні рівні в ґрунтах. Слід врахувати, що висока мінливість реакцій корневих систем кульбаби була відзначена й іншими авторами, згідно з якими репродуктивні показники цього виду залежно від погодних і часових параметрів можуть змінюватися в десятки разів [25].

Можливо також, що при досліджуваних рівнях забруднення ґрунтів важливу роль у формуванні стійкості до надлишку ВМ грають мікоризні асоціації зі стрес-стійкими видами мікобіонтів. Це припущення було висунуто раніше [26, 27] на основі даних мікроскопії кореня *T. officinale* із забруднених середовищ існування.

Висновки. Аналіз результатів на основі мультимодельного підходу показав, що високі концентрації міді (до 900 мкг/г і вище) у ґрунтах не мають прямого впливу на розвиток підвищеної металостійкості (EC_x) насінневого потомства *Taraxacum officinale* до цього металу. Можливо, що співвідношення між двома морфологічними формами *Taraxacum officinale* f. *dahlstedtii* та *T. off.* f. *pectinatiforme* у ценопопуляціях, що ростуть у градієнті техногенної трансформації середовища, не є наслідком відмінностей тільки у металостійкості їх насінневого потомства. Зміна внутрішньовидової структури популяцій, ймовірно, обумовлено зміною едафічних і ценотичних умов, в тому числі опосередковано викликаних підвищеними рівнями ВМ у ґрунтах. Це визначає необхідність подальших досліджень внутрішньовидової мінливості *T. officinale*, зокрема з точки зору ценотичної конкурентності та толерантності до абіотичних факторів середовища (зволоження, родючність ґрунтів тощо).

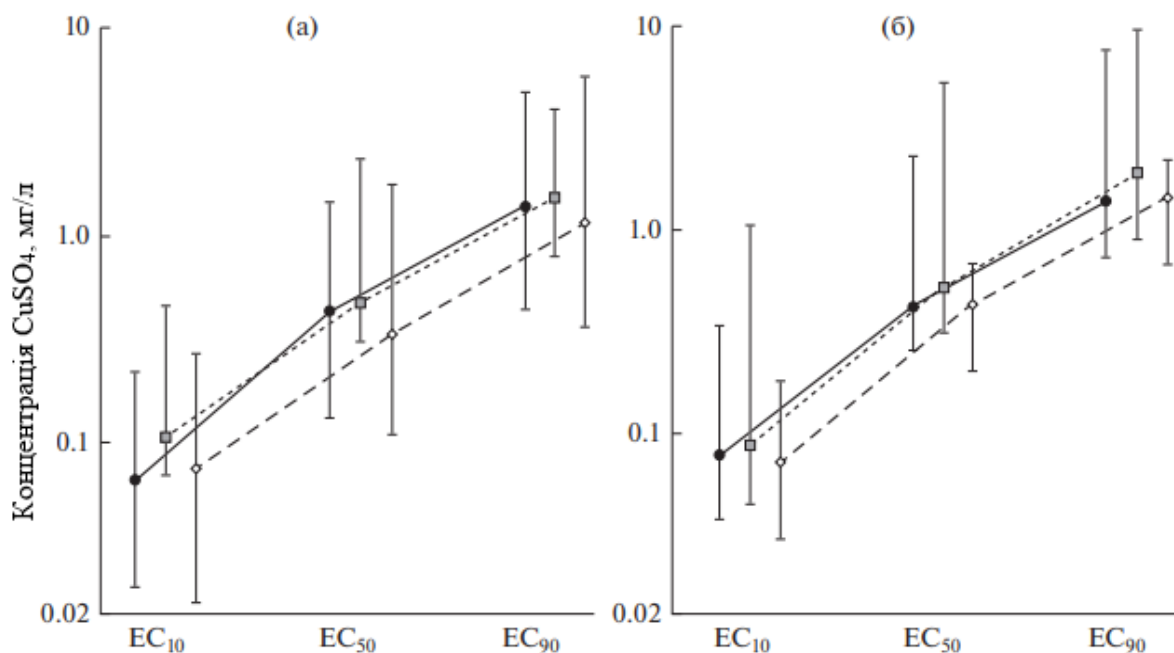


Рис. 2. EC_{10} , EC_{50} , EC_{90} форми *T. off. f. dahlstedtii* (а) та *T. off. f. pectinatiforme* (б) в ценопопуляціях ділянки F (суцільна лінія, чорні кола), B (пунктирна лінія, білі ромби), I (пунктирна лінія, сірі квадрати); представлені медіана та діапазон

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Цикало А.Л., Космачова А.М., Смирнов В.М. Експериментальне дослідження накопичення важких металів рослинами та перспективи використання рослин для попередження забруднення довкілля урбанізованих територій. *Холодильна техніка і технології*. 2015. Вип. 51. С. 96-101.
2. Khan S., Cao Q., Hesham A.E.-L. et al. Soil enzymatic activities and microbial community structure with different application rates of Cd and Pb. *J. of Environmental Sciences*. 2007. № 7. P. 834-840.
3. Мадані М.М. Оцінка антиоксидантного потенціалу рослин урбоєкосистем в умовах антропогенного забруднення ґрунту. *Аграрні інновації*. 2022. № 11. С. 50-59. doi:10.32848/agraar.innov.2022.11.7
4. Важкі метали в об'єктах довкілля Київського мегаполісу / за ред. А.І. Самчука, І.В. Кураєвої. Київ : Наш формат, 2019. 164 с.
5. Мадані М.М. Вплив урбоєкосистем на фітонцидну активність деревних рослин. *Аграрні інновації*. 2021. № 8. С. 56-60.
6. Denchylia-Sakal H. M., Gandzyura V. P., Kolesnyk, A. V. Accumulation of zinc and copper compounds and their effect on assimilation system in *Trifolium pratense* L. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2019. № 9(3). P. 247-254. doi:10.15421/2019_86
7. Ernst W.H.O. Evolution of metal tolerance in higher plants. *For. Snow Landsc. Res*. 2006. № 3. P. 251-274.
8. Jin X.F., Yang X.O., Islam E. et al. Effects of cadmium on ultrastructure and antioxidative defense system in hyperaccumulator and non-hyperaccumulator ecotypes of *Sedum alfredii* Hance. *J. Hazard Mater*. 2008. № 1-3. P. 387-397.
9. Павленко А. О., Красова О. О., Коршиков І. І. Созофіти у постмайнінгових ландшафтах Кривбасу. *Вісник Одеського національного університету. Біологія*. 2020. № 25(1 (46)), С. 23-41.
10. Щербаченко О. І. Важкі метали як токсичний фактор забруднення природного середовища. Стійкість і адаптація рослин до їх впливу. *Наукові записки Державного природознавчого музею*. 2014. № 30. С. 157.
11. Мазура М. Ю. Аналіз чутливості пилку рослин *Саппа L.* в умовах аеротехногенного пресингу. *Екологічні науки*. 2020. № 3(30). С. 182-188.
12. Мазура М., Мірошник Н., Тесленко І. Чутливість фотосинтетичного апарату рослин *Taraxacum officinale* (L.) Weber ex FH Wigg. в умовах мегаполісу. *Вісник КНУ ім. Т.Г. Шевченка. Біологія*. 2022. № 1(88). С. 25-32.
13. Munn R. E. Global Environmental Monitoring System (GEMS): action planl for phase one. Toronto : ICSU, 1973. 130 p.
14. Каленська С.М., Новицька Н.В., Жемойда В.Л. Насіннезнавство та методи визначення якості насіння: навч. посіб. Вінниця : ФОП Данилюк, 2011. 320 с.
15. Ritz C. Toward a unified approach to dose-response modeling in ecotoxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2010. № 1. P. 220-229. doi:10.1002/etc.7
16. Посібник з біостатистики. Аналіз результатів медичних досліджень у пакеті EZR (R-statistics) : навч. посіб. / В. Г. Гур'янов та ін. К. : Вістка, 2018. 208 с.
17. Burnham K.P., Anderson D.R. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York : Springer, 2002. 488 p.
18. Petrova S., Yurkova L., Velcheva I. *Taraxacum officinale* as a biomonitor of metals and toxic elements (Plovdiv, Bulgaria). *Bulgarian J. of Agricultural Science*. 2019. № 2. P. 241-247.
19. Giacomino A., Malandrino M., Colombo M.L. et al. Metal content in dandelion (*Taraxacum officinale*) leaves: influence of vehicular traffic and safety upon consumption as food. *J. of Chemistry*. 2016. № 1. P. 1-9. doi: 10.1155/2016/9842987
20. Królak E. Accumulation of Zn, Cu, Pb and Cd by dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) in Environments with various degrees of metallic contamination. *Polish J. of Environmental Studies*. 2003. № 6. P. 713-721.
21. Мадані М.М. Вплив автотранспорту на трансформацію екосистем придорожніх зон. *Аграрні інновації*. 2023. № 17. С. 99-106. doi: 10.32848/agraar.innov.2023.17.13
22. Скиба В. А., Варивода Є. О., Рибалова О. В. Особливості визначення екологічного ризику забруднення ґрунтів. *Вісник Національного технічного університету «ХПІ»*. Серія: Нові рішення у сучасних технологіях. 2011. № 58. С. 64-70.
23. Kopittke P.M., Blamey F.P., Asher C.J., Menzies N.W. Trace metal phytotoxicity in solution culture: a review. *J. Exp. Botany*. 2010. № 4. P. 945-954.
24. Приседський Ю. Г. Адаптація рослин до антропогенних чинників. Вінниця : ТОВ «Нілан-ЛТД», 2017. 98 с.
25. Kordyum E. L., Dubyna D. V. The role of epigenetic regulation in adaptive phenotypic plasticity of plants. *Ukrainian Botanical Journal*. 2012. № 78(5). P. 347-359. doi:10.15407/ukrbotj78.05.347
26. Морозова Т. В., Хрутьба В. О., Кобзиста О. П. Скринінг палиноморфологічного та палінотоксичного ефекту автотранспортних емісій. *Вісник Національного транспортного університету*. 2019. № 1. С. 116-126.
27. Maleci L., Buffa G., Wahsha M., Bini C. Morphological changes induced by heavy metals in dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) growing on mine soils. *J. of Soils and Sediments*. 2014. V. 14. № 4. P. 731-743. doi: 10.1007/s11368-013-0823-y

REFERENCES:

1. Tsykalo, A.L., Kosmachova, A.M., Smyrnov, V.M. (2015). Eksperymentalne doslidzhennia nakopychennia vazhkykh metaliv roslynamy ta perspektyvy vykorystannia roslyn dlia poperedzhennia zabrudnennia dovkillia urbanizovanykh terytorii [Experimental study of the accumulation of heavy metals by plants and prospects for the use of plants to prevent environmental pollution in urban areas]. *Kholodylna tekhnika i tekhnologii*, 51, 96-101 [in Ukrainian].
2. Khan S., Cao Q., Hesham A.E.-L. (2007). Soil enzymatic activities and microbial community structure with different application rates of Cd and Pb. *J. of Environmental Sciences*, 19/7, 834-840
3. Madani, M.M. (2022). Otsinka antyoksydantnoho potentsialu roslyn urboekosystem v umovakh antropohennoho zabrudnennia gruntu [Evaluation of the antioxidant potential of plants of urboecosystems in conditions of anthropogenic soil pollution]. *Ahrarni innovatsii*, 11, 50-59. doi:10.32848/agraar.innov.2022.11.7 [in Ukrainian].

4. Samchuk, A.I. (Ed.) (2019). *Vazhki metaly v ob'ekтах dovkillia Kyivskoho mehapolisu* [Heavy metals in the environment of the Kyiv metropolis]. Kyiv : Nash format [in Ukrainian].
 5. Madani, M.M. (2021). Vplyv urboekosystem na fitontsydnu aktyvnist derevnykh Roslyn [The influence of urboecosystems on the phytoncide activity of woody plants]. *Ahrarni innovatsii*, 8, 56-60. doi:10.32848/ahrar.innov.2021.8.8 [in Ukrainian].
 6. Denchylia-Sakal, H. M., Gandzyura, V. P., Kolesnyk, A. V. (2019). Accumulation of zinc and copper compounds and their effect on assimilation system in *Trifolium pratense* L. *Ukrainian Journal of Ecology*, 9(3), 247-254. doi:10.15421/2019_86
 7. Ernst, W.H.O. (2006). Evolution of metal tolerance in higher plants. *For. Snow Landsc. Res.*, 3, 251-274
 8. Jin, X.F., Yang, X.O., Islam, E. et al. (2008). Effects of cadmium on ultrastructure and antioxidative defense system in hyperaccumulator and non-hyperaccumulator ecotypes of *Sedum alfredii* Hance. *J. Hazard Mater*, 1-3, 387-397
 9. Pavlenko, A. O., Krasova, O. O., Korshykov, I. I. (2020). Sozofity u postmaininhovykh landshaftakh Kryvbasu [Sosophytes in post-mining landscapes of Kryvbas]. *Visnyk Odeskoho natsionalnoho universytetu. Biologiya*, 25(1(46)), 23-41. doi:10.18524/2077-1746.2020.1(46).205802 [in Ukrainian].
 10. Shcherbachenko, O. I. (2014). Vazhki metaly yak toksychnyi faktor zabrudnennia pryrodnoho seredovyscha. Stiikist i adaptatsiia roslyn do yikh vplyvu [Heavy metals as a toxic factor of environmental pollution. Resistance and adaptation of plants to their influence]. *Naukovi zapysky Derzhavnogo pryrodnavchoho muzeiu*, 30, 157 [in Ukrainian].
 11. Mazura, M. Yu. (2020). Analiz chutlyvosti pylku roslyn *Canna L.* v umovakh aerotekhnogennoho presynhu [Analysis of the sensitivity of pollen of *Canna L.* plants under the conditions of aerotechnogenic pressing]. *Ekologichni nauky*, 3(30), 182-188 [in Ukrainian].
 12. Mazura, M., Miroshnyk, N., Teslenko, I. (2022). Chutlyvist fotosyntetichnoho aparatu roslyn *Taraxacum officinale* (L.) Weber ex FH Wigg. v umovakh mehapolisu [Sensitivity of the photosynthetic apparatus of plants *Taraxacum officinale* (L.) Weber ex FH Wigg. in a metropolis]. *Visnyk KNU im. T.H. Shevchenka. Biologiya*, 1(88), 25-32. doi: 10.17721/1728.2748.2022.88.25-32 [in Ukrainian].
 13. Munn, R. E. (1973). *Global Environmental Monitoring System (GEMS): action plan for phase one*. Toronto : ICSU
 14. Kalenska, S.M., Novytska, N.V., Zhemoida, V.L. (2011). *Nasinnieznavstvo ta metody vyznachennia yakosti nasinnia: navch. posib.* [Seed science and methods of seed quality determination: a study guide]. Vinnytsia : FOP Danyliuk [in Ukrainian].
 15. Ritz, C. (2010). Toward a unified approach to dose-response modeling in ecotoxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1, 220-229. doi:10.1002/etc.7
 16. Hurianov, V. H. et al. (2018). *Posibnyk z biostatystyky. Analiz rezul'tativ medychnykh doslidzhen u paketi EZR (R-statistics) : navch. posib.* [Handbook of biostatistics. Analysis of medical research results in the EZR package (R-statistics): a study guide]. K. : Vistka [in Ukrainian].
 17. Burnham, K.P., Anderson, D.R. (2022). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. New York : Springer
 18. Petrova, S., Yurkova, L., Velcheva, I. (2019). *Taraxacum officinale* as a biomonitor of metals and toxic elements (Plovdiv, Bulgaria). *Bulgarian J. of Agricultural Science*, 2, 241-247
 19. Giacomino, A., Malandrino, M., Colombo, M.L. et al. (2016). Metal content in dandelion (*Taraxacum officinale*) leaves: influence of vehicular traffic and safety upon consumption as food. *J. of Chemistry*, 1, 1-9. doi:10.1155/2016/9842987
 20. Królak, E. (2003). Accumulation of Zn, Cu, Pb and Cd by dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) in Environments with various degrees of metallic contamination. *Polish J. of Environmental Studies*, 6, 713-721
 21. Madani M.M. (2023). Vplyv avtotransportu na transformatsiiu ekosystem prydorozhnykh zon [The impact of motor vehicles on the transformation of roadside zone ecosystems]. *Ahrarni inovatsii*, 17, 99-106. doi:10.32848/ahrar.innov.2023.17.13 [in Ukrainian].
 22. Skyba, V. A., Varyvoda, Ye. O., Rybalova, O. V. (2011). Osoblyvosti vyznachennia ekolohichnoho ryzyku zabrudnennia gruntiv [Peculiarities of determining the ecological risk of soil pollution]. *Visnyk Natsionalnoho tekhnichnoho universytetu «KhPI»*. Seriya: *Novi rishennia u suchasnykh tekhnolohiakh*, 58, 64-70 [in Ukrainian].
 23. Kopittke, P.M., Blamey, F.P., Asher, C.J., Menzies, N.W. (2010). Trace metal phytotoxicity in solution culture: a review. *J. Exp. Botany*, 4, 945-954
 24. Prysedskiy, Yu. H. (2017). *Adaptatsiia roslyn do antropohennykh chynnykiv* [Adaptation of plants to anthropogenic factors]. Vinnytsia: TOV «Nilan-LTD» [in Ukrainian].
 25. Kordyum, E. L., Dubyna, D. V. (2012). The role of epigenetic regulation in adaptive phenotypic plasticity of plants. *Ukrainian Botanical Journal*, 78(5), 347-359. doi:10.15407/ukrbotj78.05.347
 26. Morozova, T. V., Khrutba, V. O., Kobzysta, O. P. (2019). Skryninh palinomorfologichnoho ta palinotoksychnoho efektu avtotransportnykh emisii [Screening of the palynomorphological and palynotoxic effect of motor vehicle emissions]. *Visnyk Natsionalnoho transportnoho universytetu*, 1, 116-126. doi:10.33744/2308-6645-2019-1-43-116-123 [in Ukrainian].
 27. Maleci, L., Buffa, G., Wahsha, M., Bini, C. (2014). Morphological changes induced by heavy metals in dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) growing on mine soils. *J. of Soils and Sediments*, 4, 731-743. doi: 10.1007/s11368-013-0823-y
- Мадані М.М. Внутрішньовидова мінливість металостійкості насіннєвого потомства *Taraxacum officinale* Wigg. s.l.**
- Мета.** На основі аналізу залежностей «доза-ефект» виявити відмінності між морфологічними формами та ценопопуляціями кульбаби за реакцією на концентрації сульфату міді, що пригнічують ріст коренів.
- Методи.** Комплексне використання польового, лабораторного, математично-статистичного, розрахунково-порівняльного методів і системного аналізу.
- Результати.** На основі аналізу доза-ефектних залежностей при впливі широкого діапазону концентрацій сульфату міді за кореневим тестом оцінено металостійкість насіннєвого потомства двох морфологічних форм *Taraxacum officinale* Wigg. s.l., що ростуть у фонових

умовах та в умовах техногенної трансформації навколишнього середовища. Оскільки на досліджених ділянках раніше були встановлені відмінності у чисельності та співвідношенні в ценопопуляціях цих форм, а також у рівнях накопичення ними міді, то передбачалося, що вони відрізняються і за металостійкістю насінневого потомства. Показано, що середні значення ефективних концентрацій сульфату міді, що пригнічують ріст кореня проростків на 10, 50 і 90%, не відрізнялися між досліджуваними ділянками та морфологічними формами кульбаби.

Висновки. Виявлено, що високі концентрації міді (до 900 мкг/г і вище) у ґрунтах не мають прямого впливу на розвиток підвищеної металостійкості (EC_x) насінневого потомства *Taraxacum officinale* до цього металу. Можливо, що співвідношення між двома морфологічними формами *Taraxacum officinale* f. *dahlstedtii* та *T. off.* f. *pectinatiforme* у ценопопуляціях, що ростуть у градієнті техногенної трансформації середовища, не є наслідком відмінностей тільки у металостійкості їх насінневого потомства. Зміна внутрішньовидової структури популяцій, ймовірно, обумовлено зміною едафічних і ценотичних умов, в тому числі опосередковано викликаних підвищеними рівнями ВМ у ґрунтах. Це визначає необхідність подальших досліджень внутрішньовидової мінливості *T. officinale*, зокрема з точки зору ценотичної конкурентності та толерантності до абіотичних факторів середовища.

Ключові слова: антропогенна трансформація довкілля, *Taraxacum officinale*, металостійкість, промислове забруднення, кореневий тест.

Madani M.M. Intraspecific variability of metal resistance seed progeny of *Taraxacum officinale* Wigg. s.l.

Goal. Based on the analysis of «dose-effect» dependences, differences between morphological forms and coenopopulations of dandelion in response to concentrations of copper sulfate inhibiting root growth were identified.

Methods. Integrated use of field, laboratory, mathematical and statistical, computational and comparative methods and system analysis. **Results.** Based on the analysis of dose-effect relationships under the influence of a wide range of concentrations of copper sulfate, the metal resistance of the seed offspring of two morphological forms of *Taraxacum officinale* Wigg s.l., was assessed by the root test growing in background conditions and conditions of man-made environmental transformation. Since differences in the number and ratio of the coenopopulations of these forms, as well as in the levels of copper accumulation by them, were previously established in the studied areas, it was assumed that they also differ in the metal resistance of the seed offspring. It was shown that the average values of the effective concentrations of copper sulfate, inhibiting the root growth of seedlings by 10, 50 and 90%, did not differ between the studied areas and morphological forms of dandelion.

Conclusions. It was found that high concentrations of copper (up to 900 $\mu\text{g/g}$ and higher) in soils do not have a direct effect on the development of increased metal resistance (EC_x) of *Taraxacum officinale* seed offspring to this metal. It is possible that the relationship between the two morphological forms of *Taraxacum officinale* f. *dahlstedtii* and *T. off.* f. *pectinatiforme* in coenopopulations growing in the gradient of man-made environmental transformation is not the result of differences only in the metal resistance of their seed offspring. The change in the intraspecific structure of populations is probably caused by a change in edaphic and coenotic conditions, including those indirectly caused by increased levels of ВМ in soils. This determines the need for further studies of intraspecific variability of *T. officinale*, in particular from the point of view of cenotic competitiveness and tolerance to abiotic factors of the environment.

Key words: anthropogenic transformation of the environment, *Taraxacum officinale*, metal resistance, industrial pollution, root test.