

ційних апаратурним і алгоритмічним забезпеченням. Зокрема, апаратурна реалізація методу повинна забезпечити випромінювання двох складних сигналів на ортогональних поляризаціях і повне поляризаційне приймання, обробку всіх складових відбитого векторного сигналу, забезпечуючи при цьому вимір чотирьох елементів поляризаційного вектора розсіювання. Це значить, що для РЛС з повним поляризаційним зондуванням властиві можливості традиційної РЛС при роботі на одній із поляризацій або РЛС із повним поляризаційним прийманням. Тому алгоритмічне забезпечення має включати елементи штучного інтелекту, коли забезпечується доцільність роботи на одній фіксованій або оптимальній поляризації, у режимі повного поляризаційного приймання або ж повного поляризаційного зондування залежно від заводової обстановки та поточних завдань, коли має забезпечуватись адаптація до завод, навчання і самонавчання пристроїв виявлення-розпізнавання цілей заданого класу. Безвідмовність РЛС з повним поляризаційним зондуванням буде завжди вище безвідмовності РЛС, побудованої на традиційних принципах. Оптимальний розподіл випромінюваної енергії, часових показників виявлення і супроводження цілі, забезпечення скритності роботи РЛС може також входити до складу вказаного алгоритмічного забезпечення.

Таким чином, можливість підвищення ефективності захисту від завод та розширення функціональних можливостей сучасних радіолокаторів існує

УДК 519.713: 631.411.6

ВИЗНАЧЕННЯ КОРЕЛЯЦІЙ МІЖ ВМІСТОМ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ГРУНТАХ РІЗНИХ ЕКОСИСТЕМ ПРИ ВИРІШЕННІ ЗАДАЧ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ В ЕКОЛОГІЧНОМУ МОНІТОРИНГУ

*КОЗУЛЯ Т.В., ГЛУШКОВА Л.В.,
ШТИТЕЛЬМАН З.В.*

Розглядаються можливості визначення математичних моделей взаємовпливу на акумуляцію забруднювачів (важких металів) різної хімічної природи у ґрунтах будь-яких екосистем при вирішенні задач екологічного моніторингу навколишнього середовища.

Актуальність і необхідність дослідження

Важливим при дослідженні проблеми забруднення навколишнього природного середовища є питання токсичності. Під токсичністю розуміють шкідливий вплив хімічних елементів чи сполук на живі організми. Визначальним показником можливого негативного впливу хімічних речовин є їх концентрація. Токсичність залежить від співвідношення іонів у розчині (наприклад, токсичність арсенату,

і пов'язана із забезпеченням можливості реалізації методу повного поляризаційного зондування простору і відповідних пристроїв обробки складних векторних сигналів.

Література: 1. Теоретические основы радиолокации / Под ред. В.Е. Дулевича. М.: Сов.радио, 1964. 732 с. 2. Гантмахер Ф.Р. Теория матриц, 4-е изд., доп. М.: Наука, 1988. 540с. 3. Андерсон Т. Введение в многомерный статистический анализ /Под ред. Б.Р.Гнеденко. М.: Физматгиз, 1963. 500 с. 4. Бартон Д. Радиолокационные системы. Сокр. пер. с англ. /Под ред. К.Н.Трофимова. М.: Воениздат, 1967. 480 с. 5. Ширман Я.Д., Манжос В.Н. Теория и техника обработки радиолокационной информации на фоне помех. М.: Радио и связь, 1981. 416с. 6. Вальд, Абрахам. Последовательный анализ / Пер. с англ. П.А.Бакута и др./ Под ред. Б. А. Севастьянова. М.: Физматгиз, 1960. 328 с. 7. Гаек Я. и Шидак З. Теория ранговых критериев / Пер. с англ. Д.М. Чибисова / Под ред. Л.Н. Большева. М.: Наука, 1971. 375 с. 8. Казаков Е.Л. Радиолокационное распознавание космических объектов по поляризационным признакам. Одесса: Издание ОИУМ, 1999.

Надійшла до редколегії 08.07.2004

Рецензент: д-р техн. наук, проф. Поповський В.В.

Храбростін Борис Володимирович, провідний науковий співробітник НЦ Військ ППО, полковник запасу, д-р техн. наук, старший науковий співробітник.

Мартинчук Олександр Олександрович, доцент Харківського військового університету, полковник, канд. техн. наук, доцент.

Фоменко Дмитро Володимирович, ад'юнкт кафедри Харківського військового університету, старший лейтенант.

селенату знижується в присутності надлишку фосфатів і сульфатів), від форми сполук елементів (наприклад, кисневі аніони хімічних елементів більш токсичні, ніж їх прості катіони). Найбільш пріоритетними для хіміко-токсикологічного аналізу є важкі метали (Pb, Hg, Cd, Cu, Ni, Co, Zn), які мають високу токсичність і міграційну здатність. Поведінка цих токсикантів у різних природних середовищах обумовлена специфічністю їх основних біогеохімічних властивостей (Вл), які включають такі показники: здатність до комплексоутворення, рухомість, біохімічна активність, мінеральна чи органічна форма поширення, здатність до гідролізу, розчинність, ефективність до накопичення. У загальному вигляді токсичність (Т), рухомість (Р), накопичення (Н) важких металів можна представити як функції комплексоутворення

Таблиця 1

Основні біогеохімічні властивості важких металів

Вл	Со	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Т	П	П	П	П	В	В	В
Р	Н	Н	П	П	В	В	В
Н	П	П	В	В	В	В	В
К	Н	Н	В	В	П	П	Н
G	Н	П	В	В	П	П	П
R	Н	Н	В	В	В	В	В

В – висока, Н- низька, П- помірна

ня (K), схильності до гідролізу (G), розчинності (R), виходячи з наступних співвідношень (табл. 1) [1].

Таким чином, маємо такі функції:

$$T = f(K, R, G); P = f(K, R, G) \quad H = f(K, R, G).$$

Важливими у питанні оцінки впливу важких металів на біоценоз є визначення розчинних форм і здатність їх до накопичення, включаючи і комплексують здатність. Остання має дві сторони у вирішенні питання визначення токсичності забруднюючої речовини: по-перше, комплексування може призводити до утворення нерозчинних сполук, що сприятиме зменшенню впливу важких металів (зменшення надходження хімічних елементів у рослини і живі організми); по-друге, цей процес може сприяти засвоєнню забруднювачів рослинами, а тим самим прискорювати їх участь у біохімічному кругообігу.

Рухомість хімічних елементів — це здатність їх переходити із складу твердої фази ґрунту у рідинну фазу. Рухомі сполуки хімічних елементів являють собою найбільш велику з точки зору харчування рослин групу сполук.

Кількість рухомих форм безпосередньо впливає на інтенсивність міграції хімічних елементів. Так, згідно з Переламаном О.І. інтенсивність міграції (P_x) оцінюється за формулою:

$$P_x = \frac{1}{R} \times \frac{dR_x}{dt},$$

де R_x — число атомів, які перейшли в рухомий стан; $\frac{dR_x}{dt}$ — число атомів, що перейшли в рухомий стан за час dt [2].

Міграція речовин у ґрунті здійснюється головним чином у результаті дифузії чи масопереносу. Частинки ґрунту самі можуть переміщуватися у воді чи атмосфері і переносити адсорбовані речовини. Вода є однією із головних складових ґрунту, що створює динамічну систему вода - ґрунт. Переміщення речовини через границю розділу лімітується процесом адсорбція — десорбція, що значною мірою залежить від розчинності речовини у воді і від факторів, які визначають її адсорбцію на твердій фазі. При цьому важливу роль відіграють такі показники, як розчинність, коефіцієнт розподілу і теплота розчинення даної речовини [3].

Водорозчинні компоненти техногенного потоку, які не утримуються у ґрунтовій товщі, проникають разом з загальним потоком вологи у підґрунтя і при умові достатньої вологості та промивного режиму досягають рівня ґрунтових вод, забруднюючи останні. Якщо атмосферна волога не досягає ґрунтових вод, техногенні речовини накопичуються нижче горизонту розповсюдження кореневої системи рослин і виключаються із біологічного кругообігу і подальшої водної міграції.

Доцільно замітити, що це не однозначна задача, оскільки наявність водорозчинних форм і їх мігра-

ція залежить від великої кількості факторів і над усім це механічний склад ґрунтів і наявність ґрунтово-геохімічних бар'єрів.

Питання наявності рухливих форм є актуальним і при визначенні екоситуації в ландшафтних системах. На такому рівні як фація показники вмісту важких металів у геокомпонентах чи їх морфоструктурних частинах можна виразити через інтегральний індекс:

$$\frac{\left[X_{n_1} \dots Z_{n(n \geq \text{ТНД})} > X_{n_1} \dots Z_{n(\text{ТНД} > n > \text{ПК})} > X_{n_1} \dots Z_{n(n = \text{ПК})} > X_{n_1} \dots Z_{n(\text{ПК})n} > \text{ГДК} X_{n_1} \dots Z_{n(n = \text{ГДК})} \right]}{\left[X_{n_1} \dots Z_{n(\text{ГДК} > n K_m)} > X_{n_1} \dots Z_{n(n = K_m)} \right]},$$

де $X_1 \dots Z$ — ряди рухомих і валових форм важких металів у геокомпонентах ландшафтних систем у порядку зменшення токсичних концентрацій на живі організми; n — вміст рухомих і валових форм важких металів в геокомпонентах ландшафтних систем у порядку зменшення токсичних концентрацій на живі організми, мг/кг, мг/л, мг/м³; ТНД — токсично-нелетальні дози, ПК — порогові концентрації; ГДК — гранично допустимі концентрації; K_m — кларки місцеві [4].

У ґрунтах рівновага щодо розчинності будь-яких речовин може сильно змінюватися на відстані навіть у декілька сантиметрів у вертикальному і горизонтальному напрямках. Звичайно доля рухомих форм максимальна при малих значеннях рН і значному окислювально-відновному потенціалі. Слід очікувати, що при зростанні рН ґрунтового субстрату розчинність більшості мікроелементів буде знижуватися. В умовах природних ґрунтів значення рН знаходиться між 5 і 7, а Eh — між +0,5 і -0,1, за виключенням заболочених ґрунтів зі значними відновними умовами. У цілому рослини легко поглинають розчинні форми мікроелементів, як іонні, так хелатні і комплексні [5].

Мета дослідження: аналіз ситуації, що стосується впливу техногенних речовин на біокомпоненти екосистем; визначення у ґрунтах поряд з валовим вмістом хімічних елементів кількості водорозчинних форм досліджених елементів.

Задачі дослідження: при визначенні особливостей поведінки важких металів у ґрунтах природних і урболандшафтів вирішити такі питання:

- 1) співвідношення між валовим вмістом важких металів і їх водорозчинних форм;
- 2) кореляція між рН і наявністю водорозчинних форм у ґрунтах;
- 3) оцінка міграційних здатностей важких металів: загальні закономірності та відмінності залежно від геохімічних умов.

Сутність і аналіз отриманих результатів

Територією дослідження були природні та змінені господарською діяльністю екосистеми Зміївського району, що знаходяться під різним впливом викидів Зміївської ГРЕС, а також урболандшафти м. Харкова.

Методику визначення водорозчинних форм важких металів у пробах ґрунту - ГОСТ 26423-85 – ГОСТ 26428-85 – водні витяжки. Визначення мікродомішок проводилося атомно - емісійним спектрографічним методом згідно з методикою, розробленою в аналітичній лабораторії Інституту монокристалів. Упарювання 5 мл водної витяжки з розрахунком на 100 мг графітового порошку з подальшим прожарюванням у муфельній печі при 450⁰C 10-12 хв. дозволяє визначити у витяжках мікродомішки у межах 10⁻⁵-10⁻⁴%, що відповідає 0,002 – 0,02 мг/л води.

Результати визначень вмісту важких металів у ґрунтах території досліджень, а також їх розчинних форм показали, що вміст макроелементів у всіх зразках ґрунту становив: Si – 32,0 – 33,0 %; у витяжках 10-20 мг/л; Al – у більшості зразків – 6,8%, а в деяких ґрунтах Зміївського району – 3,8 %; у витяжках 0,4 – 1 мг/л, Fe у всіх зразках складає 3,5%, у витяжках – близько 1 мг/л.

Дані аналітичних визначень щодо вмісту кадмію у всіх досліджених зразках показали його вміст у зразках ґрунтів 3 мг/кг, у водних витяжках – 0,02 мг/л, у витяжках з ґрунтів урболандшафтів дещо більше, а саме 0,004 і 0,006 мг/л. Більшість мікроелементів у зразках ґрунтів має вміст, що перевищує значення нормативу ГДК у 1,1-3 рази. Так, при нормативному значенні вмісту Pb 10 мг/кг його кількість у ґрунтах становила 20 – 30 мг/кг; концентрація Cr у ґрунтах становила 80-100 мг/кг (кларк - 47 мг/кг); Zn – 30-100 мг/кг (кларк – 51 мг/кг); V – 280 – 500 мг/кг (кларк – 42 мг/кг); вміст Sr, Cu, Ni був близький до нормативного значення.

За даними визначень розраховували процент вмісту водорозчинних форм (роз.ф.) у загальній кількості

важких металів, і результати розрахунків зіставили зі значенням рН ґрунтів (табл. 2).

Аналіз представлених даних за допомогою Microsoft Excel, програмного пакету Statistic дозволив визначити математичні моделі співвідношення $P=f(V, pH, R)$, де P – рухомість важких металів, V – валовий вміст важких металів, pH – показник кислотності ґрунтів, R – кількість важких металів у водних витяжках; кореляційні залежності між розчинними формами катіоногенів від вмісту аніоногенів, таких як Cr і V, а також зворотної кореляції (табл. 3, 4).

Таким чином, регресивний аналіз даних дозволив отримати залежність вмісту цинку від кількості міді у ґрунті – $C_{Zn} = 4 C_{Cu} - 34$, але оскільки Std.Error of estimate: 15,166, то дану модель не можна вважати стійкою: на концентрацію цинку у ґрунтах впливають ще інші фактори.

Виходячи з даних кореляційної матриці, для всіх важких металів доцільно було розглянути рівняння регресії залежності між вмістом свинцю і хрому у ґрунтах (табл. 5).

Загальне рівняння регресії щодо вмісту у ґрунтах свинцю і хрому має вигляд:

$$C_{Pb} = C_{Cr} - 65,5.$$

У той же час для стронцію як катіоногену накопичення у ґрунтах корелює з вмістом у них ванадію, що є водорозчинним, рівняння регресії має вигляд:

$$C_{Sr} = 1557,297 \times C_{V-витаг} + 56,807,$$

але також не є стійким, оскільки Std.Error of estimate: 37,482 (табл. 6), тобто треба враховувати додаткові фактори.

Таблиця 2

Розрахункові значення проценту вмісту водорозчинних важких металів у зразках досліджених ґрунтів і значення рН

Місце спостереження	рН	Роз. ф., % від валу		Водорозчинні форми мікроелементів, % від вал. вмісту							
		Si/Al	Fe	Pb	Cr	V	Zn	Sr	Cu	Ni	Cd
Об'єкти спостережень у Зміївському районі (дані за 05.03 р.)											
1. Поле Благодатне, 10м від дороги	6,30	0,178/0,04	0,05	9,30	0,57	0,09	2,80	34,20	1,90	0,56	19,00
2. Поле Благодатне, 100 м від дороги	6,30	0,14/0,04	0,16	58,00	0,60	0,09	5,60	45,70	5,70	1,14	19,00
3. Поле Шебелинське 10 м від дороги	7,30	0,08/0,04	0,80	37,30	1,14	0,20	22,40	28,60	7,15	1,90	19,00
4. Поле Шебелинське 100 м від дороги	7,03	0,12/0,04	0,16	11,20	0,58	0,20	5,60	28,60	2,85	1,90	19,00
5. Край поля п. Овочева	7,43	0,087/0,07	0,16	56,00	1,43	0,93	9,30	11,40	1,40	3,80	19,00
6. Центр поля п. Овочева	7,33	0,087/0,04	0,08	28,00	0,71	0,93	9,30	8,55	11,40	1,90	19,00
7. Огороди м. Комсомольськ	6,20	0,05/0,26	0,13	66,90	1,14	0,38	18,70	11,40	2,85	2,85	19,00
8. Центр м. Комсомольськ	7,50	0,125/0,077	0,16	9,30	0,57	0,57	9,30	11,40	5,70	1,40	19,00
9. Огороди навколо м. Комсомольськ	7,24	0,118/0,009	0,08	18,70	1,14	0,61	28,00	11,40	2,80	3,80	19,00
10. Біля Зміївської ГРЕС	7,73	0,03/0,05	0,08	32,90	0,28	0,51	56,00	11,40	11,40	0,93	19,00

Урболандшафти м. Харків (територія підприємства і межа санітарно-захисної зони), весняні /осінні проби ґрунту											
Місце спостереження	рН	Al	Fe	Pb	Cr	V	Zn	Sr	Cu	Ni	Cd
1. Склад	7,6/7,7	0,004/0,008	0,0016/0,08	1,14/1,9	1,7/0,28	0,09/0,28	0,56/0,93	5,6/1,9	0,56/5,7	0,14/1,4	19/19
2. Південний корпус	7,2/7,5	0,005/0,008	0,0016/0,08	28,5/1,9	0,48/0,28	0,2/2,8	0,56/0,56	5,6/2,8	1,9/3,4	0,28/0,5	57/19
3. Свердловина	7,4/7,5	0,004/0,008	0,0028/0,09	5,7/0,3	0,14/0,28	0,08/0,28	0,09/0,28	1,9/2,8	1,14/5,7	0,48/1,4	38/19
4. Школа	7,6/7,3	0,0033/0,004	0,0047/0,00	0,48/9,3	1,42/0,28	0,34/0,34	0,28/0,56	1,1/1,9	1,5/11,4	0,48/0,5	19/38
5. Дитсадок	7,5/7,6	0,006/0,016	0,13/0,016	1,4/0,93	0,93/0,28	0,57/1,14	0,28/0,56	5,6/2,8	1,1/11,4	0,28/1,4	23/19

Кореляційна матриця статистичної обробки даних вмісту важких металів у ґрунтах природних антропогенно-навантажених екосистем

Correlations (newst-04.sta); Marked correlations are significant at $p < ,05000$														
	Pb-1	Pb-2	Zn-1	Zn-2	Sr-1	Sr-2	Cu-1	Cu-2	Ni-1	Ni-2	Cr-1	Cr-2	V-1	V-2
Pb-1	1	-0,03	0,42	0,31	-0,61	-0,07	0,16	-0,1	0,51	-0,25	0,85	-0,02	-0,22	-0,74
Pb-2	0,03	1	0,11	0,38	-0,14	0,05	0,17	0,12	0,2	0,39	-0,08	0,39	0,22	-0,12
Zn-1	0,42	0,11	1	-0,17	-0,8	0,29	0,88	0,14	0,8	-0,45	0,16	-0,26	0,31	-0,7
Zn-2	0,31	0,38	-0,17	1	0,12	0,21	-0,42	0,18	-0,26	-0,21	0,42	0,06	-0,61	-0,28
Sr-1	-0,61	-0,14	-0,8	0,12	1	-0,11	-0,79	-0,04	-0,79	0,34	-0,5	0,14	-0,27	0,83
Sr-2	-0,07	0,05	0,29	0,21	-0,11	1	0,16	0,04	-0,29	-0,14	-0,13	0,11	-0,48	-0,3
Cu-1	0,16	0,17	0,88	-0,42	-0,79	0,16	1	0,22	0,79	-0,28	-0,1	-0,14	0,65	-0,45
Cu-2	-0,1	0,12	0,14	0,18	-0,04	0,04	0,22	1	0,06	-0,49	-0,29	-0,43	0,19	0,08
Ni-1	0,51	0,2	0,8	-0,26	-0,79	-0,29	0,79	0,06	1	-0,27	0,29	-0,25	0,61	-0,56
Ni-2	-0,25	0,39	-0,45	-0,21	0,34	-0,14	-0,28	-0,49	-0,27	1	-0,24	0,83	0,11	0,43
Cr-1	0,85	-0,08	0,16	0,42	-0,5	-0,13	-0,1	-0,29	0,29	-0,24	1	-0,08	-0,44	-0,75
Cr-2	-0,02	0,39	-0,26	0,06	0,14	0,11	-0,14	-0,43	-0,25	0,83	-0,08	1	-0,04	0,17
V-1	-0,22	0,22	0,31	-0,61	-0,27	-0,48	0,65	0,19	0,61	0,11	-0,44	-0,04	1	0,24
V-2	-0,74	-0,12	-0,7	-0,28	0,83	-0,3	-0,45	0,08	-0,56	0,43	-0,75	0,17	0,24	1

Примітка: в табл. 3 введені такі умовні позначення:

1 – вміст елементу у ґрунтах; 2 – вміст елементу у водних витяжках.

Визначення залежності між вмістом Sr - V згідно з даними визначення їх кількості у ґрунтах і водних витяжках, відповідно, для 10 досліджених місць відбору проб показало, що це поліноміальна залежність 6-го ступеня (рисунок), яка простежувалася і в попередніх аналізах визначень [6].

Загальний аналіз поведінки важких металів у ґрунтах природних антропогенно-навантажених ландшафтів показав такий взаємовплив і взаємозв'язок між ними згідно з даними статистичної звітності за програмним пакетом Statistic.

На основі даних кореляції отримані такі залежності між вмістом важких металів у ґрунтах (у дужках надано коефіцієнт кореляції):

Таблиця 4

Результати аналізу даних вмісту важких металів у ґрунтах методом множинної регресії

Regression Summary for Dependent Variable: Zn- ґрунт						
R= ,88130530 RI= ,77669903 Adjusted RI= ,74878641 F(1,8)=27,826 $p < ,00075$ Std.Error of estimate: 15,166						
	beta	St. Err. of beta	B	St. Err. of B	t(8)	p-level
Intercept			-34	15,9	-2,14	0,065
Cu-ґрунт	0,88	0,167	4	0,76	5,275	0,0007
Analysis of Variance; DV: Zn- ґрунт (newst-04.sta)						
	$\Sigma Sq.$	df	Min Sq.	F	p-level	
Regress.	6400	1	6400	27,826	0,00075	
Residual	1840	8	230			
Total	8240					

Таблиця 5

Результати аналізу залежності вмісту Pb-ґрунт - Cr-ґрунт методом множинної регресії

Regression Summary for Dependent Variable: Pb - ґрунт						
R= ,00681614 RI= ,00004646 Adjusted RI= ----- F(1,12)=,00056 $p < ,98155$ Std. Error of estimate: 29,946						
	beta	St. Err. of beta	B	St. Err. of B	t(12)	p-level
Intercept			-65,5	4468,0	-0,01	0,995
Cr	0,007	0,288668	1	42,35	0,023	0,98

Таблиця 6

Результати аналізу залежності вмісту Sr-ґрунт - V-витяг методом множинної регресії

Regression Summary for Dependent Variable: Sr-ґрунт						
R= ,82934075 RI= ,68780607 Adjusted RI= ,64878183; F(1,8)=17,625 $p < ,00300$ Std.Error of estimate: 37,482						
	beta	St. Err. of beta	B	St. Err. of B	t(8)	p-level
Intercept			56,81	21,082	2,695	0,027
V-витаг	0,829	0,197	1557,3	370,94	4,198	0,003
Analysis of Variance; DV: Sr-ґрунт (newst-04.sta)						
	$\Sigma Sq.$	df	Min Sq.	F	p-level	
Regress.	24761	1	24761	17,6	0,003	
Residual	11239	8	1404,87			
Total	36000					

Pb- ґрунт – ($r=0,85$) - Cr- ґрунт;

Zn- ґрунт - ($r=0,88$) - Cu- ґрунт і ($r=0,80$) Ni- ґрунт;

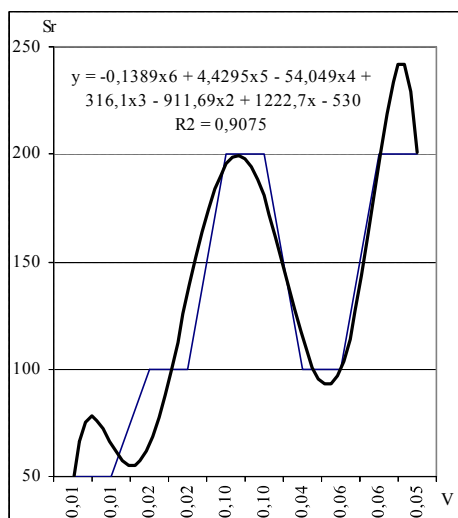
Sr- ґрунт – ($r=0,83$) - V- витяг;

Cu- ґрунт – ($r=0,88$) - Zn- ґрунт; а також при $r=0,65$ з V- ґрунт;

цікавою є залежність Cr- витяг – ($r=0,83$) - Ni- витяг.

Визначені кореляції між вмістом важких металів у ґрунтах і водних витяжках у таких же весняних

зразках ґрунтів для урболандшафтів встановили такі залежності між катіоногенами Zn, Pb і Cr як аніононогеном (табл. 7).



Поліноміальна залежність між вмістом стронцію і ванадію у ґрунтах

Аналіз отриманих регресивних залежностей дав такі результати:

1) для зв'язку Pb- ґрунт - Cr- ґрунт: $F = 28,26729$; $p\text{-level} = 0,012996$ при $df(1; 3)$;

2) для зв'язку Zn- ґрунт - Cr- ґрунт: $F = 14,34098$; $p\text{-level} = 0,03229$ при $df(1; 3)$.

Згідно з даними кореляції між вмістом важких металів у ґрунтах урболандшафтів отримані такі залежності між вмістом важких металів у ґрунтах (у дужках надано коефіцієнт кореляції):

Pb- ґрунт $(r=0,96)$ – **Zn- ґрунт** $(r=0,97)$ – **Cr- ґрунт** $(r=0,95)$ – **Cr- ґрунт**;

Zn- ґрунт $(r=0,98)$ – **Sr- ґрунт** $(r=0,96)$ – **Pb- ґрунт** $(r=0,91)$ – **Cr- ґрунт**;

Sr- ґрунт $(r=0,98)$ **Pb- ґрунт** $(r=0,98)$ – **Zn- ґрунт** $(r=0,95)$ – **Cr- ґрунт**;

цікавою є залежність V- витяг $(r=0,68)$ – **Cr- ґрунт** і $(r=0,60)$ **Cr- витяг**, а з катіоногенами найбільш тісний зв'язок визначений для **Pb- ґрунт** $(r=0,54)$.

На основі даних множинної регресії маємо такі математичні моделі взаємозв'язку між вмістом важких металів у ґрунтах урболандшафтів:

$$C_{Pb} = 0,433 C_{Cr} + 5,48, C_{Zn} = 3,293 C_{Cr} - 51,22.$$

Наукова новизна. До цього часу хіміко-аналітичні визначення привертали увагу тільки як фактичний вміст важких металів у ґрунтах різних ландшафтів, окремо розглядалася концентрація забруднювачів у водних витяжках; не проводився аналіз можливої залежності накопичення в об'єктах природного середовища забруднювачів залежно від їх хімічної природи, а саме, акумулювання у ґрунтах катіоногенів за рахунок утворення нерозчинних сполук з аніоногенами, такими як хром і ванадій. У попередніх роботах [6] цей факт підтверджувався даними термодинамічних розрахунків можливості цих процесів при комбінованому забрудненні територій, а в даних дослідженнях проведена статистична обробка фактичного матеріалу екологічного моніторингу ґрунтів різних ландшафтів і на значному обсягу територій. На основі отриманих даних визначені математичні моделі залежності між вмістом окремих катіоногенів і аніоногенів – забруднювачів ґрунтів.

Практичне значення отриманих результатів. Отримані дані можуть бути використані в практиці екологічного моніторингу; визначені управляючих рішень щодо запобігання шкідливого впливу джерел забруднення на навколишнє середовище з урахуванням можливого “знешкодження” важких металів у разі їх взаємовпливу і утворення нерозчинних сполук, що знижує міграцію і вплив на біосистеми.

В аналогічних роботах у галузі екологічного моніторингу ґрунтів розглядається питання залежності між вмістом поживних речовин і забруднювачів у ґрунтах; у лабораторних умовах отримані подібні результати щодо зменшення впливу надлишкової кількості хрому на біосистеми, але не з'ясувався вплив на цей процес катіоногенів, що містяться у ґрунтах; не отримані математичні залежності взаємовпливу на акумулювання важких металів у ґрунтах залежно від їх хімічної природи [8, 9].

Висновки

На основі проведених аналітичних визначень вмісту важких металів у ґрунтах, статистичної обробки отриманих результатів моніторингу ґрунтів встановлено:

1. Кількість водорозчинних форм важких металів незначна по відношенню до їх валового вмісту у

Таблиця 7

Результати аналізу взаємозв'язку між вмістом важких металів у ґрунтах і водних витяжках для ґрунтів урболандшафтів

Regression Summary for Dependent Variable: **Pb- ґрунт**; $R = ,95081706$ $RI = ,90405308$ $Adjusted\ RI = ,87207078$; $F(1,3) = 28,267$ $p < ,01300$ $Std.\ Error\ of\ estimate: 4,6635$

	beta	St. Err. of beta	B	St. Err. of B	t(3)	p-level
Intercept			5,49	4,72	1,16	0,33
Cr- ґрунт	0,95	0,1788	0,43	0,081	5,32	0,013

Regression Summary for Dependent Variable: **Zn- ґрунт**; $R = ,90939509$ $RI = ,82699943$ $Adjusted\ RI = ,76933258$; $F(1,3) = 14,341$ $p < ,03229$ $Std.\ Error\ of\ estimate: 49,796$

	beta	St. Err. of beta	B	St. Err. Of B	t(3)	p-level
Intercept			-51,22	50,4	-1,016	0,38
Cr- ґрунт	0,909	0,240	3,293	0,87	3,787	0,032

грунтах, за виключенням стронцію і свинцю, причому це вірно як для природних антропогенно-навантажених ґрунтів (приклад ґрунтів Зміївського району), так і для ґрунтів урболандшафтів.

2. Залежність акумуляції забруднювачів від наявності у ґрунтах певного співвідношення катіоногенів і аніоногенів, варіація рН показника навіть на незначну величину призводять до зміни кількості водорозчинних форм: у більш лужному середовищі зростає кількість аніоногенів у водних витяжках, при зменшенні показника рН дещо змінюється значення водорозчинних форм катіоногенів.

3. Кореляційні залежності між вмістом важких металів у різних ґрунтах, а також проведений аналіз отриманих статистичних даних методом множинної регресії показав, що існує тісний зв'язок між накопиченням важких металів у ґрунтах при їх малій міграційній здатності завдяки наявності нерозчинних сполук, до складу яких вони входять. Цей факт обумовлено комплексним забрудненням навколишнього середовища, а саме техногенними речовинами різної хімічної природи – катіоногени і аніоногени.

4. Кореляція між значним накопичення Pb, Zn, Sr у зв'язку зі значним вмістом у цих ґрунтах Cr, а в деяких випадках і V для всіх досліджених ґрунтів (такі співвідношення були відмічені й у попередніх роботах, але в інших місцях екологічного моніторингу ґрунтів [6, 7]) така:

Pb- ґрунт - $(r=0,85 \text{ і } 0,95)$ – Cr- ґрунт;

Zn- ґрунт - $(r=0,91)$ – Cr- ґрунт;

Sr- ґрунт - $(r=0,95)$ – Cr- ґрунт;

Sr- ґрунт – $(r=0,83)$ - V- витяг.

Література: 1. *Экология и безопасность жизнедеятельности* /Под ред. д-ра физ.-мат. наук проф. Л.А. Муравья. М.: ЮНИТИ, 2000. 448с. 2. *Химическое загрязнение почв и их охрана* /Под ред. Ю.М. Лейкина. М.: ВО "Агропромиздат", 1991. 298с. 3. *Тинсли И.* Поведение химических загрязнителей в окружающей среде : Пер. с англ. Л.А. Мазитова. М.: Мир, 1982. 278с. 4. *Кукурудза С.І., Киптач Ф.Я.* До методики оцінювання екоситуації в ландшафтних системах за вмістом важких металів // *Український географічний журнал.* 2000. №4. С. 35-39. 5. *Кобата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 424с. 6. *Козуля Т.В.* Прогноз і оцінка процесів трансформації техногенних елементів у ґрунтах // *Людина та довкілля. Проблеми неоекології.* Вип. 1. 200. С. 115-118. 7. *Козуля Т.В., Глушкова Л.В., Штительман З.В.* Вплив хімічної природи важких металів на їх хіміко-трансформаційні особливості поведінки у ґрунтах // *Захист довкілля від антропогенного навантаження.* Вип. 4(6). Харків-Кременчук, 2001. С. 53-60. 8. *Кораблева А.И., Антоненко Т.М., Гайдаш Ю.К., Решетов И.К.* Экспериментальное изучение поведения металлов, сопряженного с поступлением Cr в ґрунтах техногенных ландшафтов // *Биоценологические исследования лесов техногенных ландшафтов степной Украины.* Межвуз. сб. науч. трудов. Днепропетровск, 1989. С. 15-17. 9. *Цветкова Н.Н.* Закономерности распространения тяжелых металлов в почвогрунтах настоящих степей Украины (долинно-террасовый ландшафт) // *Екологія та ноосферологія.* 1995. Т. 1. №1-2. С. 109-119.

Надійшла до редколегії 20.09.2004

Рецензент: д-р техн. наук, проф. Шаронова Н.В.

Козуля Тетяна Володимирівна, доц. кафедри педагогіки і психології управління соціальними системами НТУ "ХПИ". Адреса: Україна, 61002, Харків-2, вул. Фрунзе, 21, тел. 40-00-42.

Глушкова Лідія Василівна, молодший науковий співробітник відділу аналітичної хімії функціональних матеріалів і об'єктів навколишнього середовища Інституту монокристалів НАНУ. Адреса: Україна, 61001, Харків, пр. Леніна, 60, тел. 30-79-79.

Штительман Зоя Володимирівна, науковий співробітник відділу аналітичної хімії функціональних матеріалів і об'єктів навколишнього середовища Інституту монокристалів НАНУ. Адреса: Україна, 61001, Харків, пр. Леніна, 60, тел. 30-79-79.