

СИСТЕМА ПОКАЗНИКІВ КОМПЛЕКСНОЇ ОЦІНКИ ПОЛІЕЛЕМЕНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ҐРУНТІВ УРБОЕКОСИСТЕМИ

Шматков Г.Г., Яковишина Т.Ф.

ДВНЗ «Придніпровська державна академія будівництва та архітектури»
вул. Чернишевського, 24а, 49100, м. Дніпро
keko@pgasa.dp.ua
t_yakovyshyna@ukr.net

Розроблено систему комплексної оцінки забруднення важкими металами ґрунтів урбоєкосистеми шляхом обґрунтування методами математичної статистики залучення показників, які враховують поліелементний характер штучно створеної геохімічної аномалії, фітотоксичність та рівень екологічного ризику. Для ґрунтів урбоєкосистем доведена доцільність використання показника фітотоксичності внаслідок тісної зворотної кореляції та рівнянь регресії щодо коефіцієнту дисбалансу. Ступень екобезпеки забруднення ґрунту важкими металами рекомендовано визначати за потенційним екологічним ризиком, через наявність тісного кореляційного зв'язку з інтегральними показниками поліелементного забруднення та згідно з рівняннями регресії з високою достовірністю апроксимації. *Ключові слова:* важкі метали, забруднення, оцінка, ґрунт, урбоєкосистема.

Система показателей комплексной оценки полиэлементного загрязнения тяжелыми металлами почв урбоэко-систем. Шматков Г.Г., Яковина Т.Ф. Разработана система комплексной оценки загрязнения тяжелыми металлами почв урбоэко-системы путем обоснования методами математической статистики привлечения показателей, учитывающих полиэлементный характер искусственно созданной геохимической аномалии, фитотоксичность и уровень экологического риска. Для почв урбоэко-систем доказана целесообразность использования показателя фитотоксичности в результате тесной обратной корреляции и уравнений регрессии относительно коэффициента дисбаланса. Степень экоопасности загрязнения почвы тяжелыми металлами рекомендуется определять при помощи потенциального экологического риска, из-за наличия тесной корреляционной связи с интегральными показателями полиэлементного загрязнения, а также уравнений регрессии с высокой достоверностью аппроксимации. *Ключевые слова:* тяжелые металлы, загрязнение, оценка, почва, урбоэко-система.

System of the complex assessment indices of the urbocosystem soils contamination by the heavy metals. Shmatkov H., Yakovyshyna T. The complex assessment system of the contamination by the heavy metals of the urbocosystem soils has been developed by using mathematical statistics methods to attract indicators that take into account the polyelemental nature of the artificially created geochemical anomaly, phytotoxicity and the level of the environmental risk. The expedient using of the phytotoxicity index has proved to the urbocosystem soils as a result of close back correlation and regression equations with respect to the imbalance coefficient. The degree of environmental hazard of the soil contamination by the heavy metals is recommended to be determined with the help of potential environmental risk, due to the presence of a close correlation with integrated indicators of the polyelemental contamination and regression equations with high reliability of approximation. *Key words:* heavy metals, contamination, assessment, soil, urbocosystem.

Постановка проблеми. Під час здійснення оцінки забруднення важкими металами (ВМ) ґрунтів урбоєкосистем відразу постає проблема вибору показників, що враховували б поліелементний характер штучно створеної геохімічної аномалії, її токсичність для фітоценозу та можливий екологічний ризик. На жаль, нині не існує єдиного показника, який би відповідав усім зазначеним вимогам, тому виникає необхідність у створенні системи комплексної оцінки забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистем шляхом залучення найбільш інформативних та обґрунтування їх поєднання.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Оцінку поліелементного забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистем здійснюють за допомогою інтегральних показників, що відрізняються тільки за відправною точкою нормування – природний геохімічний фон чи ГДК.

Згідно з нормуванням за фоновою концентрацією розраховують сумарний показник забруднення (Z_c) за формулою Ю.В. Саєта (1990) [1]:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1), \quad (1)$$

де n – число сумарних елементів;

K_c – коефіцієнт концентрації [2] (або аномальності за В.В. Добровольським, 1999), що розраховується як відношення вмісту ВМ у досліджуваному ґрунті (C_i) до його фонового вмісту ($C_{\text{фон}}$) [3].

Проте у такому вигляді Z_c не враховує багато факторів, які впливають на поведінку ВМ у ґрунті. Для обліку особливостей ґрунту в формулу розрахунку Z_c А.В. Морозом (2001) запропоновано ввести поправочні коефіцієнти, що стосуються типу, гранулометричного складу та окультуреності ґрунту [4].

Однак широке використання Z_c протягом останніх 25 років дало змогу виявити цілий ряд недоліків, що здебільшого притаманні результатам оцінок, пов'язаних із фоновими характеристиками, головним з яких є невизначеність із поняттям фону – місцевий, регіональний, забруднення, урбанізованого середовища, для цього типу ґрун-

тів тощо. Визначення фонові концентрації ВМ В.В. Добровольський (1999) пропонує здійснювати відповідно до зонального ґрунту, адже фоновий вміст елементу (речовини), згідно з ГОСТ 27593-88, – це такий вміст елементу (речовини) у ґрунті, що відповідає його природному складу [3]. І хоча в умовах урбанізованого середовища відбувається трансформація верхньої частини ґрунтового профілю, однак варто зазначити, що ґрунт наслідуює риси тієї материнської породи, на якій він свого часу сформувався, отже, відбиває притаманний тільки їй фоновий вміст хімічних елементів, котрий може бути підвищений через аерогенне забруднення ВМ, що є складовими елементами викидів в атмосферне повітря від промислових підприємств, або, навпаки, знижений шляхом умовного розбавлення шляхом привнесення будівельного сміття.

Усю повноту направленості антропогенного впливу, як-то забруднення і деконцентрація, на ґрунти урбоекосистем буде враховувати коефіцієнт дисбалансу елементів (C_d), що розраховується як сума коефіцієнтів забруднення (C_z) та недостатності (C_n):

$$C_d = C_z + C_n, \quad (2)$$

$$C_z = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{C_{фон}} - 1 \right), \quad (3)$$

$$C_n = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(1 - \frac{C_i}{C_{фон}} \right), \quad (4)$$

На думку авторів [5], він більш реально відображає ступінь деградації міських ґрунтів при порушенні їх внаслідок будівельної діяльності та інтенсивного аерогенного забруднення ВМ, адже враховує як надлишок, так і нестачу хімічних елементів, проте виникають проблеми через відсутність його нормування.

Індекс забруднення ґрунту (ІЗГ) розраховується на основі нормативних лімітуючих санітарно-гігієнічних показників – ГДК або ОДК елементів (шкідливих речовин), у ґрунті за формулою :

$$ІЗГ = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{C_{ГДК}} \right)}{n}, \quad (5)$$

де $C_{ГДК}$ – ГДК ВМ в ґрунті (мг/кг) [6].

Серед переваг такого підходу варто зазначити можливість гігієнічно-обґрунтовано диференціювати територію за ступенем небезпеки, проте виникає питання, пов'язане зі строкатістю ґрунтового покриву і, відповідно, властивостями ґрунтів щодо їх буферної здатності до ВМ, що більшою мірою відображає фонові концентрації, чим ГДК.

Однак якість ґрунту як багаторівневої та гетерогенної системи досить складно оцінити тільки за кількісним вмістом ВМ, тому актуальності набуває пошук і залучення до системи оцінки забруднених

ґрунтів урбоекосистем методів визначення їх токсичності [7].

Найбільш вдалим інтегральним показником фітотоксичності ґрунтів є індекс токсичності фактору, розроблений Р.Р. Кабіровим (1997):

$$ІТФ_{cp} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{TP_n^d}{TP_n^k}, \quad (6)$$

де TP_n^d – середнє значення за повтореннями тест-реакції у досліджуваного варіанту; TP_n^k – середнє значення за повтореннями тест-реакції контрольного варіанту [8].

Крім того, вважається за доцільне залучити до системи оцінки показник потенційного екологічного ризику (RI) за L. Nakanson (1980) [9] (формула 7), що надасть змогу встановити рівень екологічної небезпеки забруднення ВМ ґрунтів урбоекосистем [10]

$$RI = \sum_{i=1}^n (T_r \cdot K_c), \quad (7)$$

де T_r – токсико-відповідь на хімічний елемент.

Мета роботи полягала у створенні системи комплексної оцінки забруднення ВМ ґрунтів урбоекосистем шляхом обґрунтування методами математичної статистики залучення показників, що здатні враховувати поліелементний характер штучно створеної геохімічної аномалії, фітотоксичність та рівень екологічного ризику.

Методика досліджень. Мережа екомоніторингу забруднення ВМ ґрунтів урбоекосистем м. Дніпро була сформована шляхом нанесення сітки (2 км × 2 км) на його території, що дало змогу виділити 65 ключових ділянок відбору проб із наступним розподіленням: лівобережжя – 21, правобережжя – 44; за районами: Амур-Нижньодніпровський – 13, Індустріальний – 5, Новокодацький – 12, Самарський – 8, Соборний – 8, Центральний – 3, Чечелівський – 9, Шевченківський – 7; за характером функціонального призначення: промислова зона – 9, висотна забудова – 13, приватний сектор – 26, зелена (рекреаційна) зона – 17.

Екологічну оцінку поліелементного забруднення проводили за валовим вмістом ВМ згідно з Z_c [1], ІЗГ [6], Сд [5]. Валовий вміст досліджуваних ВМ (Cd, Pb, Zn, Cu і Ni) визначали атомно-абсорбційним методом після кислотної обробки ґрунту [11]. Фітотоксичність досліджуваних ґрунтів оцінювали шляхом біотестування з використанням як тест-організму вівса посівного (*Avena sativa L.*) за тест-реакціями: енергія проростання, довжина корінця, висота проростку, суха біомаса з визначенням комплексного показника – ІТФ [8]. RI встановлювали за рівнянням L. Nakanson [9]. Обробку експериментальних даних здійснювали за допомогою дисперсійного, кореляційного та регресійного аналізів [12] із залученням комп'ютерних програм Statistica 6.0, Microsoft Excel 2010, on-line калькулятору planetcalc.ru.

Виклад основного матеріалу. Широкі межі коливань між максимальним та мінімальним значенням Z_c (табл. 1) зумовлюються чітко вираженою

наявністю пріоритетних забруднювачів – Cu, Zn Pb для урбоєкосистеми м. Дніпро на фоні деконцентрації за рештою елементів. Просторове розподілення сумарного показника забруднення ґрунту дозволило виділити так звані hot spots, що були прив'язані до промислових зон міста. Поліелементне забруднення ґрунтів м. Дніпро мало дещо строкатий характер і коливалось у досить широких межах – від дуже слабого до сильного за Z_c . Дуже слабкий та слабкий рівень забруднення були притаманні переважно рекреаційним зонам та приватному сектору периферійних районів. Стосовно висотної забудови спостерігалась така тенденція: з віддаленням її від промислових зон та автомагістралей з інтенсивним рухом сумарний показник забруднення знижувався від помірного до слабого.

Зменшення категорій нормування до трьох при нормуванні за ІЗГ (чистий, проблемний та забруднений ґрунт) надавало дещо спрощену характеристику екоситуації стосовно забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро, ніж щодо Z_c , отже, ступень небезпеки неможливо було встановити повною мірою. Простежувався чіткий розподіл на чистий та забруднений ґрунт за практично повною відсутністю перехідної ланки – проблемний ґрунт. За умов, як низького, так і високого рівня забруднення за кількома ВМ фактично констатується тільки наявність самого факту забруднення ґрунту.

Коефіцієнт дисбалансу ВМ у ґрунті споріднювала з показниками Z_c та ІЗГ, по-перше, інтенсивність антропогенного навантаження, що була вищою на правобережжі, ніж на лівобережній частині міста, а, по-друге, майже повна відсутність перехідної ланки між забрудненими та незабрудненими ділянками, у випадку із C_d – між напруженою і кризовою екоситуацією та сприятливою і допустимою.

Перевищення середнім значенням медіани свідчить про несиметричне розподілення по виборці, отже, поступове зростання забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро (табл. 1). За умов додатного коефіцієнту ексцесу крива розподілу значень Z_c ,

ІЗГ та C_d має вищу та гострішу вершину, ніж крива нормального розподілу. Згідно зі значеннями коефіцієнту асиметрії, переважна частина вибірки більша за математичне сподівання. Дисперсія є мірою варіації забруднення ВМ міського ґрунту за умов впливу природних та антропогенних факторів в урбоєкосистемі. Згідно зі значеннями стандартного відхилення більш широко розкидані дані щодо середнього по Z_c і меншою мірою – по ІЗГ та C_d .

У процесі статистичного аналізу були встановлені кореляційні зв'язки між Z_c і ІЗГ – 0,968; Z_c і C_d – 0,934; ІЗГ і C_d – 0,929, що, своєю чергою, свідчить про їх взаємодоповнення при характеристиці екологічної ситуації стосовно забруднення ВМ та деградації ґрунтового покриву урбоєкосистем.

Використання Z_c і ІЗГ доцільно тільки за умов сильного забруднення ВМ, на жаль, вони не відображають деградацію ґрунту через дефіцит металів, які в невеликих кількостях потрібні живим організмам і, насамперед, рослинам – початковій ланці будь-якого трофічного ланцюга наземного біогеоценозу.

На відміну від проаналізованих показників, C_d враховує як надлишок, так і нестачу елемента, що досить важливо для територій порушених внаслідок будівельної діяльності за умов аерогенного забруднення викидами промислових підприємств та автотранспорту. Зменшення вмісту таких життєво важливих мікроелементів, як Z_n , фізіологічна роль якого полягає в утворенні різних ферментів, протеїнів, хлоропластів, нормалізації фосфатного режиму, синтезі триптофану та C_p , що входить до складу оксидази аскорбінової кислоти та поліфенолоксидази, відбувається через порушення процесу формування репродуктивних органів, деформацію, карликовість, розеточність, появу сірих некротичних плям, отже, своєю чергою, позначається на збідненості фітоценозу. Використання C_d , на жаль, обмежується відсутністю нормування, крім того, здається доцільним прив'язати його до фітотоксичності ґрунту за ІТФ. Адже, відповідно до сутності цього показника за Н.П. Грицан (1992) [6], розподілення значень коефі-

Таблиця 1

Статистична характеристика показників комплексної оцінки поліелементного забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро

Показник	Z_c	ІЗГ	C_d	ІТФ	RI
Мінімум	0,56	0,13	0,34	0,43	15,68
Максимум	45,99	4,56	8,50	0,94	237,84
Розмах	45,43	4,43	8,16	0,51	222,16
Середнє	13,42	1,19	2,68	0,68	80,92
Медіана	9,53	0,88	2,13	0,68	72,66
Ексцес	1,06	2,74	0,74	-0,69	2,00
Асиметрія	1,19	1,67	1,14	0,04	1,45
Дисперсія	107,56	0,94	4,00	0,01	2395,90
Стандартне відхилення	10,45	0,98	2,01	0,11	49,33

цієнту дисбалансу має бути зворотно пропорційне кривій виживання живих організмів при зміні умов середовища за екологічними факторами, в нашому випадку – вмісту металів у ґрунті.

Для показника фітотоксичності було встановлено майже симетричне пласковершинне розподілення з низькою ексцесивністю, із досить широким розмахом, адже максимальне значення ІТФ перевищувало мінімальне вдвічі (табл. 1).

Визначені рівні фітотоксичності відбивали не тільки безпосередньо навантаження внаслідок забруднення ВМ, а й всі негативні впливи, що здійснювались на ґрунти урбоєкосистеми м. Дніпро, як-то втрата родючості, забруднення нафтопродуктами, радіоактивними речовинами тощо. Тому встановлення інтенсивності впливу на ґрунт внаслідок забруднення ВМ через дослідження можливої кореляції між ІТФ та інтегральними характеристиками поліелементного забруднення – Z_c , ІЗГ і C_d – підтвердить пріоритетність ВМ як найбільш небезпечних забруднювачів цієї абіотичної складової довкілля. Зворотний кореляційний зв'язок, як такий котрий можна вважати за суттєвий, було встановлено тільки між коефіцієнтом дисбалансу (C_d) та фітотоксичністю (-0,838), на відміну від нормування стосовно природного геохімічного фону (Z_c) та санітарно-гігієнічного показника – ПДК (ІЗГ) – -0,765 та -0,763 відповідно, що пояснюється врахуванням у першому випадку як надлишку, так і нестачі елементів, в той час як решта ґрунтується тільки на рівні забруднення. Крім того, C_d враховує не тільки нестачу металів у ґрунті, до речі, серед досліджуваних є Z_n та C_w , котрі в незначних кількостях, як мікроелементи, потрібні всім живим організмам (отже, їх дефіцит буде пригнічувати ріст і розвиток рослин), а й опосередковано відбиває низький рівень мінерального живлення рослин внаслідок перемішування гумусового шару з підстилаючими породами та розбавленням будівельним сміттям, що притаманно будь-якій урбоєкосистемі.

Результати кореляційного аналізу дублювали одержані рівняння регресії, в яких згідно зі значеннями достовірності апроксимації слабкий зв'язок між токсичністю ґрунту і рівнем його поліелементного забруднення за Z_c та ІЗГ відбивався ще чіткіше (формули 8–10). Можна стверджувати, що в умовах урбоєкосистеми токсичність ґрунту зумовлює не тільки забруднення, але й деконцентрація хімічних елементів, що є результатом впливу будівельної діяльності.

$$\text{ІТФ} = -0,001\text{ІЗГ}^4 + 0,0042\text{ІЗГ}^3 + 0,0355\text{ІЗГ}^2 + 0,23281\text{ІЗГ} + 0,8675 \quad R^2 = 0,6669, \quad (8)$$

$$\text{ІТФ} = -0,0000003Z_c^4 + 0,00003Z_c^3 - 0,0006Z_c^2 - 0,0082Z_c + 0,8202 \quad R^2 = 0,6547, \quad (9)$$

$$\text{ІТФ} = 0,0004C_d^4 - 0,0074C_d^3 + 0,0539C_d^2 - 0,2095C_d + 0,939 \quad R^2 = 0,8207 \quad (10)$$

Потенційний екологічний ризик, визначений як сума індивідуальних ризиків від кожного досліджуваного ВМ, на більшості території міста характеризувався як низький і тільки на сімох ділянках відповідав помірному рівню. Статистичні характеристики виборки RI підтвердили направленість процесу забруднення, встановленого за Z_c , ІЗГ та C_d (табл. 1). Порівнюючи одержані значення RI з інтегральними характеристиками поліелементного забруднення ґрунтів, варто зазначити, що спостерігався тісний кореляційний зв'язок більшою мірою з $Z_c - 0,924$ та ІЗГ $- 0,923$, ніж з $C_d - 0,811$, через врахування останнім нестачі металів у ґрунті, в той час як потенційний екологічний ризик орієнтований тільки на збільшення вмісту елемента з урахуванням його токсичності внаслідок антропогенного втручання при функціонуванні урбоєкосистеми.

Регресійний аналіз дав змогу одержати ряд рівнянь, котрі визначали залежність RI від показників поліелементного забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро, які описувались поліномами третього порядку (формули 11-13). Згідно з величиною достовірності апроксимації, потенційний екологічний ризик орієнтований тільки на процеси забруднення, причому більшою мірою має спорідненість із нормуванням за природним геохімічним фоном, чим за ГДК.

$$\text{RI} = -0,9728\text{ІЗГ}^3 + 2,1802\text{ІЗГ}^2 + 50,691\text{ІЗГ} + 21,738 \quad R^2 = 0,7951, \quad (11)$$

$$\text{RI} = -0,0008Z_c^3 + 0,0684Z_c^2 + 2,8958Z_c + 29,059 \quad R^2 = 0,8555, \quad (12)$$

$$\text{RI} = -0,48C_d^3 + 7,6908C_d^2 + 12,649C_d + 57,835 \quad R^2 = 0,6948, \quad (13).$$

Низька достовірність апроксимації та відсутність кореляційних зв'язків із показниками фітотоксичності ґрунту дали змогу встановити межі використання RI для міських ґрунтів, а саме: тільки для промислово розвиненої урбоєкосистеми з інтенсивним техногенним пресінгом, адже руйнівний вплив будівельної діяльності, котрий позначається через процеси розбавлення концентрацій хімічних елементів, він не дасть змоги адекватно оцінити. Також ще раз була підтверджена пріоритетність проведення оцінки поліелементного забруднення ВМ ґрунтів за Z_c як інтегральним показником, що ґрунтується на нормуванні за природним геохімічним фоном – вмістом металів у зональному ґрунті для Північного Степу України – чорноземі звичайному.

Головні висновки. Створено систему комплексної оцінки забруднення ВМ ґрунтів урбоєкосистеми шляхом обґрунтування методами математичної статистики залучення показників, які враховують поліелементний характер штучно створеної геохімічної аномалії – Z_c , ІЗГ і C_d , фітотоксичність – ІТФ та рівень екологічного ризику – RI.

Доведено доцільність використання таких показників для всебічної характеристики ступеня екобезпеки забруднення ґрунту ВМ: 1) фітотоксичності за ІТФ внаслідок тісної зворотної кореляції (-0,838) та одержаних рівнянь регресії щодо інтегрального показника C_d , що характеризує надлишок та нестачу ВМ у ґрунті, на відміну від Z_c та

ІЗГ, котрі враховують лиш один рівень забруднення; 2) потенційного екологічного ризику – RI через наявність тісного кореляційного зв'язку з інтегральними показниками поліелементного забруднення Z_c (0,924), ІЗГ (0,923) та згідно з одержаними рівняннями регресії з високою достовірністю апроксимації.

Література

1. Методические рекомендации по оценке степени загрязнения атмосферного воздуха населенных пунктов металлами по их содержанию в снежном покрове и почве / Б.А. Ревич, Ю.Е. Саг, Р.С. Смирнова. М.: ИМГРЭ, 1990. 15 с.
2. Ololade I.A. An assessment of heavy-metal contamination in soils within auto-mechanic workshops using enrichment and contamination factors with geoaccumulation. *Journal of environmental protection*. 2014. № 5. С. 970–982.
3. Добровольский В.В. Ландшафтно-геохимические критерии оценки загрязнения почвенного покрова тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1999. № 5. С. 639–645.
4. Мороз А.В. Расчет суммарного показателя загрязнения почвы тяжелыми металлами. *Аграрная наука*. 2001. № 1. С. 6–7.
5. Экологические основы природопользования / Н.П. Грицан, Н.В. Шпак, Г.Г. Шматков, А.Г. Шапарь. Днепропетровск: Институт проблем природопользования и экологии НАН Украины, 1998. 409 с.
6. Богданов Н.А. Метод оценки состояния земель по индексу загрязнения почв / Н.А. Богданов, Ю.С. Чуйков, В.С. Рыбкин. *Астраханский вестник экологического образования*. 2013. № 1 (23). С. 102–112.
7. Терехова В.А. Биотестирование почв: подходы и проблемы. *Почвоведение*. 2011. № 2. С. 190–198.
8. Кабиров Р.Р. Разработка и использование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории / Р.Р. Кабиров, А.Г. Сагитова, Н.В. Суханов. *Экология*. 1997. № 6. С. 408–411.
9. Nakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water resource*. 1980. Vol. 14. P. 975–1001.
10. Звягинцева А.В. Количественная оценка рисков в экологической безопасности / А.В. Звягинцева, Г.В. Аверин. *Вісник Донецького національного університету. Сер. Природничі науки*. 2006. № 2. С. 296–304.
11. Методи аналізів ґрунтів і рослин: методичний посібник / За заг. ред. С.Ю. Булигіна. Харків: Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського, 1999. 157 с.
12. Тарасова В.В. Екологічна статистика: Підручник. Київ: Центр учбової літератури, 2008. 392 с.