

УДК 504.064.3: 504.53:502.37

Г. А. Кроїк*, А. І. Горова**, А. В. Павличенко**

*Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара

** Національний гірничий університет

ОЦІНКА СТУПЕНЮ ТЕХНОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТІВ ТЕРИТОРІЙ ПРОМИСЛОВИХ АГЛОМЕРАЦІЙ ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Проведена комплексна оцінка стану ґрунтів на територіях з різним рівнем техногенного навантаження, з використанням цитогенетичних методів біотестування та хімічного аналізу вмісту важких металів у ґрунтах. Запропоновані способи оцінки рівня забруднення ґрунтів важкими металами на прикладі міст Дніпропетровської області. Установлені залежності зміни рівня ушкодженості біоіндикаторів від концентрації рухомих форм важких металів у ґрунтах.

Ключові слова: забруднення ґрунтів, важкі метали, біоіндикатори.

Проведена комплексная оценка состояния почв на территориях с разным уровнем техногенной нагрузки, с использованием цитогенетических методов биотестирования и химического анализа содержания тяжелых металлов в почвах. Предложены способы оценки уровня загрязнения почв тяжелыми металлами на примере городов Днепропетровской области. Установлены зависимости изменения уровня повреждаемости биоиндикаторов от концентрации подвижных форм тяжелых металлов в почвах.

Ключевые слова: загрязнение почв, тяжелые металлы, биоиндикаторы.

The complex assessment of soils state at the territories with different anthropogenic pressure level is conducted by means of cytogenetic methods of investigation as well as chemical analysis of heavy metals concentration in soils. The methods of assessment of soil contamination by heavy metals are proposed at the example of cities of the Dnepropetrovsk region. The relations between changes of bioindicator damage level and heavy metals concentration in soils are determined.

Key words: soil contamination, heavy metals, bioindicators.

Постановка проблеми. Стратегія сталого розвитку є невід'ємною складовою екологічної безпеки промислових територій. Нові напрямки екологічної стратегії мають дві складові частини:

- підвищення рівня екологічної безпеки в умовах поточного виробництва в різних галузях промисловості;
- ліквідація масштабних негативних екологічних наслідків, які накопичені за попередній період діяльності промислових підприємств.

Вирішення питань з наукового забезпечення обох напрямків потребує розробки нових, достовірних методів оцінки ступеню забруднення об'єктів довкілля. Це, у першу чергу, стосується забруднення довкілля важкими металами (ВМ)

Вступ. Промислові агломерації, які утворилися на територіях з розвинутим мінерально-сировинним комплексом, металургійною, металообробною промисловістю, енергетичною промисловістю, які, повною мірою характерні для Дніпропетровської області є джерелом надходження в довкілля значної кількості речовин техногенного походження.

На склад ґрунтів міської території впливають промислові відходи підприємств, будівельні та інші роботи, пов'язані з переміщенням ґрунтових мас, тепло- та енергогенеруючі об'єкти, побутові відходи, тощо [1]. Хімічне забруднення ґрунтів, в основному, відбувається через атмосферу при осіданні парів, аерозолів, пилу. ВМ нако-

Г. А. Кроїк, А. І. Горова, А. В. Павличенко, 2010

переработки у грунтах навколо підприємств чорної та кольорової металургії (~35 %), електростанцій (~27 %), підприємств з видобутку та переробки нафти (~16 %), транспортних магістралей (~13 %), підприємств з видобутку будівельних матеріалів (~4 %) [2].

Розповсюдження ВМ у довкілля пов'язано з їх участю у повітряній, водній та фізико-хімічній міграції. ВМ, як й інші хімічні забруднювачі, надходять до середовища мешкання людини не тільки за рахунок природних процесів, але і внаслідок інтенсивного розвитку промисловості, нераціонального використання природних ресурсів та урбанізації. Обсяги надходження в довкілля металів внаслідок техногенної діяльності суспільства у сотні і тисячі разів перевищують їх промислової видобуток.

Різноманітність ґрунтів, широкий спектр хімічного складу стоків різних галузей промисловості та різнобічний ступінь техногенного навантаження обмежує можливість оцінки ступеню забруднення ґрунтів промислових територій шляхом порівняльної оцінки з ГДК ВМ у грунтах. Це також пов'язане з варіабельністю значень ГДК саме для рухомих форм ВМ. Дані про концентрацію рухомих форм токсичних хімічних елементів, дозволить суттєво скоригувати (у сторону збільшення) оцінки ступеню техногенного забруднення ґрунтів, виконаних на основі визначення валового вмісту токсичних хімічних речовин [3].

На теперішній час не має спільного методологічного підходу щодо оцінки специфічного впливу перелічених видів промисловості на розповсюдження та концентрацію ВМ, які за ступенем токсичності є пріоритетними забруднювачами на територіях промислових агломерацій. Крім того, в умовах високої екологічної напруженості, коли 80 % шкідливих речовин, що потрапляють до природного середовища, мають мутагенні і канцерогенні властивості та їх вплив на екосистеми має комплексний характер і не завжди можна виділити і оцінити роль окремих компонентів. Тому особливого значення набувають дослідження, спрямовані на виявлення порушень від дії несприятливих чинників навколишнього середовища на живі організми і оцінки токсико-мутагенної активності стану навколишнього середовища на основі цих проявів [4].

Традиційними методами оцінки забруднення навколишнього середовища є різні хіміко-аналітичні дослідження, які дають змогу встановлювати фактичне значення концентрації самих різноманітних речовин, але не дають відповіді на питання про загальну токсичність і мутагенність забруднених об'єктів довкілля та ступінь її небезпеки для біоти та людини. Тому виникла необхідність у використанні цитогенетичних методів біоіндикації, які дозволяють визначити комплексний екологічний стан територій за токсико-мутагенним фоном [4].

Розробка такого підходу необхідна при проведенні екологічного моніторингу та прогнозуванні забруднення природних об'єктів ВМ.

Мета роботи – оцінка накопичення та розподілу ВМ у грунтах та ступеню навантаженості рослин на територіях промислових міст Дніпропетровської області.

Об'єктами дослідження є ґрунти на територіях з високим рівнем техногенного навантаження – міст Жовті Води, Вільногірськ, Павлоград, Нікополь та низьким рівнем навантаження – територія курорту «Солоний Лиман» Новомосковського району Дніпропетровської області. На території кожного міста було вибрано 2–3 тест-полігони таким чином, щоб дослідження охоплювали як техногенні об'єкти, так і екологічні масиви. На тест-полігоні виділяли від 4 до 8 моніторингових точок, на яких з верхнього 5 см шару ґрунту методом конверта були відібрані проби масою 250 г. ґрунт висушували, подрібнювали та просіювали крізь сито діаметром 1 мм.

Методи дослідження. Для вирішення поставленого завдання була розроблена комплексна методика, яка включала дослідження вмісту різних геохімічних форм ВМ та визначення токсико-мутагенної активності досліджуваних зразків ґрунтів з використанням високочутливих біоіндикаторів.

Рухомі форми ВМ визначали з використанням групового екстрагента ацетатно-амонійного буферного розчину [5].

Класичним методом для дослідження токсичної та мутагенної дії забруднювачів навколишнього середовища на живі об'єкти є тест на кореневих клітинах лука (так званий *Allium*-тест), який дозволяє виконати досить швидкий скрінінг хімічних сполук з визначенням їх потенційного біологічного ризику. Важливими перевагами даного методу цитогенетичного моніторингу є висока кореляція результатів, отриманих на інших тест-системах. [6]. В якості тест-об'єкта використовувалися меристематичні клітини первинних корінців цибулі звичайної – *Allium cepa* L, які, у першу чергу, контактують з різноманітними забруднювачами та реагують на токсичні і мутагенні компоненти ґрунтів зниженням мітотичної активності та збільшенням цитогенетичних порушень. Вирощені на зразках досліджуваних ґрунтів корінці довжиною 10 мм фіксували за Карнуа та фарбували реактивом Шиффа за Фельгеном. Цитологічні препарати готувалися з 1 мм кінчиків корінців. На препаратах ураховували всі фігури мітозу (про-, мета-, ана-, телофази), що зустрічалися серед 5–6 тис. переглянутих меристематичних клітин. Ці ж препарати використовували для обліку зустрічаємості аберантних фігур мітозу (мости, фрагменти, злипання, пульверизація хромосом та ін.), серед яких окремо виділялася частота зустрічаємості патологічних ана- і телофаз (ана-, телофазний тест) [6; 7].

Величину мітотичного індексу визначали як відношення кількості клітин, що діляться, до загальної кількості переглянутих клітин (%). Частота зустрічаємості аберантних фігур мітозу та патологічних ана- і телофаз виражалася у відсотках від кількості клітин, що діляться; у першому випадку, і від кількості аналогічних фігур мітозу – другому.

Отримані біоіндикаційні показники було переведено в єдину безрозмірну систему умовних показників ушкодженості, за якими за допомогою оціночної шкали визначили рівень ушкодженості біосистем [6].

Результати досліджень. Результати визначення вмісту рухомих форм ВМ у зразках ґрунтів, відібраних на територіях з різним рівнем техногенного навантаження, наведено в табл. 1, аналіз даних якої вказує на різноманітну концентрацію ВМ у досліджених зразках ґрунтів. Це можна пояснити специфічними видами виробництва, які притаманні для кожного з досліджуваних промислових центрів. Так, на території м. Нікополь пріоритетними ВМ у ґрунтах є марганець та цинк. У м. Жовті Води відмічено найбільший вміст марганцю, цинку, нікелю та міді, у м. Павлоград – цинку та хрому. Для м. Вільногірськ характерними забруднювачами виявились хром, кадмій та нікель. При цьому, на умовно контрольній території (курорту «Солонихиман») перевищення вмісту ВМ не відмічено.

Для оцінки ступеню забруднення ґрунтів ВМ проводилося порівняння фактичних концентрацій металів у досліджуваних зразках з ГДК. Аналіз отриманих даних вказує на те, на території м. Жовті Води перевищення концентрації над ГДК складало: цинку у 2,28; марганцю – 1,43; хрому – 1,67 рази. У м. Нікополь відмічено перевищення вмісту над ГДК для цинку у 1,30 рази та марганцю – 2,5. Необхідно відмітити, що у селітебній зоні м. Вільногірськ виявлено перевищення вмісту марганцю у ґрунті над ГДК у 1,6 рази.

Таблиця 1

Вміст ВМ у ґрунтах техногенно-навантажених міст Дніпропетровської області, мг/кг
(рухомі форми)

№	Тест-полігон	Mn	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni	Co	Cd
1	Сільськогосподарська зона курорту Солоний лиман	90,0± 3,62	25,0± 1,22	5,5± 0,28	0,6± 0,04	1,0± 0,07	1,3± 0,03	0,4± 0,03	0,03± 0,01
2	Рекреаційна зона курорту Солоний лиман	70,0± 2,89	20,0± 0,93	3,5± 0,08	0,6± 0,04	0,8± 0,02	1,3± 0,04	0,5± 0,04	0,02± 0,01
3	Селітебна зона м. Вільногірськ	220,0± 8,46	35,0± 1,73	11,0± 0,91	3,8± 0,09	2,0± 0,04	2,4± 0,04	0,8± 0,04	0,02± 0,01
4	Промислова зона м. Вільногірськ	100,0± 5,0	50,0± 2,00	22,0± 1,0	3,8± 0,10	2,8± 0,1	2,2± 0,05	0,8± 0,04	2,0± 0,1
5	Селітебна зона м. Павлоград	75,0± 1,47	26,0± 1,47	13,5± 0,18	1,6± 0,09	1,4± 0,09	1,0± 0,09	0,4± 0,03	0,4± 0,03
6	Промислова зона м. Павлоград	62,5± 0,88	31,0± 0,58	6,5± 0,17	2,6± 0,17	2,0± 0,1	1,3± 0,06	0,8± 0,04	0,4± 0,04
7	Селітебна зона м. Жовті Води	150,0± 3,87	90,0± 1,53	10,0± 0,97	2,0± 0,12	1,4± 0,12	2,4± 0,10	1,0± 0,05	0,3± 0,02
8	Промислова зона м. Жовті Води	200,0± 4,56	90,0± 1,22	52,5± 0,87	3,2± 0,06	5,0± 0,09	4,0± 0,09	0,5± 0,02	0,5± 0,04
9	Центр м. Нікополь	213,0± 2,12	75,0± 1,15	25,0± 0,91	2,0± 0,09	0,9± 0,04	0,8± 0,07	0,4± 0,02	0,02± 0,01
10	Район Південного трубного заводу м. Нікополь	175,0± 5,0	60,0± 2,0	26,5± 1,0	1,8± 0,1	1,4± 0,1	2,2± 0,05	0,4± 0,03	0,02± 0,01
11	Район с. Новопавлівка та с. Лапінка, м. Нікополь	313,0± 1,87	25,0± 1,14	30,0± 1,05	2,0± 0,07	1,4± 0,09	1,2± 0,09	0,4± 0,02	0,02± 0,01
12	Район Нікопольського феросплавного заводу	350,0± 5,0	40,0± 2,0	20,0± 1,0	2,6± 0,06	1,4± 0,1	1,5± 0,10	0,4± 0,03	0,02± 0,01
	ГДК	140,0	—	23,0	6,0	3,0	4,0	5,0	—

Крім того, було проведено зіставлення концентрацій ВМ у ґрунтах промислових міст з їх вмістом на території курорту «Солоний лиман», яка зазнає мінімального техногенного навантаження. Найбільше перевищення концентрацій ВМ у ґрунтах спостерігається для кадмію на території промислової зони м. Вільногірська, а також значне його перевищення (в 16–20 разів) у містах Жовті Води та Павлоград. Високе забруднення хромом та цинком спостерігається на території усіх промислових міст. Найменш забруднені досліджені території міст кобальтом.

Результати оцінки токсичності та мутагенності ґрунтів, відібраних на території досліджуваних міст Дніпропетровської області, з використанням Allium-тесту приведені в табл. 2.

Аналіз даних табл. 2 свідчить про те, що умовний показник ушкодженості, котрий характеризує токсичність ґрунтів змінюється від 0,036 до 0,743 у. о. Це вказує на те, що на досліджуваній території, екологічний стан ґрунтів змінюється від «еталонного» на території курорту «Солоний Лиман» до «незадовільного» в м. Нікополь і Павлоград та «катастрофічного» в м. Жовті Води і Вільногірськ. Слід відмітити, що у промислових центрах області спостерігається збільшення токсичності ґрунтів у промислових зонах порівняно з селітебними зонами, за виключенням м. Жовті Води, де

токсичність ґрунтів у селітебній зоні така ж сама, як і промислової. Взагалі токсичність ґрунтів на території промислових міст Дніпропетровської області в 13,3–20,6 раз більше, ніж у рекреаційній зоні курорту «Солоний лиман».

Таблиця 2

Біоіндикаційна оцінка токсичності та мутагенності досліджуваних ґрунтів на територіях промислових агломерацій Дніпропетровської області за результатами Allium-тесту

№ про- би	Тест-полігон	Біотести		ІУПУ біоінд***
		УПУ, [*]	УПУ, ^{**}	
1	Сільськогосподарська зона курорту Солоний лиман	0,102	0,239	0,170
2	Рекреаційна зона курорту Солоний лиман	0,036	0,120	0,092
3	Селітебна зона м. Вільногірськ	0,633	0,531	0,582
4	Промислова зона м. Вільногірськ	0,712	0,895	0,804
5	Селітебна зона м. Павлоград	0,478	0,308	0,393
6	Промислова зона м. Павлоград	0,632	0,631	0,632
7	Селітебна зона м. Жовті Води	0,743	0,634	0,688
8	Промислова зона м. Жовті Води	0,715	0,801	0,759
9	Центр м. Нікополь	0,530	0,504	0,517
10	Район Південного трубного заводу м. Нікополь	0,626	0,256	0,441
11	Район с. Новопавлівка та с. Лапінка, м. Нікополь	0,653	0,562	0,608
12	Район Нікопольського феросплавного заводу, м. Нікополь	0,557	0,566	0,562

*УПУ₁ – за величиною мітотичного індексу; **УПУ₂ – за частотою хромосомних аберацій; ***ІУПУ_б – інтегральний умовний показник ушкодженості біоіндикаторів

Що стосується мутагенності ґрунтів, то на території м. Жовті Води відмічається їх «катастрофічний» стан за цією ознакою, як у промисловій, так і у селітебній зонах. У місті Павлоград на території промзони стан ґрунтів «катастрофічний», а селітебній – «незадовільний», близький до «задовільного». На території м. Нікополя спостерігається приблизно однаковий «незадовільний» стан ґрунтів, за виключенням району Південного трубного заводу, де стан ґрунтів – «задовільний». У м. Вільногірськ на території промзони стан ґрунтів оцінюється як «катастрофічний», селітебній зоні він «незадовільний». Що стосується контрольної території, то тут відмічається «задовільний» стан ґрунтів у сільськогосподарській зоні та «еталонний» у рекреаційній зоні. Мутагенність ґрунтів у м. Жовті Води, Вільногірськ, Нікополь та Павлоград у 2,1–7,5 рази вище ніж на території ЛОК «Солоний Лиман».

Загальна токсико-мутагенної активність ґрунтів, визначена за результатами Allium-тесту, вище в 4,3–8,7 раз на досліджуваних промислових центрах Дніпропетровської області, у порівнянні з контрольною територією.

У зв'язку з тим, що за результатами Allium-тесту, на техногенно-навантажених територіях було виявлено підвищену токсичність та мутагенність ґрунтів і відповідно підвищений рівень ушкодженості біоіндикаторів, у порівнянні з контролем, тому виникла необхідність проведення статистичного аналізу даних фізико-хімічного та біоіндикаційних методів екологічної оцінки ґрунтів.

Для оцінки рівня впливу ВМ на стан біоіндикаторів проведений множинний кореляційно-регресійний аналіз. Були обчислені парний та множинний коефіцієнти

у відповідності з традиційними математичними методами параметричної статистики [8]. Результати розрахунків наведені в табл. 3–5.

Таблиця 3

Коефіцієнти парної кореляції між вмістом важких металів у грунтах та рівнем ушкодження біоіндикаторів

	C_{Mn}	C_{Pb}	C_{Zn}	C_{Cr}	C_{Cu}	C_{Ni}	C_{Co}	C_{Cd}	УПУ ₁	УПУ ₂
1	0,173	0,490	0,166	0,046	0,102	-0,288	-0,340	0,388	0,257	
0,173	1	0,566	0,375	0,468	0,621	0,274	0,148	0,566	0,494	
0,490	0,566	1	0,325	0,715	0,591	-0,309	0,153	0,528	0,496	
0,166	0,375	0,325	1	0,644	0,570	0,522	0,543	0,699	0,772	
0,046	0,468	0,715	0,644	1	0,846	0,201	0,470	0,509	0,692	
0,102	0,621	0,591	0,570	0,846	1	0,341	0,275	0,476	0,511	
-0,288	0,274	-0,309	0,522	0,201	0,341	1	0,424	0,435	0,512	
-0,340	0,148	0,153	0,543	0,470	0,275	0,424	1	0,354	0,639	
0,388	0,566	0,528	0,699	0,509	0,476	0,435	0,354	1	0,788	
0,257	0,494	0,496	0,772	0,692	0,511	0,512	0,639	0,788	1	

Примітка: C – вміст рухомих форм важких металів у ґрунті, мг/кг; УПУ₁ – за величиною мітотичного індексу; УПУ₂ – за частотою хромосомних аберацій

Таблиця 4

Коефіцієнти множинної кореляції між вмістом важких металів у ґрунті та рівнем ушкодження біоіндикаторів за тестом «Величина мітотичного індексу»

	C_{Mn}	C_{Pb}	C_{Zn}	C_{Cr}	C_{Cu}	C_{Ni}	C_{Co}	C_{Cd}
1	0,638*	0,549*	0,752**	0,626*	0,586	0,691*	0,646*	
0,638*	1	0,620*	0,772**	0,630*	0,588	0,637*	0,629*	
0,549*	0,620*	1	0,768**	0,560	0,566	0,821*	0,596	
0,752**	0,772**	0,768**	1	0,703*	0,705*	0,704*	0,700*	
0,626*	0,630*	0,560	0,703*	1	0,516	0,612*	0,525	
0,586	0,588	0,566	0,705*	0,516	1	0,557	0,529	
0,691*	0,637*	0,821**	0,704*	0,612*	0,557	1	0,473	
0,646*	0,629*	0,596	0,700*	0,525	0,529	0,473	1	

Примітка: * – вірогідність помилки $p < 0,05$; * – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$

Приведені дані свідчать про наявність суттєвої кореляції між вмістом ВМ (а саме: Pb, Zn, Cr, Cu) у ґрунті та показниками біоіндикації, розрахованими за тестом «Величина мітотичного індексу», оскільки коефіцієнти кореляції $R_{xy} > 0,5$. Між показниками біоіндикації, розрахованими за тестом «Частота абераційних хромосом» та концентраціями важких металів (Cr, Cu, Ni, Co, Cd) також відмічено середній та сильний кореляційний зв'язок.

Крім індивідуальної токсичності ВМ, має місце ефект сумачії біологічної дії – збільшення ефекту одного виду дії за наявності іншої, тобто збільшення ефекту сумарної дії одного з чинників. Тому одночасно з аналізом двомірних сукупностей було застосовано статистичний аналіз багатомірних кореляційних зв'язків (табл. 4 та 5). Обчислені коефіцієнти множинної кореляції вказують на те, що зв'язок є прямим у всіх випадках, тобто – це є підтвердженням того, що при збільшенні вмісту в ґрунті рухомих форм ВМ умовний показник ушкодження біоіндикаторів набуває більшого значення, а значить – погіршується стан фітоіндикаторів.

Коефіцієнти множинної кореляції між вмістом важких металів у ґрунтах та рівнем ушкодженості біоіндикаторів за тестом «Частота аберантних хромосом»

	C_{Mn}	C_{Pb}	C_{Zn}	C_{Cr}	C_{Cu}	C_{Ni}	C_{Co}	C_{Cd}
C_{Mn}	1	0,524	0,496	0,783**	0,728*	0,551	0,664*	0,814**
C_{Pb}	0,524	1	0,559	0,803**	0,718**	0,559	0,630*	0,756**
C_{Zn}	0,496	0,559	1	0,814**	0,692**	0,565	0,857***	0,755**
C_{Cr}	0,783**	0,803**	0,814**	1	0,813**	0,777**	0,783**	0,815**
C_{Cu}	0,728*	0,718**	0,692*	0,813**	1	0,706*	0,790**	0,778**
C_{Ni}	0,551	0,559	0,565	0,777**	0,706*	1	0,625*	0,728*
C_{Co}	0,664*	0,630*	0,857***	0,783**	0,790**	0,625*	1	0,692*
C_{Cd}	0,814**	0,756**	0,755**	0,815**	0,778**	0,728*	0,692*	1

Примітка: Теж саме, що й у табл. 4

Після того, як було визначено, що між вмістом у ґрунті рухомих форм ВМ відгуками біоіндикаторів існує середній, сильний і дуже сильний зв'язок, виникає потреба у знаходженні ліній регресії різного характеру.

Лінійне рівняння регресії, що описує залежність між вмістом у ґрунті двох рухомих форм ВМ і параметрами біоіндикації є вид:

$$УПУ_i = b_0 + b_1 \cdot C_{Me1} + b_2 \cdot C_{Me2}, \quad (1)$$

де $УПУ_i$ – відповідні умовні показники ушкодженості, розраховані за тестами «Величина мітотичного індексу» і «Частота аберантних хромосом», у. о. ; b_0 – вільний член рівняння; b_1 і b_2 – параметри рівняння; C_{Me1} і C_{Me2} – вміст у ґрунті рухомих форм відповідно ВМ, мг/кг.

Для знаходження параметрів даного рівняння використовували метод найменших квадратів. Тісноту зв'язку між результативною ознакою та сукупністю факторних ознак визначали за допомогою сукупного коефіцієнта кореляції

$$R_{УПУ C_{Me1} C_{Me2}} = \sqrt{\frac{\sigma_{УПУ C_{Me1} C_{Me2}}^2}{\sigma_{УПУ}^2}}, \quad (2)$$

$$\sigma_{УПУ C_{Me1} C_{Me2}} = \frac{1}{n} (b_0 \sum УПУ_i + b_1 \sum C_{Me1} УПУ_i + b_2 \sum C_{Me2} УПУ_i) - УПУ_i \quad (3)$$

$$\sigma_{УПУ}^2 = \frac{\sum УПУ_i^2}{n} - \left(\frac{\sum УПУ_i}{n} \right)^2 \quad (4)$$

Ступінь впливу факторів на результативну ознаку визначали за допомогою коефіцієнта детермінації (R^2), що характеризує частку варіації результативної ознаки, яка лінійно пов'язана з варіацією включених у рівняння регресії факторних ознак $R^2 = (R)^2$.

У результаті математичного аналізу були отримані рівняння лінійних регресій і встановлені відповідні коефіцієнти кореляції і детермінації. Нижче приведені рівняння лінійних регресій, котрі мають середній і сильний зв'язок за коефіцієнтом детермінації (табл. 6 та 7).

Слід відзначити, що між умовним показником ушкодженості, розрахованим за тестом «Величина мітотичного індексу» та вмістом у ґрунті рухомих форм цинку

також відмічено сильний зв'язок, а також між умовним показником ушкоджуваності, розрахованим за тестом «Частота аберантних хромосом», та вмістом у ґрунті рухомих форм цинку та кобальту зв'язок також сильний.

Таблиця 6

Моделі множинної лінійної регресії між показниками біоіндикації, розрахований за тестом «Величина мітотичного індексу» ($УПУ_1$) і вмістом у ґрунтах рухомих форм важких металів ($С_{Me_1}$, $С_{Me_2}$)

Моделі двофакторної лінійної регресії	Коефіцієнт множинної кореляції (R)	Коефіцієнт детермінації (D), %	Критерій Фішера	Рівень вірогідності (P)
$УПУ_1 = 0,229 + 0,001 \cdot C_{Mn} + 0,003 \cdot C_{Pb}$	0,638	40,7	2,488	<0,05
$УПУ_1 = 0,096 + 0,0007 \cdot C_{Mn} + 0,138 \cdot C_{Cr}$	0,752	56,6	3,421	<0,01
$УПУ_1 = 0,166 + 0,0009 \cdot C_{Mn} + 0,106 \cdot C_{Cu}$	0,626	39,2	2,410	<0,05
$УПУ_1 = 0,078 + 0,001 \cdot C_{Mn} + 0,395 \cdot C_{Co}$	0,691	47,7	2,867	<0,05
$УПУ_1 = 0,197 + 0,001 \cdot C_{Mn} + 0,23 \cdot C_{Cd}$	0,646	41,7	2,539	<0,05
$УПУ_1 = 0,305 + 0,001 \cdot C_{Pb} + 0,009 \cdot C_{Zn}$	0,620	38,4	2,369	<0,05
$УПУ_1 = 0,159 + 0,001 \cdot C_{Pb} + 0,137 \cdot C_{Cr}$	0,772	59,6	3,646	<0,01
$УПУ_1 = 0,272 + 0,002 \cdot C_{Pb} + 0,093 \cdot C_{Cu}$	0,630	39,7	2,432	<0,05
$УПУ_1 = 0,285 + 0,003 \cdot C_{Pb} + 0,135 \cdot C_{Co}$	0,637	40,6	2,478	<0,05
$УПУ_1 = 0,326 + 0,003 \cdot C_{Pb} + 0,125 \cdot C_{Cd}$	0,629	39,6	2,425	<0,05
$УПУ_1 = 0,126 + 0,007 \cdot C_{Zn} + 0,121 \cdot C_{Cr}$	0,768	59,0	3,598	<0,01
$УПУ_1 = 0,01 + 0,012 \cdot C_{Zn} + 0,478 \cdot C_{Co}$	0,821	67,4	4,316	<0,01
$УПУ_1 = 0,185 + 0,129 \cdot C_{Cr} + 0,03 \cdot C_{Cu}$	0,703	49,4	2,968	<0,05
$УПУ_1 = 0,196 + 0,149 \cdot C_{Cr} - 0,001 \cdot C_{Ni}$	0,705	49,7	2,986	<0,05
$УПУ_1 = 0,27 + 0,17 \cdot C_{Cr} - 0,213 \cdot C_{Co}$	0,704	49,6	2,974	<0,05
$УПУ_1 = 0,191 - 0,018 \cdot C_{Cr} + 0,153 \cdot C_{Cd}$	0,700	49,0	2,940	<0,05
$УПУ_1 = 0,253 + 0,105 \cdot C_{Cu} + 0,127 \cdot C_{Co}$	0,612	37,5	2,319	<0,05

Таблиця 7

Моделі множинної лінійної регресії між показниками біоіндикації, розрахованими за тестом «Частота аберантних хромосом» ($УПУ_2$) і вмістом у ґрунтах рухомих форм важких металів ($С_{Me1}$, $С_{Me2}$)

Моделі двофакторної лінійної регресії	Коефіцієнт множинної кореляції (R)	Коефіцієнт детермінації (D), %	Критерій Фішера	Рівень вірогідності (P)
$УПУ_2 = 0,113 + 0,0003 \cdot C_{Mn} + 0,158 \cdot C_{Cr}$	0,783	61,4	3,780	<0,01
$УПУ_2 = 0,163 + 0,0006 \cdot C_{Mn} + 0,138 \cdot C_{Cu}$	0,728	53,0	3,186	<0,05
$УПУ_2 = -0,064 + 0,001 \cdot C_{Mn} + 0,682 \cdot C_{Co}$	0,664	44,0	2,661	<0,05
$УПУ_2 = 0,177 + 0,001 \cdot C_{Mn} + 0,34 \cdot C_{Cd}$	0,814	66,3	4,205	<0,01
$УПУ_2 = 0,095 + 0,002 \cdot C_{Pb} + 0,144 \cdot C_{Cr}$	0,803	64,5	4,042	<0,01
$УПУ_2 = 0,196 + 0,002 \cdot C_{Pb} + 0,12 \cdot C_{Cu}$	0,718	51,6	3,098	<0,01
$УПУ_2 = 0,093 + 0,003 \cdot C_{Pb} + 0,434 \cdot C_{Co}$	0,630	39,7	2,435	<0,05
$УПУ_2 = 0,253 + 0,004 \cdot C_{Pb} + 0,24 \cdot C_{Cd}$	0,756	57,2	3,465	<0,01
$УПУ_2 = 0,11 + 0,005 \cdot C_{Zn} + 0,144 \cdot C_{Cr}$	0,814	66,3	4,211	<0,01
$УПУ_2 = 0,252 + 0,00005 \cdot C_{Zn} + 0,14 \cdot C_{Cu}$	0,692	47,9	2,877	<0,05
$УПУ_2 = -0,17 + 0,012 \cdot C_{Zn} + 0,784 \cdot C_{Co}$	0,857	73,4	4,987	<0,001
$УПУ_2 = 299 + 0,007 \cdot C_{Zn} + 0,239 \cdot C_{Cd}$	0,755	57,1	3,458	<0,01

Модель двофакторної лінійної регресії	Коефіцієнт множинної кореляції (R)	Коефіцієнт детермінації (D), %	Критерій Фішера	Рівень вірогідності (P)
$УПУ_3 = 0,133 + 0,117 \cdot C_{Cr} + 0,067 \cdot C_{Cu}$	0,813	66,1	4,189	<0,01
$УПУ_3 = 0,135 + 0,15 \cdot C_{Cr} + 0,028 \cdot C_{Ni}$	0,777	60,4	3,703	<0,01
$УПУ_3 = 0,102 + 0,146 \cdot C_{Cr} + 0,159 \cdot C_{Cu}$	0,783	61,3	3,772	<0,01
$УПУ_3 = 0,193 + 0,129 \cdot C_{Cr} + 0,127 \cdot C_{Cd}$	0,815	66,5	4,225	<0,01
$УПУ_3 = 0,296 + 0,186 \cdot C_{Cu} - 0,069 \cdot C_{Ni}$	0,706	49,8	2,992	<0,05
$УПУ_3 = 0,046 + 0,125 \cdot C_{Cu} + 0,414 \cdot C_{Co}$	0,790	62,4	3,861	<0,01
$УПУ_3 = 0,269 + 0,102 \cdot C_{Cu} + 0,167 \cdot C_{Cd}$	0,778	60,6	3,717	<0,01
$УПУ_3 = 0,093 + 0,1 \cdot C_{Ni} + 0,407 \cdot C_{Co}$	0,625	39,0	2,400	<0,05
$УПУ_3 = 0,263 + 0,095 \cdot C_{Ni} + 0,223 \cdot C_{Cd}$	0,728	53,0	3,187	<0,05
$УПУ_3 = 0,26 + 0,313 \cdot C_{Co} + 0,213 \cdot C_{Cd}$	0,692	47,9	2,876	<0,05

Крім того, якщо відома концентрація одного з металів, можна розрахувати вміст іншого металу в ґрунті, або знаючи концентрацію двох металів, можна визначити рівень ушкодженості біоіндикаторів. При збільшенні концентрації двох ВМ у ґрунті можна отримати прогноз про рівень ушкодження біоіндикаторів з похибкою 20 % і оцінити екологічний стан ґрунтів на досліджуваній території. Знайдені емпіричні рівняння регресії вказують на те, що при збільшенні рівня ушкодженості біоіндикаторних тест-систем на 0,1 у. о. при постійному вмісті в ґрунті рухомої форми одного з двох важких металів, вміст іншого змінився у середньому на коефіцієнт $0,1b_1$, і навпаки – при постійному числі X_2 величина X_1 змінюється у середньому на коефіцієнт $0,1b_2$.

Таким чином, можна зробити висновок, що отримані лінійні моделі є адекватними для прогнозування екологічного стану ґрунтів за рівнем ушкодженості біоіндикаторів від вмісту в ґрунті рухомих форм ВМ. Це дає можливість використовувати при проведенні хімічного аналізу ґрунтів цитогенетичні методи біоіндикації.

Таким чином, результати проведених досліджень можна зробити наступні висновки:

1. Установлені зв'язки між рівнями ушкодженості високочутливих біоіндикаторів та концентраціями рухомих форм важких металів у ґрунтах;
2. Обґрунтована можливість використання цитогенетичних методів біоіндикації (Allium-тест) для кількісної оцінки ступеню забруднення ґрунтів рухомими формами ВМ.

Бібліографічні посилання

1. Котвіцька І. М. Важкі метали в ґрунтах кievського мегаполісу / І. М. Котвіцька // Пошукова та екологічна геохімія. – 2003. – №2/3. – С. 79–81.
2. Гайдихович Е. В. Техногенные источники загрязнения почв тяжелыми металлами / Е. В. Гайдихович // Пошукова та екологічна геохімія. – 2003. – №2/3. – С. 88–90.
3. Жук Е. А. Использование показателей подвижности тяжелых металлов при эколого-геохимической оценке почв урбанизированных территорий / Е. А. Жук // Пошукова та екологічна геохімія. – 2003. – №2/3. – С. 82–84.
4. Горова А. И. Методологические аспекты оценки мутагенного фона и генетического риска для человека и биоты от действия мутагенных экологических факторов / А. И. Горова, Л. Ф. Бобырь, Т. В. Скворцова и др. // Цитология и генетика. – 1996. – Вып. 30, №6. – С. 78–86.

- Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв / Е. В. Аринушкина. – М., 1978. – 490 с.
- 12–141–2007 Обстеження та районування території за ступенем впливу антропогенних чинників на стан об'єктів довкілля з використанням цитогенетичних методів / [А. І. Голуб, С. А. Риженко, Т. В. Скворцова та ін.]. – К., 2007. – 35 с.
- Паушева З. П. Практикум по цитологии растений. 4-е изд., перераб. и доп. / З. П. Паушева. – М., 1988. – 271 с.
- Лакин Г. Ф. Биометрия / Г. Ф. Лакин. – М., 1990. – 352 с.

Надійшло до редколегії 22.12.09

ISSN 9125-054+528.8

А. А. Кроик, Л. О. Дорганова

Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара

ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОСТЕЙ ПРИМЕНЕНИЯ МЕТОДОВ КОСМИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ДЛЯ ИССЛЕДОВАНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ТЕРРИТОРИЙ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

Проведено аналіз можливостей сучасних супутникових систем дистанційного зондування Землі щодо моніторингу екологічного стану територій, забруднених важкими металами, та визначені найбільш оптимальні з них. Знайдені найбільш інформативні діапазони спектра для дистанційної індикації важких металів у рослинах та запропоновані спеціальні спектральні індекси.

Ключові слова: дистанційне зондування Землі, екологічний моніторинг, важкі метали, спектральні індекси.

Исследованы возможности современных систем дистанционного зондирования Земли в космическом мониторинге экологического состояния территорий, загрязненных тяжелыми металлами, и определены наиболее оптимальные из них. Найдены наиболее информативные диапазоны спектра для дистанционной индикации тяжелых металлов в растениях и предложены специальные спектральные индексы.

Ключевые слова: дистанционное зондирование Земли, экологический мониторинг, тяжелые металлы, спектральные индексы.

Possibilities of modern Earth remote sensing systems are investigated in the space environmental monitoring of areas, contaminated with heavy metals, and the best of them are identified. The most informative E-field radiation spectrum zones for remote indication of heavy metals are identified and the special spectral indexes are offered.

Keywords: Earth remote sensing, environmental monitoring, heavy metals, spectral indexes.

Введение. Устойчивое социально-экономическое развитие современного общества невозможно без оценки различных типов антропогенного влияния на окружающую среду, а также степени ее защищенности. Среди приоритетных загрязнителей промышленно-развитых территорий особое место занимают тяжелые металлы из-за их исключительно негативного влияния на здоровье и качество жизни населения. Основными поставщиками тяжелых металлов в окружающую среду являются промышленные предприятия горно-металлургического, топливно-энергетического, химического комплексов, а также автотранспорт.

© А. А. Кроик, Л. О. Дорганова, 2010