

В.Р. Клос¹, Е.Я. Жовинський², Крюченко Н.О.², М.В. Приходько¹

1. Державне підприємство "Українська геологічна компанія"

02088, пров. Геофізиків, 10, Київ, Україна

2. Інститут геохімії мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка НАН України

03680, просп. Палладіна, 34, Київ-143, Україна

Геохімічний вплив земель, забруднених мулами стічних каналізаційних вод на рослинність

Вступ. Дослідження питань екологічного впливу використання мулів стічних каналізаційних вод в якості органічних добрив для вирощування сільськогосподарської продукції та декоративних рослин в Україні розпочаті ще у 80-х роках минулого сторіччя та тривають і донині. Багато уваги цим питанням приділяють як вітчизняні так і закордонні дослідники, але загальної точки зору на можливість використання таких мулів для підвищення родючості земель не досягнуто.

В статті наводяться результати геохімічних досліджень мулів стічних вод, сільськогосподарських і перелогових земель забруднених важкими металами в результаті використання таких мулів в якості органічних добрив та результати забруднення рослин із забруднених земель.

До 80-х років минулого сторіччя мули каналізаційних стічних вод із-за своєї високої поживності для рослин (велика концентрація біологічно доступного азоту, фосфору, калію) інтенсивно використовувались в якості органічних добрив при вирощуванні сільськогосподарської продукції. Така практика успішно поєднувала підвищення урожайності та утилізацію відходів і в минулому була широко розповсюджена не тільки в СРСР, але і за кордоном. Геохімічні дослідження мулів стічних вод (особливо від великих промислових агломерацій) показали, що ці відходи забруднені важкими металами, а їх використання в якості сільськогосподарських добрив, може призвести до забруднення сільськогосподарських земель токсичними хімічними елементами і, як наслідок, - сільськогосподарської продукції. У зв'язку з цим, в 1983 році на території України, було припинено використання мулів стічних вод та мулових вод для сільськогосподарських потреб. В деяких країнах світу, мули стічних вод використовуються в сільському господарстві і сьогодні, за умови не перевищення в них встановлених лімітів вмісту за деякими токсичними елементами (табл. 1).

Таблиця 1 – Норми деяких країн світу на вміст важких металів в осадах стічних вод призначених для сільськогосподарського використання в якості добрив

Країни світу	Допустимий валовий вміст важких металів в мг/кг сухого осаду								
	Zn	Cu	Cr	Pb	Ni	Cd	Hg	Co	Mo
США	1500	750	500	500	150	50	-	-	-
Франція	3000	1500	200	300	100	15	8	20	-
Німеччина	3000	1200	1200	1200	200	20	20	-	-
Австрія	2000	500	500	500	200	10	10	100	-
Нідерланди	2000	500	500	500	50	10	10	-	-
Швейцарія	3000	1000	1000	1000	200	30	10	20	20
Росія, мули I кат	1750	750	500	250	200	15	7,5	-	-
Росія, мули II кат	3500	1500	1000	500	400	30	15	-	-
Дослідні мули (середнє значення) [12]	577	357	886	152	93	24	1,5	13	2,2
ГДК для с/г ґрунтів [15]	110	32	100	32	110	4	2,1	50	5

Методика та обсяги робіт. Головною метою виконаних досліджень було визначення геохімічного впливу земель різного господарського призначення забруднених мулам стічних каналізаційних вод на рослинність. Наявні дослідження рослинності не носили експериментально-наукового характеру, як це прийнято за класичними прийомами агрохімічних досліджень (висадження агрокультур на ділянках з різними концентраціями хімічного елементу) [4,9], а мали науково-прикладний характер еколого-геохімічного спрямування.

Для досягнення мети було вибрано чотири групи ділянок різного господарського призначення та з різними концентраціями важких металів (аномальними та фоновими) поблизу великого промислового центру України. В межах цих ділянок відбирались проби ґрунту та рослин.

Із рослин для досліджень були вибрані найбільш поширені види в межах вибраних ділянок землі різного господарського призначення, але з умовою, щоб один із видів рослин був відібраний на усіх ділянках. Такій вимозі відповідали багаторічні дикоростучі злаки - пирій повзучий, стебла якого були відібрані практично в кожному пункті випробування. Крім того, попередніми дослідженнями [12, 13] також було доведено, що стебла багаторічних дикоростучих злаків є найбільш інформативними з позицій геохімічних досліджень, так як вони є практично безбар'єрними для концентрації важких металів, а повсюдна поширеність дикоростучих злаків в межах лісостепової біокліматичної зони робить їх практично не замінимими для виконання еколого-геохімічних робіт.

Крім дикоростучих злаків також випробувались сільськогосподарські (конопля, соя, кукурудза і др.) і декоративні (хризантеми) рослини. Проби рослин відбирались в тих же пунктах, що і проби поверхневих відкладів (ґрунтів), з максимальною кількістю видів рослин в одному пункті. Тобто, в кожному пункті випробування ґрунту, обов'язково відбиралась проба стебел пирію повзучого і ще одна (по можливості) проба сільськогосподарських чи декоративних рослин.

Такий підхід до випробування дозволив порівняти коефіцієнти біологічного поглинання валових і рухомих форм важких металів рослинами на ділянках із різною їх концентрацією в поверхневих відкладах, а також порівняти ці коефіцієнти в багаторічних дикоростучих злаках із сільськогосподарськими рослинами.

Перша група ділянок з максимально високою концентрацією важких металів була вибрана в межах мулових полів (джерело забруднення). Друга група ділянок з високою концентрацією важких металів (забруднені ділянки мули стічних вод), вибрані в межах сільськогосподарських земель та на клумбах декоративних рослин. Забрудненість цих земель важкими металами була визначена за результатами попередніх еколого-геохімічних досліджень [12, 13]. Третя група ділянок, з умовно фововою концентрацією важких металів (контрольна), була вибрана в межах сільськогосподарських та перелогових земель.

Відбір проб поверхневих відкладів (ґрунтів) в межах вибраних ділянок здійснювався з метою уточнення концентрації важких металів в пунктах відбору проб рослин, що дозволило більш обґрунтовано формувати вибірки для узагальнення даних аналітичних досліджень щодо рослинності.

Проби поверхневих відкладів (ґрунт, мул) відбирались без регулярної мережі на сільськогосподарських землях (поля, городи і клумби), в природних ландшафтах (луки, пустирі і т.п.) і на мулових полях. Пункти випробування в межах вибраних ділянок вибирались за результатами попередніх досліджень та за наявності видів рослин які випробувались. Випробування виконувалось спеціальним пробовідбірником в п'яти точках методом „конверту” із стороною квадрату 10 м до глибини 10 см в природних ландшафтах та на мулових полях і до глибини 20 см, або на усю потужність орного шару в межах сільськогосподарських угідь та на клумбах. Відібрані точкові проби об'єднувались в одну загальною вагою 1,0 – 1,5 кг. Всього було відібрано 41 пробу поверхневих відкладів. Після висушування та просіювання на капроновому ситі 2 мм, відібрані проби квартувались, відбирались лабораторні наважки і дублікати проб та здавались на пробопідготовку і наближено кількісний спектральний аналіз на 32 елементи та на визначення рухомих форм Hg, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn, Ag.

Відбір проб рослинності здійснювався в пунктах відбору проб поверхневих відкладів з метою оцінки забруднення рослин важкими металами на забруднених землях. Відбір проб рослин виконувався восени, після припинення їх біологічної активності та часткового відмирання. За літературними даними (Ковалевський Л.А – 1991) така фаза розвитку рослин є найбільш сприятливою для проведення геохімічних досліджень. Проби рослин відбирались садовим секатором. В більшості випадків до біогеохімічної проби відбирались наземні частини рослин (стебла) на відстані 10-15 см від поверхні землі загальною вагою 0,5-1,0 кг.

Після висушування та більш мілкового подрібнення, відібрані проби квартувались, відбирались лабораторні наважки і дублікати проб та здавались на пробопідготовку (мокре спалювання) і на кількісні визначення концентрації таких елементів як Hg, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn. Всього відібрано 63 проби рослин із них: стебла пирію повзучого (лат. *Elytrigia repens*) - 28 проб; стебла плоскухи звичайної (лат. *Echinochloa crus-galli*), – 7 проб; стебла коноплі (лат. *Cannabis*) - 12 проб; стебла сої культурної (лат. *Glycine max*) – 9 проб; стебла кущових хризантем (лат. *Chrysanthemum*) – 4 проби; стебла кукурудзи культурної (лат. *Zea perennis*) – 1 проба, стебла перцю солодкого (лат. *Capsicum annuum*) – 1 проба, боби сої культурної (лат. *Glycine max*) – 1 збірна проба.

Лабораторні роботи включали: підготовку літохімічних проб (мули, ґрунти) до аналітичних досліджень (подрібнення проб до розміру часток менше 0,074 мм); наближено кількісний спектральний аналіз літохімічних проб з реєстрацією спектра фотоелектронною касетою (АС-ФЕК - методика Укрметртестстандарт № МВВ-081/12-0665-09) на 32 елементи (Ag, As, Ba, Be, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Ga, La, Li, Mn, Mo, Nb, Ni, P, Pb, Sb, Sc, Sn, Sr, Ti, Tl, U, Au, V, W, Y, Yb, Zn, Zr); атомно-абсорбційний аналіз літохімічних проб на Hg методом „холодної пари” (AAS Cold vapour); аналіз літохімічних проб на рухомі форми виконувався за методикою ДСТУ EN 13651:2012 (витяжка розчином CaCl₂+ДТПА) [2]. Визначення Hg виконувалось атомно-абсорбційним методом AAS Cold vapour. Визначення Pb, Cd і Ag виконувалось атомно-абсорбційним методом в графітовій кюветі (AAS-ETA), Ni, Cu, Zn - атомно-абсорбційним методом в ацетилен-повітряному полум'ї (AAS-Flame), а C_{орг.} обмінним хімічним методом.

Підготовка проб рослинності (стебла) до аналітичних досліджень включала їх механічне подрібнення до розміру часток в 2-3 мм та мокре спалювання сумішшю концентрованої азотної кислоти і перекису водню (HNO₃ + H₂O₂) при температурі 100° С. Аналіз розчину біохімічних проб здійснювався на визначення Hg методом AAS Cold vapour, Pb і Cd методом AAS-ETA, Ni, Cu і Zn методом AAS-Flame.

Усі лабораторні дослідження відібраних проб поверхневих відкладів та рослинності виконувались в Центральній лабораторії ДП "Українська геологічна компанія" відповідно діючих нормативних документів з використанням рекомендованих засобів вимірювання, які пройшли державну повірку (свідоцтво про атестацію Державної служби геології та надр України за № 061/2012 від 01.03.2012 р. та чинного до 01.03.2017 р.).

Для еколого-геохімічної оцінки забруднення поверхневих відкладів (ґрунтів) використовувався сумарний показник забруднення (СПЗ, або $Z_c = \sum C_i / C_{ф-(n-1)}$) [14] та цинковий еквівалент токсичності ($E_{Zn} = C_{Zn} + 2C_{Cu} + 8C_{Ni} + 50C_{Cd}$) [6, 7]. Для санітарно-гігієнічної оцінки вмісту хімічних елементів в пробах рослин використовувались гранично допустимі концентрації (ГДК) [3, 8, 10], а для порівняння надходження важких металів до

рослин використовувався коефіцієнт біологічного поглинання відносно валових (Кб.п.) та рухомих (Кб.п.2) їх форм в поверхневих відкладах.

Результати та обговорення.

Еколого-геохімічна оцінка забруднення поверхневих відкладів

Ґрунт є основним джерелом надходження важких металів і мікроелементів у харчові ланцюги. Він забезпечує мікроелементами безпосередньо рослини і непрямим шляхом – тварин і людину. При техногенному забрудненні, саме ґрунт є початковою ланкою надходження важких металів та інших токсичних речовин по харчових ланцюгах у організм людини.

Як відомо з літературних даних [6,10,11] та результатів попередніх досліджень [12], мули стічних вод є сприятливим середовищем для вирощування рослин. Вміст біологічно доступного азоту, фосфору і калію в них є значно вищим у порівнянні із природними ґрунтами, але і концентрація важких металів в цих мулах є надзвичайно високою, особливо від великих промислових агломерацій (Табл. 1).

Провідними елементами забруднення досліджених мулів стічних вод є $Ag_{301}-Cd_{80}-Hg_{42}-Sn_{19}-Cr_{18}-Cu_{18}-Pb_{10}-Zn_{10}-Ba_{10}-Sr_{10}-Ni_5-P_5-Mn_5$, концентрація яких перевищує їх фонові концентрації в 5-300 разів (знизу від символу елемента, його середній коефіцієнт концентрації відносно фонового вмісту у ґрунтах району робіт) [12]. Більшість цих елементів за своєю токсичністю відносяться до I (Cd, Hg, Pb, Zn) та II (Cr, Cu) класів небезпеки.

Забруднення досліджених поверхневих відкладів за своїм геохімічним складом практично повністю відповідає геохімічному забрудненню мулів стічних вод, але дещо з меншими коефіцієнтами концентрації. Воно має поліелементний характер, СПЗ якого змінюються від 9,5 до 1003 од., тобто від фонових та допустимих рівнів (8 – 16 од.) до надзвичайно небезпечних рівнів (більше 128 од.) забруднення. (Табл. 2). Такий результат був очікуваним, так як ділянки для випробування поверхневих відкладів вибирались із метою фіксації в них різних концентрацій хімічних елементів внаслідок забруднення земель мулами стічних вод.

Аналогічно СПЗ, цинковий еквівалент токсичності в пробах поверхневих відкладів варіює також у великих межах від 99 до 5766 мг/кг, тобто від фонових значень, які для району робіт складають приблизно 100 мг/кг до небезпечних значень – більше 250 мг/кг (Табл. 2).

Для дослідження умов накопичення хімічних елементів в рослинах – їх коефіцієнтів біологічного накопичення, досліджувані поверхневі відклади були розділені на вибірки за ландшафтно-функціональним використанням земель та рівнями концентрацій хімічних елементів. Всього було виділено 6 ділянок (вибірок): 1 - мулові поля (джерело забруднення);

Таблиця 2 - Середні значення валових концентрацій та концентрацій обмінних (рухомих) форм важких металів у поверхневих відкладах досліджуваних ділянок

№ з/п	Місце відбору поверхневих відкладів (вибірка) та матеріал проб	Вміст важких металів в мг/кг																					С орг. обмінний у %	СПЗ валових концентрацій	Цинковий еквівалент токсичності в мг/кг
		Hg			Pb			Cd			Ni			Cu			Zn			Ag					
		ва-лова	обмінна	% від валу	ва-лова	обмінна	% від валу	ва-лова	обмінна	% від валу	ва-лова	обмінна	% від валу	ва-лова	обмінна	% від валу	ва-лова	обмінна	% від валу	ва-лова	обмінна	% від валу			
1	Мулові поля БСА – мули (n = 10)	2,91	0,32	15,3	104	7,67	9,1	13,3	5,20	41,0	61,5	9,19	15,2	406,4	11,79	3,2	434	25,87	6,2	6,68	0,00017	0,003	0,94	548	2397
2	Забруднені с/г землі - ґрунти (n = 11)	0,77	0,11	16,5	52,4	5,64	11,2	7,56	2,31	31,3	26,9	4,73	16,8	116,4	7,31	8,3	157,3	5,09	3,0	3,83	0,00207	0,047	0,22	196	983
3	Забруднені перелогові землі - ґрунти (n = 4)	0,87	0,11	19,6	109,3	9,94	10,4	11,4	2,78	25,5	45,8	4,13	13,0	226,3	8,35	8,5	303	7,07	2,7	4,48	0,00048	0,012	0,24	266	1691
4	Забруднені землі клумб - ґрунти (n = 3)	0,60	0,13	21,4	140	18,38	13,0	16,3	8,03	48,1	42,0	6,88	16,3	280	9,20	3,2	340	19,41	5,6	5,43	0,00008	0,002	0,68	311	2053
5	Фонові с/г землі - ґрунти (n = 6)	0,17	0,06	39,0	20,3	1,9	8,7	0,51	0,09	17,9	25,2	1,39	5,4	33,2	1,86	5,3	50,8	0,30	0,6	0,18	0,00014	0,113	0,17	26	344
6	Фонові перелогові землі - ґрунти (n = 6) контрольна вибірка	0,09	0,05	56,7	11,3	0,52	4,6	0,83	0,09	10,4	10,7	0,50	7,3	20,3	1,25	5,6	47,2	0,80	1,7	0,26	0,00010	0,148	0,04	20	214
7	Фонові землі клумб - суміш торфу і ґрунту (n = 1) контрольна проба	0,17	0,06	35,3	44	0,08	0,2	0,25	0,08	32,0	17	0,45	2,6	36	0,67	1,9	40	1,14	2,9	0,53	0,00005	0,009	0,25	79	261
Фон району робіт		0,03			15			0,3			20			20			60			0,03					
Середнє у %				29,1			8,2			29,5			11,0			5,1			3,2			0,048			

n - кількість проб у вибірці

2 - забруднені мулами стічних вод сільськогосподарські землі; 3 - забруднені мулами стічних вод перелогові землі; 4 - забруднені мулами стічних вод землі декоративних клумб; 5 – «фонові» сільськогосподарські землі і 6 – «фонові» перелогові землі (контрольна вибірка).

Визначення рухомих форм, які є більш доступними для споживання рослинами, у виділених вибірках виконувались за провідними елементами забруднення мулів (Ag, Hg, Cd, Cu, Pb, Zn) та елементами найбільш рухомими в гіпергенних умовах (Ni).

Зважаючи на високу неоднорідність розподілу хімічних елементів в мулах стічних вод та надання геохімічної характеристики рослинам, які ростуть на них, додатково досліджувались мули стічних вод в різних частинах мулових полів. Поверхневі відклади мулових полів (10 проб) представлені торф'яно-муловими відкладами чорного кольору і характеризуються максимальним поліелементним забрудненням: $Ag_{223}-Hg_{97}-Cd_{44}-Cu_{20}-Pb_{7}-Zn_{7}-Ni_3$ з СПЗ від 160 до 1003 од. при середньому значенні 548 од. Zn еквівалент токсичності в них змінюється від 807 до 5766 мг/кг при середньому значенні 2397 мг/кг. Середній вміст обмінних форм органічного вуглецю складає 0,93% (Табл. 2).

Поверхневі відклади сільськогосподарських земель забруднених мулами стічних вод представлені піщано-суглинистим матеріалом темно-сірого і бурого кольору (11 проб) і характеризуються поліелементним забрудненням: $Ag_{128}-Hg_{26}-Cd_{25}-Cu_6-Pb_4-Zn_3$ з СПЗ від 93 до 267 од. при середньому значенні 196 од. Zn еквівалент токсичності змінюється від 529 до 1428 мг/кг при середньому значенні 983,5 мг/кг. Вміст обмінних форм органічного вуглецю – 0,22%.

Поверхневі відклади перелогових земель забруднених мулами стічних вод представлені супісями темно-сірого і сірого кольору (4 проби) і характеризуються поліелементним забрудненням: $Ag_{149}-Cd_{38}-Hg_{29}-Cu_{11}-Pb_7-Zn_5-Ni_2$ з СПЗ від 164 до 345 од. при середньому значенні 266 од. Zn еквівалент токсичності змінюється від 736 до 2718 мг/кг при середньому значенні 1691 мг/кг. Вміст обмінних форм органічного вуглецю – 0,24%.

Поверхневі відклади декоративних клумб забруднених мулами стічних вод представлені торф'янистими супісями чорного і темно-сірого кольору (3 проби) і також характеризуються поліелементним забрудненням: $Ag_{181}-Cd_{54}-Hg_{20}-Cu_{14}-Pb_9-Zn_6-Ni_2$ з СПЗ від 254 до 358 од. при середньому значенні 311 од. Zn еквівалент токсичності змінюється від 1670 до 2356 мг/кг при середньому значенні 2053 мг/кг. Вміст обмінних форм органічного вуглецю – 0,68%. Слід відмітити, що в контрольній пробі поверхневих відкладів декоративних клумб (територія ДП „Українська геологічна компанія”), які також представлені торф'янистими супісями чорного кольору виявлено їх забруднення: $Ag_{18}-Hg_6-Pb_3$ з СПЗ - 79 од. і Zn еквівалент токсичності – 261 мг/кг при вмісті обмінних форм органічного вуглецю – 0,25%.

Поверхневі відклади вибірки «фонових» сільськогосподарських земель представлені піщано-суглинистим матеріалом темно-сірого і бурого кольору (6 проб) і характеризуються не

значним забрудненням: Ag_6-Hg_6 з СПЗ від 18 до 38 од. при середньому значенні 26 од. Zn еквівалент токсичності змінюється від 246 до 400 мг/кг при середньому значенні 344 мг/кг. Вміст обмінних форм органічного вуглецю – 0,17%.

Поверхневі відклади «фонових» перелогових земель (контрольна вибірка) представлені супісками темно-сірого і сірого кольору (6 проб) і характеризуються не значним забрудненням: $Ag_8-Cd_3-Hg_3$ з СПЗ від 9 до 50 од. при середньому значенні 20 од., Zn еквівалент токсичності змінюється від 99 до 449 мг/кг при середньому значенні 214 мг/кг. Вміст обмінних форм органічного вуглецю – 0,04%.

Варто відмітити, що контрольна вибірка вибрана не найкращим чином, так як забруднення важкими металами від мулів стічних вод характерне для усіх ландшафтів району досліджень, але мінімальні концентрації Ag , Cd і Hg у ґрунтах цієї вибірки дозволили прийняти концентрації обмінних (рухомих) форм досліджуваних хімічних елементів в якості контрольних для усіх інших досліджуваних ділянок.

Щодо концентрації обмінних (рухомих) форм в поверхневих відкладах, то Макаренко Н.А. вказує на те, що валовий вміст важких металів доцільно використовувати для загальної характеристики стану ґрунтів і потенційної небезпечності важких металів [6, 8]. Лише вміст рухомих форм буде зумовлювати рівень їхньої токсичності. Метали саме у рухомих сполуках негативно впливають на ґрунтовий біоценоз, що неодноразово було доведено вітчизняними і зарубіжними спеціалістами.

В наявній роботі для усіх досліджуваних елементів встановлено пряму лінійну залежність між валовою концентрацією та концентрацією їх обмінних форм, тобто із збільшенням валової їх концентрації збільшується концентрація обмінних форм (Рис. 1). Виключенням із цього переліку елементів є Ag , для якого не відмічається такої залежності.

Розрахунок кореляційних зв'язків між валовою концентрацією хімічних елементів та концентрацією обмінних їх форм, також підтвердив це судження: **Hg** $R = 0,99$, **Pb** $R = 0,94$, **Cd** $R = 0,94$, **Ni** $R = 0,89$, **Cu** $R = 0,99$, **Zn** $R = 0,94$, за виключенням **Ag**, для якого кореляційний зв'язок, між валовою та обмінною концентраціями, відсутній ($R = 0,11$).

Відсутність прямої залежності між валовою та обмінною формами у поверхневих відкладах для Ag можливо пов'язана із надзвичайно малим вилученням цього металу із проб, на рівні чутливості аналізу.

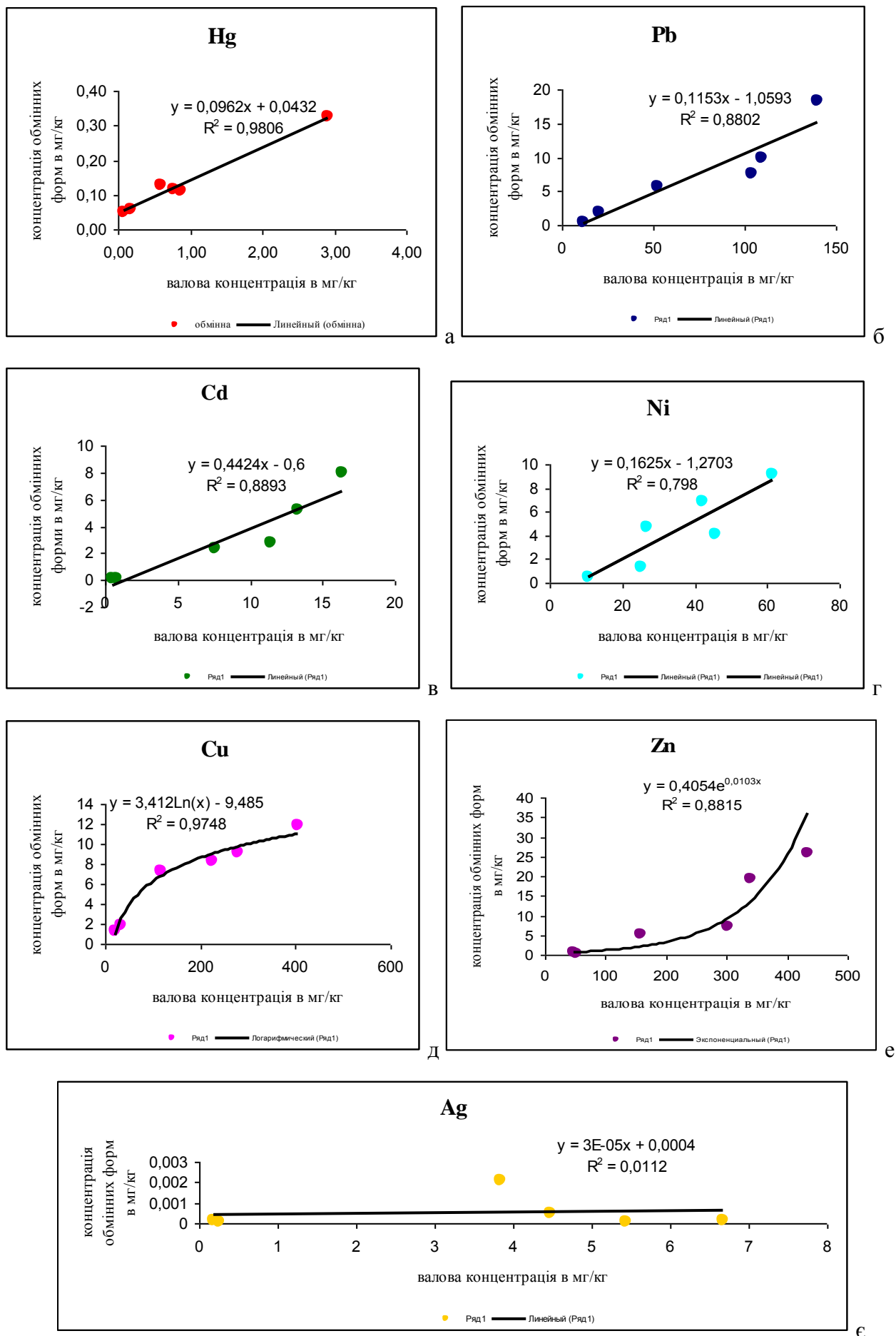


Рис. 1 Графіки кореляційних залежностей валових концентрацій та концентрацій обмінних (рухомих) форм **Hg**(а), **Pb**(б), **Cd**(в), **Ni**(г), **Cu**(д), **Zn**(е), **Ag**(е) в поверхневих відкладах

Також встановлено, що концентрація обмінних форм в поверхневих відкладах, головним чином, залежить від хімічних особливостей елементу, а вже потім від особливостей використання та ландшафтно-геохімічних особливостей досліджуваних ділянок (Рис. 2).

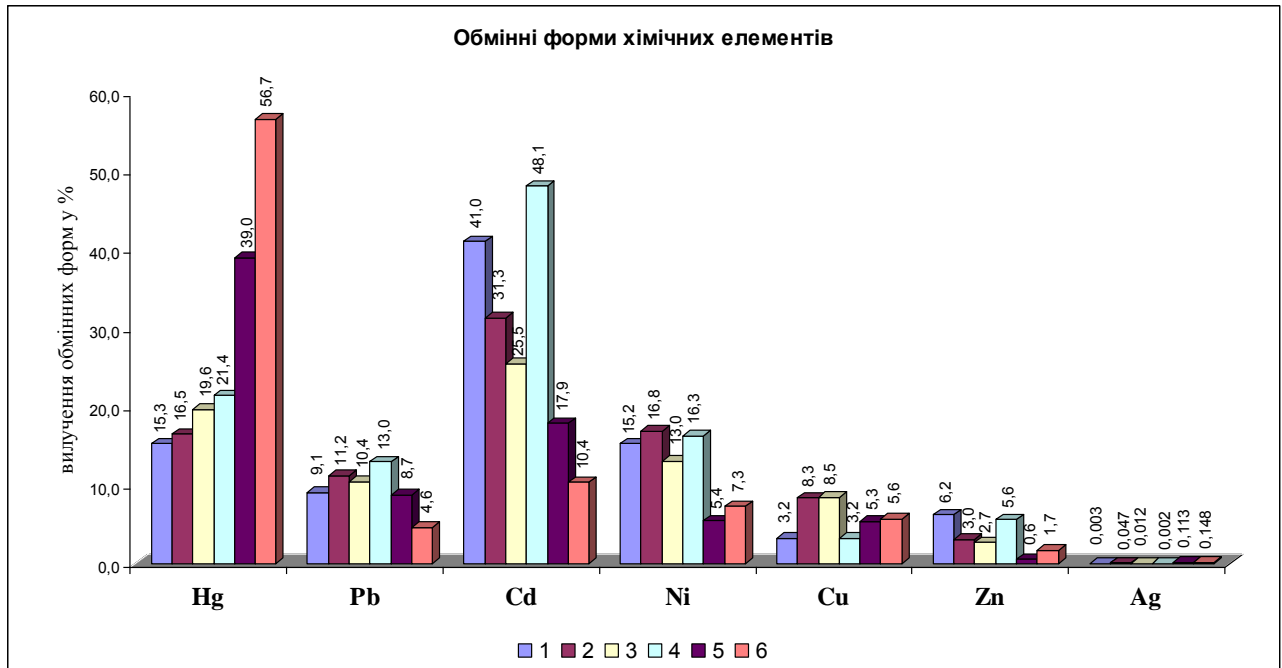


Рис. 2 Вилучення обмінних (рухомих) форм хімічних елементів на ділянках досліджень різного використання: 1 - мулові поля (джерело забруднення); 2 - сільськогосподарські землі забруднені мулами стічних вод; 3 - забруднені перелогові землі; 4 - забруднені землі декоративних клумб; 5 – «фонові» сільськогосподарські землі; 6 – «фонові» перелогові землі (контрольна вибірка).

З рисунка видно, що якоїсь загальної закономірності у вилученні обмінних форм досліджуваних елементів з поверхневих відкладів ділянок різного господарського призначення не відмічається, але для окремих елементів воно є більшим ніж для інших.

Максимальне вилучення обмінних форм елементів відмічається для Cd і Hg (Cd від 10 до 48% при середньому значенні 29,5% від його валової концентрації і Hg від 15 до 56% при середньому значенні 29,1%), а мінімальне для Ag – середнє значення 0,05% (Рис. 3). Середній відсоток вилучення для інших елементів складає: Pb – 8,2%, Ni – 11%, Cu – 5,1%, Zn – 3,2%.

Звертає на себе увагу вилучення обмінних форм Hg та Cd на ділянках із різною їх валовою концентрацією. Для Hg відмічається максимальний відсоток вилучення її обмінних форм на фонових ділянках та менший на забруднених ділянках – обернена залежність (Рис. 4). Приблизно так поводить себе і Ag.

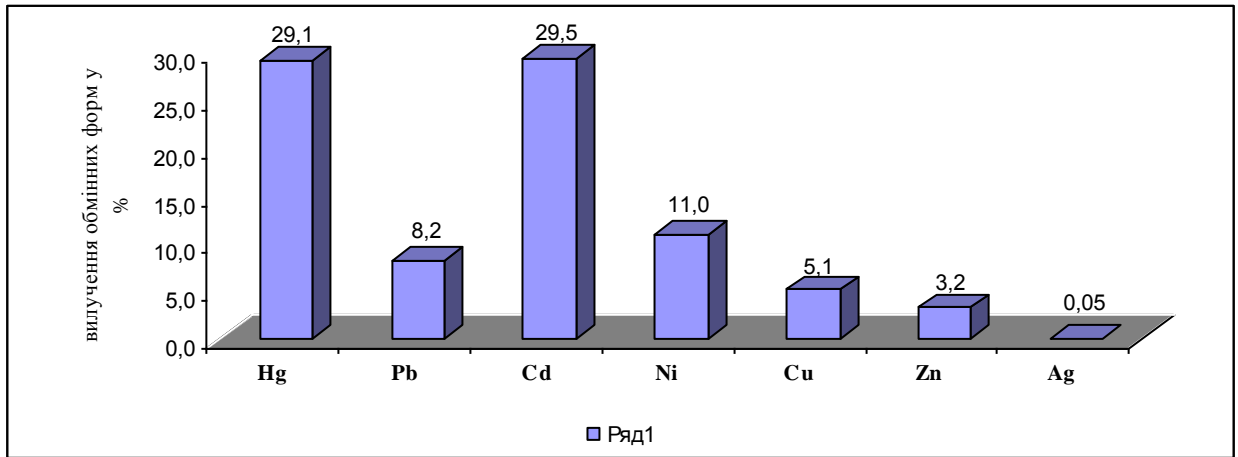


Рис. 3 Вилучення обмінних (рухомих) форм хімічних елементів із поверхневих відкладів.

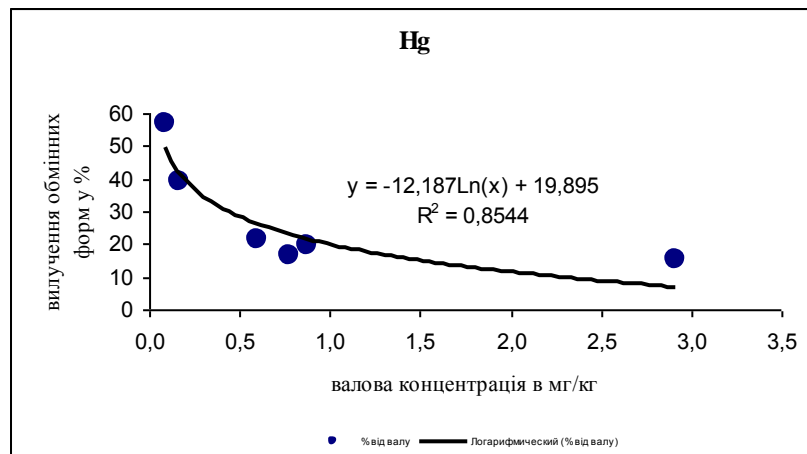


Рис. 4 Залежність вилучення обмінних (рухомих) форм Hg на ділянках досліджень із різною її концентрацією.

Для Cd, як і для більшості досліджуваних елементів, відмічається максимальний відсоток вилучення його обмінних форм на забруднених ділянках та менший на фонових ділянках – пряма залежність (Рис. 5).

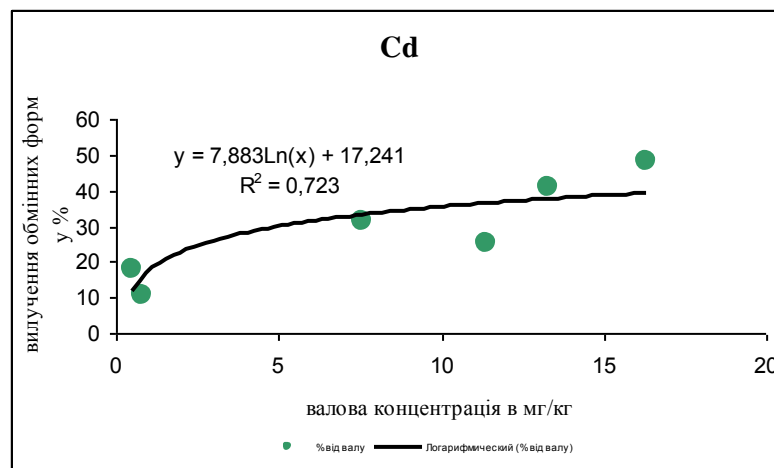


Рис. 5 Залежність вилучення обмінних (рухомих) форм Cd на ділянках досліджень із різною його концентрацією.

Не виявлено залежності між вмістом обмінних форм органічного вуглецю та концентрацією рухомих форм досліджуваних елементів у поверхневих відкладах.

Еколого-геохімічна оцінка забруднення рослин

В межах досліджуваних ділянок поверхневих відкладів (вибірок), які складені за умовами використання земель та концентрацією важких металів, були відібрані проби рослин за переважаючим видовим складом.

Найбільш повно ділянки досліджень охарактеризовані рослинністю за стеблами пирію повзучого (лат. *Elytrigia repens* - 28 проб), які відібрані на усіх ділянках досліджень за виключенням клумб та мулових полів. Безпосередньо на мулових полях пирій не росте (1 проба), тут замість стебел пирію відбирались проби стебел іншого дикоростучого злаку – плоскухи звичайної (лат. *Echinochloa crus-galli* - 7 проб). Концентрація досліджуваних важких металів (Hg, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn) в стеблах пирію змінюється в доволі широких межах (Табл. 3).

Відмічається пряма залежність між валовою концентрацією важких металів в стеблах пирію та їх валовими і обмінними концентраціями в поверхневих відкладах на різних ділянках досліджень (Рис. 6). Результати досліджень стебел пирію з мулового поля не приймаються до уваги із за обмеженої кількості проб (1 проба).

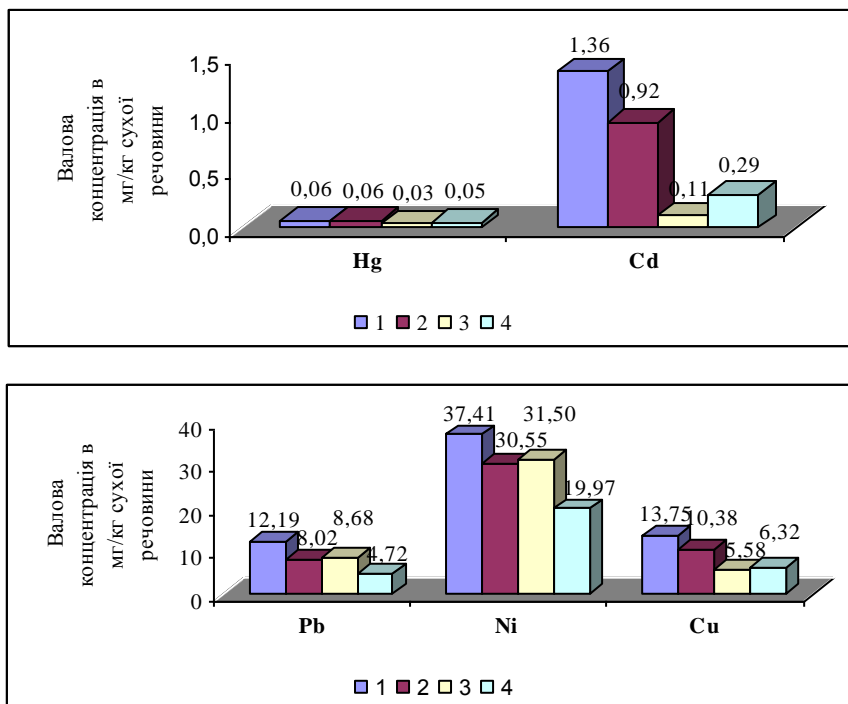


Рис. 6 Концентрація важких металів в стеблах пирію повзучого на ділянках досліджень різного використання: 1 - сільськогосподарські землі забруднені мулами стічних вод; 2 - забруднені перелогові землі; 3 - «фонові» сільськогосподарські землі; 4 - «фонові» перелогові землі (контрольна вибірка).

Таблиця 3 – Валова концентрація важких металів в стеблах пирію повзучого (лат. *Elytrigia repens*) та концентрація валових і обмінних (рухомих) форм у поверхневих відкладах

Місце відбору проб стебел рослин	Вміст важких металів в мг/кг									
	Hg					Pb				
	валова пирій	валова ґрунт	обмінна ґрунт	Кб.п.*	Кб.п.2**	валова пирій	валова ґрунт	обмінна ґрунт	Кб.п.	Кб.п.2
Мулові поля стічних вод (n=7 стебла плоскоухи)	0,25	3,51	0,36	0,11	0,91	3,2	119	6,63	0,04	0,9
Забруднені сільськогосподарські землі (n=11)	0,06	0,77	0,11	0,09	0,54	12,2	52	5,64	0,32	2,6
Забруднені перелогові землі (n=4)	0,06	0,87	0,11	0,18	0,66	8,0	109	9,94	0,12	1,0
«Фонові» сільськогосподарські землі (n=6)	0,03	0,17	0,06	0,18	0,56	8,7	20	1,90	0,44	30,3
«Фонові» перелогові землі (n=6 - контрольна вибірка)	0,045	0,09	0,05	0,58	1,08	4,7	11	0,52	0,52	23,9

Продовження табл. 3

Місце відбору проб стебел рослин	Вміст важких металів в мг/кг									
	Cd					Ni				
	валова пирій	валова ґрунт	обмінна ґрунт	Кб.п.	Кб.п.2	валова пирій	валова ґрунт	обмінна ґрунт	Кб.п.	Кб.п.2
Мулові поля стічних вод (n=7 стебла плоскоухи)	1,81	15,19	5,86	0,16	0,41	33,0	68	8,45	0,67	6,2
Забруднені сільськогосподарські землі (n=11)	1,36	7,56	2,31	0,19	0,66	37,4	27	4,73	1,49	12,0
Забруднені перелогові землі (n=4)	0,92	11,4	2,78	0,08	0,29	30,6	46	4,13	1,03	9,1
«Фонові» сільськогосподарські землі (n=6)	0,11	0,5	0,09	0,25	1,86	31,5	25	1,39	1,31	33,3
«Фонові» перелогові землі (n=6 - контрольна вибірка)	0,29	0,83	0,09	0,22	2,32	20,0	11	0,50	3,43	44,6

Продовження табл. 3

Місце відбору проб стебел рослин	Вміст важких металів в мг/кг									
	Cu					Zn				
	валова пирій	валова ґрунт	обмінна ґрунт	Кб.п.	Кб.п.2	валова пирій	валова ґрунт	обмінна ґрунт	Кб.п.	Кб.п.2
Мулові поля стічних вод (n=7 стебла плоскоухи)	18,6	482	15,50	0,08	2,3	470,43	467	27,21	1,1	17,5
Забруднені сільськогосподарські землі (n=11)	13,7	116	7,31	0,14	2,9	192,6	157	5,09	1,2	44,8
Забруднені перелогові землі (n=4)	10,4	226	8,35	0,07	1,9	158,5	303	7,07	0,7	25,0
«Фонові» сільськогосподарські землі (n=6)	5,6	33	1,86	0,17	5,9	45,6	51	0,30	0,9	199,3
«Фонові» перелогові землі (n=6 - контрольна вибірка)	6,3	20	1,25	0,39	14,1	126,05	47	0,80	2,8	165,0

n - кількість проб у вибірці; * - Кб.п.- коефіцієнт біологічного накопичення елементу, або ґрунтово-рослинний коефіцієнти накопичення (Кб.п. = $C_{i-рос}/C_{i-вал.ґрунт}$; де $C_{i-рос}$ – вміст елементу в рослині, а $C_{i-вал. ґрунт}$ – валовий вміст елементу у ґрунті); ** - Кб.п.2 - коефіцієнт біологічного накопичення елементу в рослині відносно обмінної (рухомої) його концентрації в ґрунті ($K_{б.п.2} = C_{i-рос}/C_{i-обмін.ґрунт}$; де $C_{i-рос}$ – вміст елементу в рослині, а $C_{i-обмін.ґрунт}$ – вміст обмінної (рухомої) форми елементу у ґрунті).

Розрахунок кореляційних зв'язків цих залежностей показав їх значимість (Рис. 7, 8).. Коефіцієнти кореляції для досліджуваних елементів (Hg, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn) є значимими, за винятком Pb. Коефіцієнти кореляції між валовою концентрацією в стеблах пирію повзучого та валовою концентрацією в поверхневих відкладах (в дужках по відношенню до концентрації обмінних форм) складають для **Hg** $R = 0,87$ (0,86), **Pb** $R = 0,3$ (0,42), **Cd** $R = 0,81$ (0,89), **Ni** $R = 0,55$ (0,8), **Cu** $R = 0,64$ (0,87), **Zn** $R = 0,6$ (0,78). Із наведених даних видно, що коефіцієнти кореляції між вмістом важких металів в стеблах пирію та вмістом обмінних (рухомих) їх форм в поверхневих відкладах є вищими приблизно на 10-20% ніж для їх валових концентрацій.

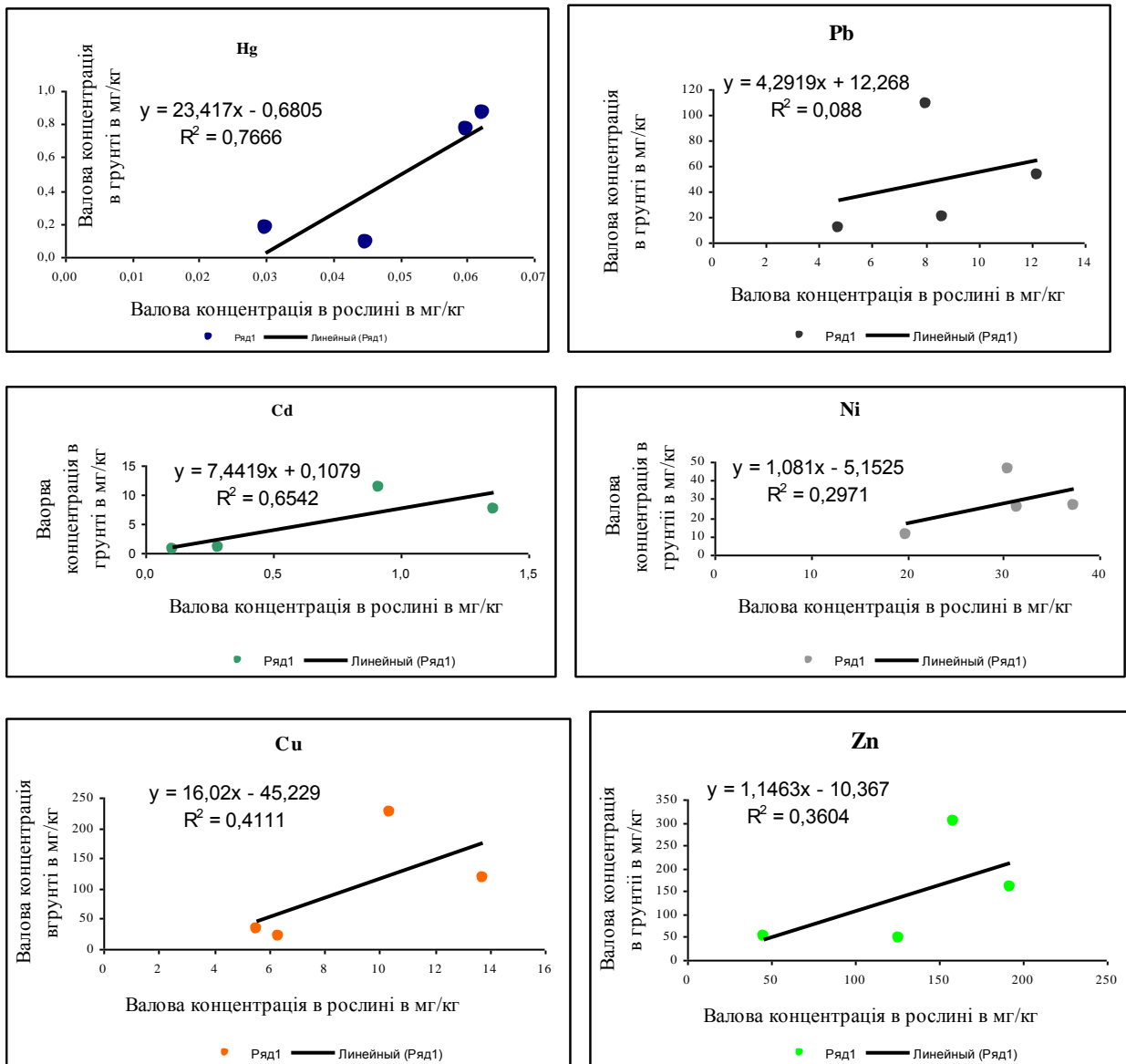


Рис. 7 Графіки кореляційних залежностей валових концентрацій важких металів (Hg, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn) в стеблах пирію повзучого та в поверхневих відкладах

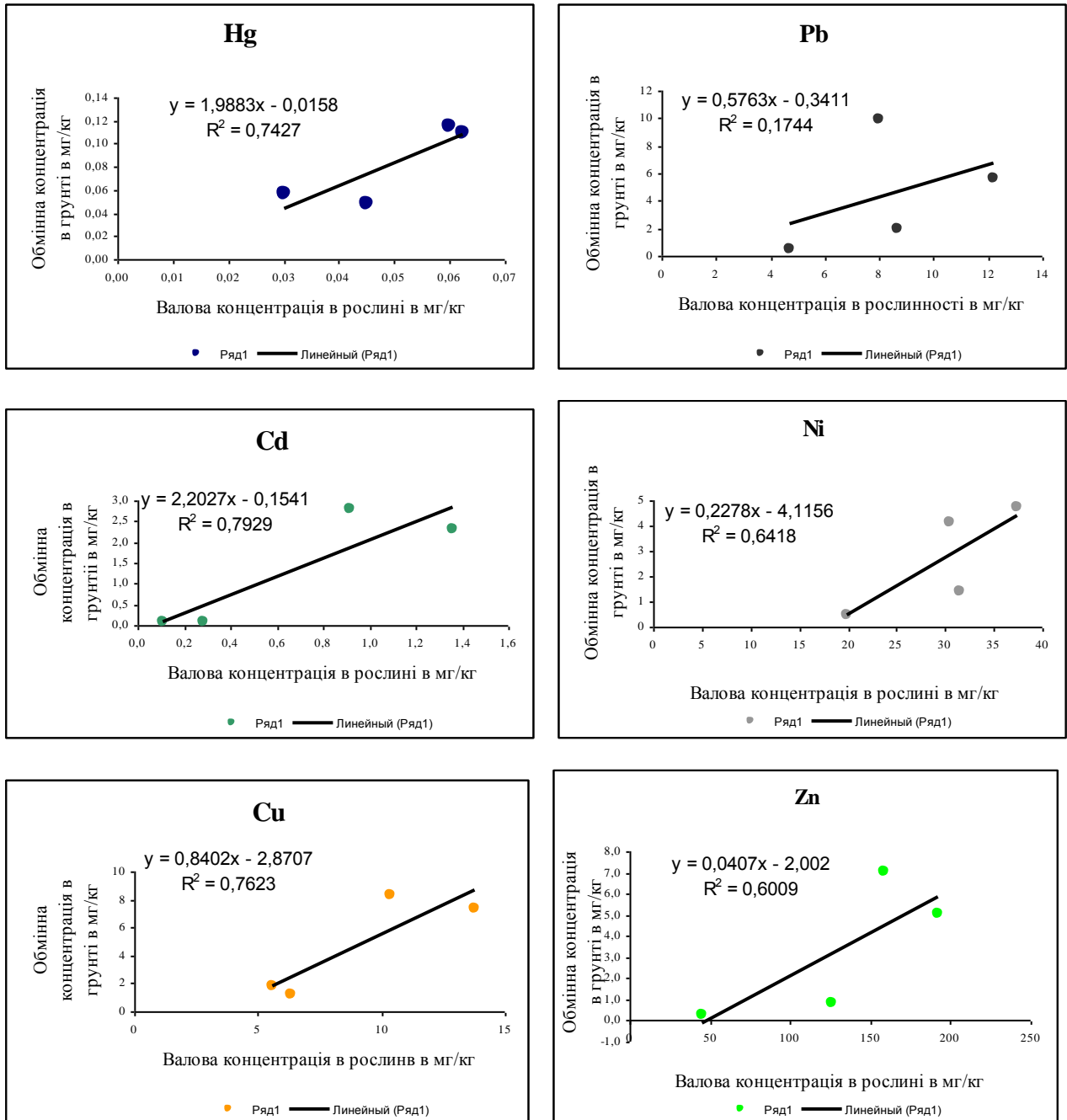


Рис. 8 Графіки кореляційних залежностей валових концентрацій важких металів (Hg, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn) в стеблах пирію повзучого та концентрацій їх обмінних (рухомих) форм в поверхневих відкладах

На землях сільськогосподарського використання відбирались проби стебел сої культурної ([лат. *Glycine max*](#) – 9 проб + 1 збірна проба бобів сої), стебла кукурудзи ([лат. *Zea perennis*](#) – 1 проба) і перцю солодкого ([лат. *Capsicum annuum*](#) – 1 проба) на клумбах відбирались стебла кущових хризантем ([лат. *Chrysanthemum*](#) – 4 проби), а на мулових полях – стебла коноплі ([лат. *Cannabis*](#) - 10 проб + 2 проби на умовно фоновій ділянці).

В досліджуваних сільськогосподарських рослинах також відмічається пряма залежність між концентрацією важких металів в їх стеблах та забрудненістю поверхневих відкладів (Рис. 9, 10).

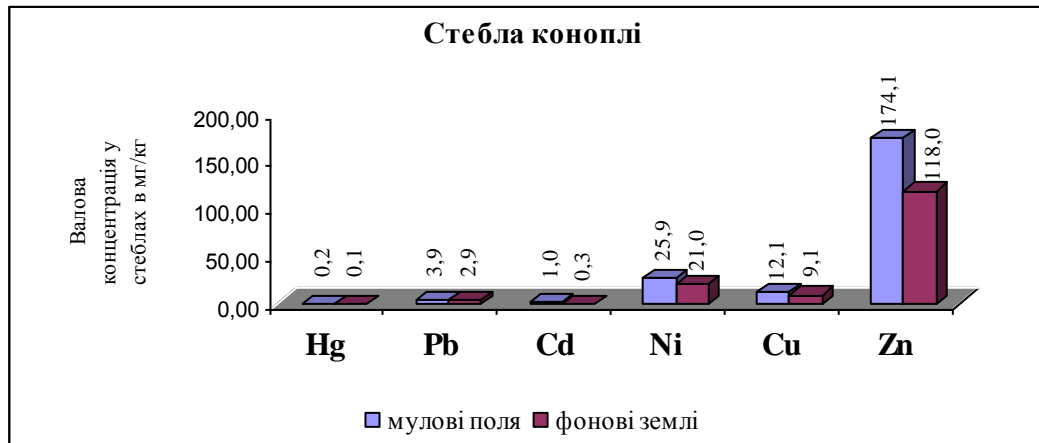


Рис. 9 Концентрація важких металів в стеблах коноплі на мулових полях та на «фонових» землях (контрольні проби).

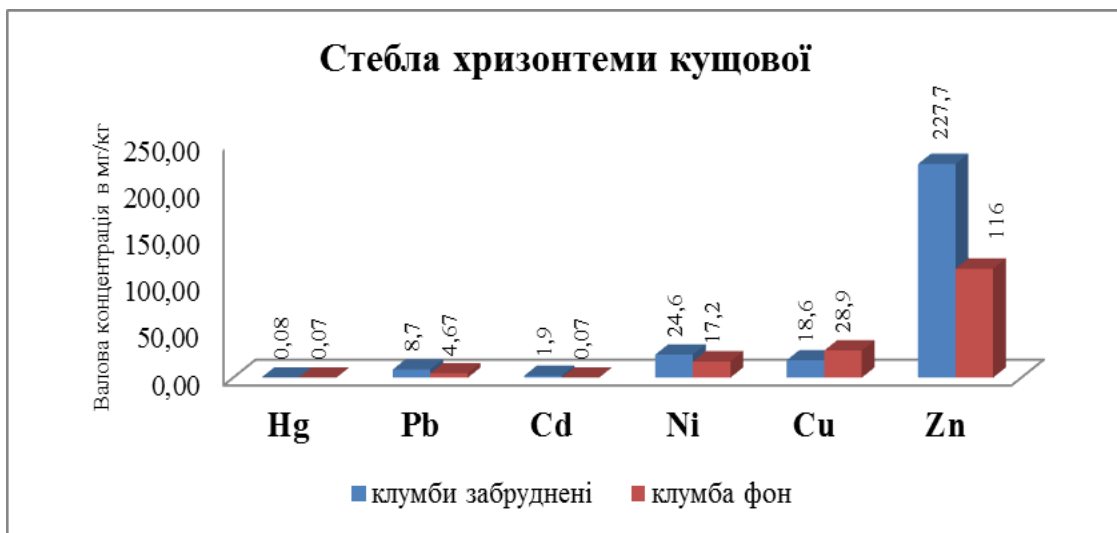


Рис. 10 Концентрація важких металів в стеблах хризантеми кушової на забруднених мулами стічних вод землях клумб та на землях «фонових» клумб (контрольна проба).

Порівняння середніх концентрацій важких металів в різних видах стебел рослин із різних ділянок випробування наведені в таблиці 4.

Із таблиці видно, що концентрації усіх досліджуваних важких металів в рослинах у 2-5, а то і в 50-100 разів перевищують їх валові ГДК для рослинної продукції [10], навіть на «фонових» ділянках і в контрольних пунктах випробування. Найбільші концентрації важких металів відмічаються в стеблах багаторічних злаків, коноплі, сої, кукурудзи та перцю солодкого зібраних на мулових полях стічних вод та на забруднених мулами стічних вод сільськогосподарських і перелогових землях.

Таблиця -4 Валові концентрації важких металів у вибірках досліджуваних рослин в мг/кг сухої маси

№ з/п	Хімічний елемент	ГДК в харчових продуктах (зерно)	ГДК вал. вмісту в рослинній продукції (Кисіль В.І. 2000)	Стебла пирію повзучого				Стебла плоску-хи	Стебла коноплі			Стебла сої	Боби сої	Стебла кукурудзи	Стебла перцю солод.	Стебла хризантеми кушової	
				забрудн. сільгосп. землі (n=11)	забруднені перелогові землі (n=4)	фонові сільгосп. землі (n=6)	фонові перелог. землі (n=6)	мулові поля (n=7)	мулові поля (n=10)	фонові перелог. землі (n=2)	забрудн. сільгосп. землі (n=9)	забрудн. сільгосп. землі (n=1)	забрудн. сільгосп. землі (n=1)	забрудн. сільгосп. землі (n=1)	забрудн. сільгосп. землі (n=1)	забрудн. землі клумб (n=3)	фонові землі клумб (n=1)
1	Ртуть - Hg	0,01	0,02	0,06	0,06	0,03	0,05	0,25	0,18	0,15	0,04	0,08	0,1	0,12	0,08	0,07	
2	Свинець- Pb	0,2	0,5	12,19	8,02	8,68	4,72	3,17	3,86	2,85	11,31	1,51	17,97	3,45	8,66	4,67	
3	Кадмій Cd	0,02	0,03	1,36	0,92	0,92	0,29	1,81	0,96	0,27	0,83	0,41	2,38	2,38	1,90	0,07	
4	Нікель - Ni	0,5	0,5	37,4	30,6	31,5	20,0	33,0	25,9	21,0	55,5	94,0	50,4	63,6	24,6	17,2	
5	Мідь - Cu	10	5	13,7	10,4	5,6	6,3	18,6	12,1	9,1	12,4	17,4	51,8	27,9	18,6	28,9	
6	Цинк - Zn	25	10	193	159	46	126	470	174	118	177	114	1289	503	228	116	

Примітка: Жирним шрифтом виділені концентрації елементів в рослинах які перевищують ГДК валового вмісту в рослинній продукції за Кисіль В.І., 2000 [10]
n - кількість проб у вибірці

Більш переконливим є порівняння концентрацій важких металів в збірній пробі бобів сої вирощеної на забруднених мулами стічних вод сільськогосподарських землях (забруднення відбулось ще в 70-их роках минулого сторіччя) з ГДК для зерна [3]. Концентрація Hg в зернах бобів сої складає 0,07 мг/кг, що в 7 разів перевищує її ГДК для зерна (0,01 мг/кг). Концентрація Pb (1,51 мг/кг) в 7,6 рази перевищує його ГДК для зерна (0,2 мг/кг), Cd в 20,5 рази, Ni в 188 разів, Cu в 1,7 рази, Zn в 4,6 рази.

Встановлені перевищення ГДК в зернах сої на сільськогосподарських землях забруднених мулами стічних вод свідчать про неможливість використання мулів стічних вод в якості органічних добрив для вирощування харчової продукції.

Для характеристики вибіркового поглинання хімічних елементів рослинами Б.Б. Полинов (1945) ввів у обіг величину, що пізніше була названа А.І. Петельманом (1961) коефіцієнтом біологічного поглинання (Кб.п.), що представляє собою часткове відношення кількості хімічного елемента у золі рослин до його вмісту в літосфері.

Кб.п. змінюється від 0,001 до 100. У складених ним рядах біологічного поглинання виділено п'ять груп елементів: інтенсивно накопичувані – Кб.п = 10-100; сильно накопичувані – Кб.п =1-10; слабо накопичувані і середнього захвату – Кб.п =0,1-1,0; слабого захвату – Кб.п =0,001-0,01. Кб.п хімічного елемента для одного і того ж виду рослин не є сталим і може змінюватись в залежності від вмісту його рухомих (обмінних) форм у ґрунті.

Коефіцієнти біологічного поглинання (Кб.п.) важких металів досліджуваними рослинами із забруднених та «фонових» ділянок наведені в таблиці 5.

Таблиця -5 Коефіцієнти біологічного поглинання важких металів рослинами на землях забруднених мулами стічних каналізаційних вод

№ з/п	Матеріал фітопроб	Хімічні елементи											
		Hg		Pb		Cd		Ni		Cu		Zn	
		Кб.п.	Кб.п.2	Кб.п.	Кб.п.2	Кб.п.	Кб.п.2	Кб.п.	Кб.п.2	Кб.п.	Кб.п.2	Кб.п.	Кб.п.2
1	стебла пирію із с/г земель (n=11)	0,09	0,54	0,32	2,63	0,19	0,66	1,49	12,04	0,14	2,86	1,22	44,81
2	стебла пирію із перелог.зем.(n=4)	0,18	0,66	0,12	1,05	0,08	0,29	1,03	9,09	0,07	1,88	0,70	25,02
3	стебла коноплі із мул.полів (n=10)	0,24	1,08	0,06	3,78	0,08	0,19	0,57	5,44	0,05	4,29	0,42	6,80
4	стебла плоскухи із мул.полів (n=7)	0,11	0,91	0,04	0,85	0,16	0,41	0,67	6,22	0,08	2,32	1,09	17,54
5	стебла сої із с/г земель (n=9)	0,06	0,39	0,29	2,44	0,11	0,45	2,28	19,78	0,13	2,75	1,23	53,37
6	стебла хризантем із клумб (n=3)	0,14	4,71	0,06	0,47	0,12	0,25	0,58	4,26	0,07	2,44	0,68	12,38
7	стебла кукурузи із с/г земель (n=1)	0,13	1,00	0,24	2,41	0,31	0,76	1,58	5,10	0,35	8,65	6,78	136,84
8	стебла перцю із с/г земель (n=1)	0,16	1,20	0,05	0,46	0,30	0,76	1,99	6,44	0,19	4,66	2,65	53,40

Примітки: Жирним шрифтом виділені три максимальні коефіцієнти біологічного поглинання; n - кількість проб у вибірці; Кб.п.- коефіцієнт біологічного накопичення елементу, або ґрунтово-рослинний коефіцієнти накопичення (Кб.п. = $C_{i-рос}/C_{i-вал.ґрунт}$; де $C_{i-рос}$ – вміст елементу в рослині, а $C_{i-вал. ґрунт}$ – валовий вміст елементу у ґрунті); ** - Кб.п.2 - коефіцієнт біологічного накопичення елементу в рослині відносно обмінної (рухомої) його концентрації у ґрунті (Кб.п.2 = $C_{i-рос}/C_{i-обмін.ґрунт}$; де $C_{i-рос}$ – вміст елементу в рослині, а $C_{i-обмін.ґрунт}$ – вміст обмінної (рухомої) форми елементу у ґрунті)

За Кб.п. стебел пирію повзучого досліджувані ділянки охарактеризовані найбільш повно (Рис. 11).

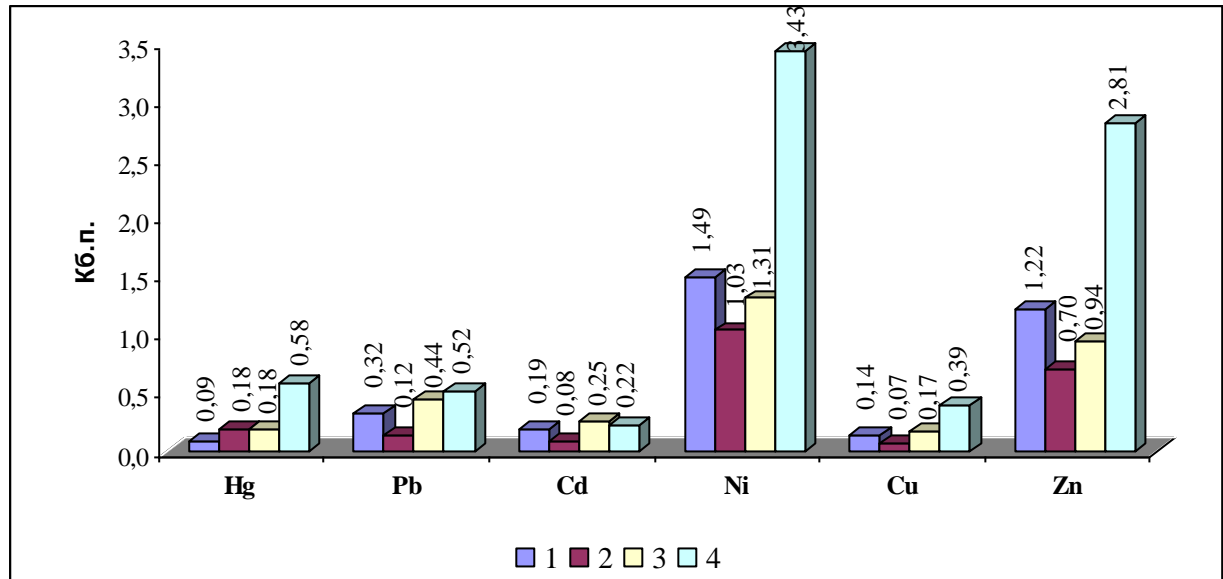


Рис. 11 Коефіцієнти біологічного поглинання стеблами пирію повзучого на ділянках досліджень різного використання: 1 - сільськогосподарські землі забруднені мулами стічних вод; 2 - забруднені перелогові землі; 3 – «фонові» сільськогосподарські землі; 4 – «фонові» перелогові землі (контрольна вибірка).

Із рисунку видно, що коефіцієнти біологічного поглинання стеблами пирію повзучого на фонових ділянках досліджень загалом є більшими ніж на забруднених, хоч валові концентрації важких металів в стеблах на забруднених ділянках, як згадувалось, є вищими ніж на фонових. Імовірно цей факт можна пояснити певним дефіцитом вмісту деяких важких металів, особливо цинку і нікелю, в ґрунтах фонових ділянок та необхідністю цих елементів для розвитку рослин.

Враховуючи, що рухомі (обмінні) форми важких металів у ґрунтах є більш доступними для рослин, за аналогією із коефіцієнтом біологічного поглинання, були розраховані коефіцієнти біологічного поглинання для обмінних форм металів у ґрунті – Кб.п2 (Рис. 12).

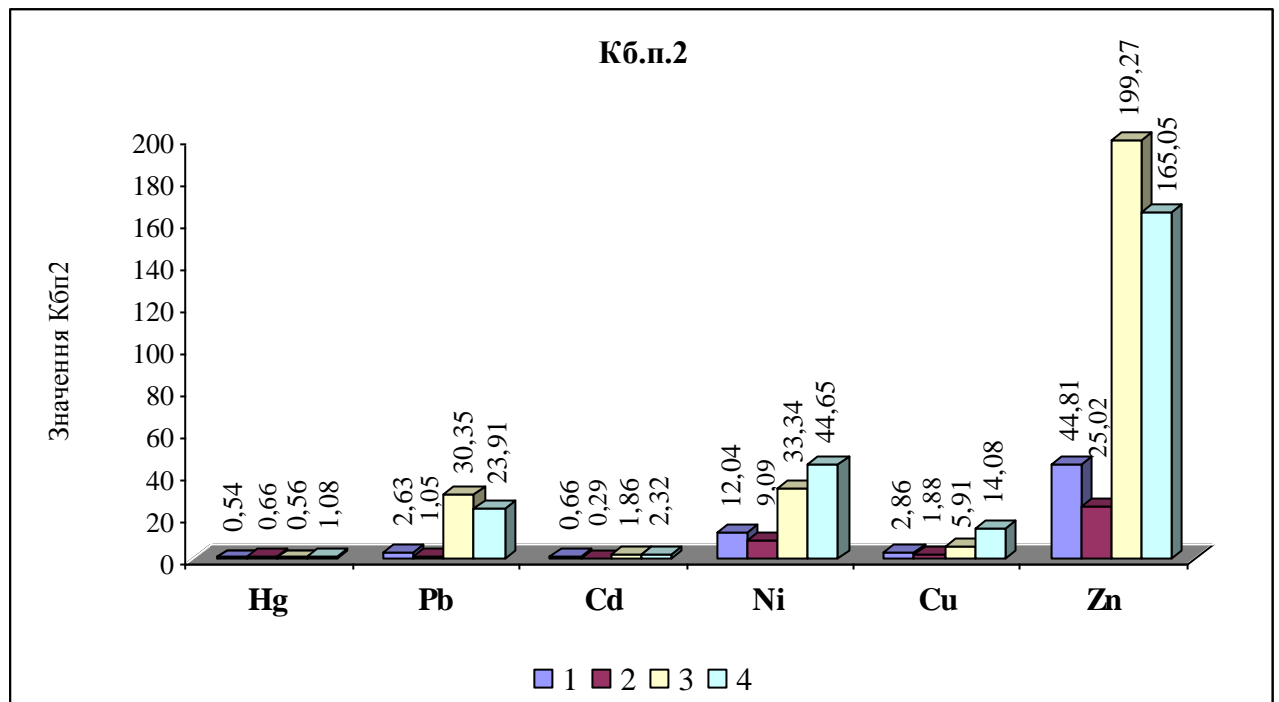


Рис. 12 Коефіцієнти біологічного поглинання стеблами пирію повзучого на ділянках досліджень різного використання: 1 - сільськогосподарські землі забруднені мулами стічних вод; 2 - забруднені перелогові землі; 3 – «фонові» сільськогосподарські землі; 4 – «фонові» перелогові землі (контрольна вибірка).

Із рисунку видно, що коефіцієнти біологічного поглинання 2 стеблами пирію відносно обмінних (рухомих) форм важких металів ведуть себе аналогічно таким по відношенню до валових їх концентрацій (Рис. 11), тільки за своїми значеннями на порядок більші. Потрібно зауважити, що для таких елементів як ртуть і кадмій, відсоток рухомих форм яких в ґрунтах найбільший (29%), значення Кб.п.2 найменші.

Загалом, для усіх досліджуваних видів рослин відібраних на забруднених землях характерні високі значення коефіцієнтів біологічного поглинання (Табл. 5).

Із наведених даних видно, що максимальне біологічне поглинання досліджуваних елементів із забруднених ґрунтів характерне для таких сільськогосподарських культур, як кукурудза, перець, соя, конопля. Стебла пирію також інтенсивно поглинають важкі метали, що підтверджує їх ефективність для використання при еколого-геохімічних дослідженнях довкілля.

Із досліджуваних елементів найбільш інтенсивно поглинається рослинами Zn (Кб.п.- 0,42-6,78; Кб.п.2 – 6,8-136,84) і Ni (Кб.п.-0,57-2,28; Кб.п.2 – 4,26-19,78), найменш інтенсивно Hg (Кб.п.-0,06-0,24; Кб.п.2 – 0,39-4,71) і Cd (Кб.п.-0,08-0,31; Кб.п.2 – 0,19-0,76). Інтенсивність поглинання рослинами Pb і Cu займає проміжне положення між інтенсивністю поглинання рослинами Hg і Zn.

Найбільше привертає увагу факт доволі великої різниці в біологічному поглинанні рослинами Cd і Zn. Для стебел пирію повзучого із забруднених сільськогосподарських земель (n=11) Кб.п. Cd складає 0,19, Zn – 1,21, а Кб.п.2 Cd - 0,66, Zn – 44,81, а для стебел сої культурної (n=9) Кб.п. Cd складає 0,11, Zn – 1,23, а Кб.п.2 Cd - 0,45, Zn – 53,37. Різниця в біологічному поглинанні Cd і Zn більша для Кб.п.2 і це за умови максимальної кількості рухомих форм – 29,5% від валового вмісту для Cd і практично мінімального для Zn - 3,2% (Рис. 3).

За літературними даними Zn і Cd є супутниками: чим більше у ґрунті Zn, тим більше у ньому Cd [4, 9], для цих елементів притаманні схожі хімічні властивості [9]. Логічно було б для Zn і Cd очікувати більш близькі коефіцієнти біологічного поглинання для рослин, але вони відрізняються на порядок. Таку різницю в Кб.п. цих елементів імовірно можна пояснити високою токсичністю Cd для рослин [9].

Висока фітотоксичність властива Hg і Cd. Менш токсичними є Cu, Zn, Pb. У дослідях із зеленими культурами встановлено наступний ряд токсичності вивчених хімічних елементів: Cd > Cu > Ni > Zn > Pb (Foroughi et al., 1975). K.V. Smilde (1981) розташував метали за фітотоксичністю в такий ряд: Cd > Ni > Cu > Zn > Cr і Pb. Він вказує на те, що метали у «чистому» вигляді менш токсичні, ніж у поєднанні з іншими металами.

За коефіцієнтами біологічного поглинання обмінних (рухомих) форм хімічних елементів (Кб.п.2) досліджувані важкі метали для рослин із забруднених ділянок мулами стічних вод можна розташувати в наступній послідовності (Табл.5):

- стебла пирію повзучого із забруднених с/г земель: Zn > Ni > Cu > Pb > Cd > Hg;
- стебла сої культурної із забруднених с/г земель: Zn > Ni > Cu > Pb > Cd > Hg;
- стебла пирію із забруднених перелогових земель: Zn > Ni > Cu > Pb > Hg > Cd;
- стебла коноплі із мулових полів стічних вод: Zn > Ni > Cu > Pb > Hg > Cd;
- стебла плоскухи із мулових полів стічних вод: Zn > Ni > Cu > Hg > Pb > Cd.

Із наведених рядів хімічних елементів упорядкованих за зменшенням Кб.п.2 видно, що вони практично ідентичні між собою та обернені до вище згаданих рядів фітотоксичності елементів. Загалом можна припустити, що коефіцієнти біологічного поглинання рухомих (обмінних) форм хімічних елементів можуть визначатися токсичністю елементів для рослин, чим більша токсичність, тим менший коефіцієнт біологічного поглинання.

Висновки.

За результатами еколого-геохімічних досліджень сільськогосподарських і дикоростучих рослин на ґрунтах забруднених мулами стічних каналізаційних вод можна зробити наступні висновки:

1. Ґрунти досліджуваних сільськогосподарських ділянок були забруднені мулами стічних каналізаційних вод ще в 70-х роках минулого сторіччя [12]. Сьогодні вони також забруднені такими елементами як Ag, Hg, Cd, Cu, Sn, Cr, Ni, Pb, Zn (елементи I та II класів небезпеки). Концентрації цих елементів в забруднених ґрунтах перевищують їх фонові значення в 5-100 разів. Забруднення є поліелементним і за розрахунком сумарного показника забруднення (СПЗ) складає від 93 до 267 од. при середньому значенні 196 од., що відповідає надзвичайно високому рівню забруднення (>128 од.). Значення розрахованого цинкового еквіваленту токсичності ($E_{Zn} = Zn + 2Cu + 8Ni + 50Cd$) в забруднених ґрунтах змінюється від 529 до 1428 мг/кг при середньому значенні 983,5 мг/кг, супроти рекомендованої концентрації для сільськогосподарських земель – до 250 мг/кг.

За методикою Госкомгидромет СССР № 02-1051-233 від 10.12.90 р. забруднені площі агроландшафтів із СПЗ ґрунтів більше 128 од. рекомендовано виключити із сільськогосподарського використання, із СПЗ ґрунтів 32-128 од. рекомендовано використовувати для вирощування технічних та кормових культур із контролем сільськогосподарської продукції на вміст важких металів, із СПЗ ґрунтів 16-32 од. рекомендовано не використовувати для вирощування овочів та ягід.

2. Концентрація рухомих (обмінних) форм (форми які першочергово засвоюються рослинами) важких металів (Hg, Cd, Pb, Ni, Cu, Zn, Ag) в ґрунтах досліджуваних ділянок (супіщані підзолисті ґрунти) на пряму залежить від їх валових концентрацій (чим більша валова концентрація елемента, тим більша концентрація його рухомих форм) та хімічних особливостей елементів і практично не залежить від виду господарського використання земель. Коефіцієнти кореляції між валовими та рухомими концентраціями для досліджуваних елементів є дуже високими від 0,89 для Ni до 0,99 для Hg і Cu, за виключенням Ag ($R = 0,11$).

Максимальна кількість рухомих форм елементів у ґрунті відмічається для Cd і Hg (29,5 і 29,1% від валового вмісту, відповідно), а мінімальна для Ag (0,05%).

3. Концентрація важких металів (Hg, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn) в стеблах рослин збільшується із збільшенням валових та обмінних їх концентрацій в поверхневих відкладах (ґрунтах) пропорційно, за виключенням Pb. Для стебел пирію повзучого коефіцієнти кореляції між концентрацією важких металів в них та поверхневих відкладах складають 0,55-0,87 для валових концентрацій і 0,78-0,89 для концентрацій рухомих форм.

4. Концентрації важких металів в усіх досліджуваних рослинах в 5-100 разів перевищують їх ГДК для рослинної продукції. Найвищі концентрації важких металів

відмічаються в стеблах коноплі, сої, кукурудзи, перцю солодкого та стеблах багаторічних злаків, зібраних на мулових полях стічних вод та на сільськогосподарських землях забруднених мулами стічних вод. В зернах сої із забруднених сільськогосподарських земель зафіксовані концентрації важких металів, які перевищують їх ГДК для зернової продукції в 4-7 разів, а за Cd в 20 разів.

5. Біологічне поглинання важких металів досліджуваними рослинами пропорційно залежить від концентрації їх рухомих (обмінних) форм у ґрунті. Коефіцієнти біологічного поглинання важких металів рослинами, які розраховані відносно рухомих їх концентрацій (Кб.п.2) на порядок більші ніж коефіцієнти біологічного поглинання відносно валових концентрацій (Кб.п.).

6. Із досліджуваних елементів найбільш інтенсивно поглинається рослинами Zn (Кбп.-0,42-6,78; Кбп.2 – 6,8-136,84) і Ni (Кбп.-0,57-2,28; Кбп.2 – 4,26-19,78), найменш інтенсивно Hg (Кбп. - 0,06-0,24; Кбп.2 – 0,39-4,71) і Cd (Кбп. - 0,08-0,31; Кбп.2 – 0,19-0,76). Інтенсивність поглинання рослинами Pb і Cu займає проміжне положення між Hg і Zn.

7. Загалом, отримані результати досліджень свідчать про неможливість використання мулів стічних каналізаційних вод в якості органічних добрив для вирощування сільськогосподарської продукції, так як це є фактором прямої екологічної дії важких металів на людину, а вирощування декоративних рослин на забруднених ґрунтах, включає важкі метали в біологічний кругообіг.

Перелік літературних посилань.

1. ГОСТ Р 17.4.3. 07-2001 «Охрана природы. Почвы. Требования к свойствам осадков сточных вод при использовании их в качестве удобрений»;
2. ДСТУ EN 13651:2012, Екстрагування поживних розчинних речовин хлоридом кальцію/ДТРА (САТ), (EN 13651:2012, IDT). Видання офіційне, Мінекономрозвитку України, Київ, 2013, 14с.
3. Довідник з агрохімічного та агроекологічного стану ґрунтів/ за редакцією Б.С. Носко та ін.. – К.: Урожай, 1994.
4. Жеребна Л. О. Вплив високих рівнів забруднення свинцем та кадмієм чорноземів опідзолених і типових на надходження цих елементів у рослини ячменю і кукурудзи, урожай та його якість в умовах Лівобережного лісостепу України. автореф. дис... д-ра с.-г. наук: 06.01.04 / Л. О. Жеребна ; Ін-т ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського УААН. - Х., 2003. - 34 с.
5. Жовинский Э.Я., Кураева И.В. Геохимия тяжёлых металлов в почвах Украины. Киев: Наукова думка, 2002. – 213с.

6. Макаренко Н. А. Подзерей Р. В. Наукові основи оцінювання стану сільськогосподарських територій та угідь щодо можливості ведення органічного виробництва. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України. - 2015. - № 4. с.4-7.

7. Макаренко Н. А. Макаренко В. В. Оцінка придатності ґрунтів для виробництва органічної продукції. Навчально-методичний посібник // [К.: РВЦ НУБіП України](#), 2014, 49 с.

8. Мислива Т. М. (Мыслыва Т. Н.) Проблеми нормування важких металів в ґрунті / Т. М. Мислива // Вісн. ХНАУ. – Сер. Ґрунтознавство, агрохімія, землеробство, лісове господарство, екологія ґрунтів. – 2008. – № 4. – С. 155-161.

9. Мыслова Т.Н. Тяжелые металлы в агро- и урболандшафтах житомирского Полесья. Диссертация на соискание ученой степени доктора сельскохозяйственных наук. Республика Беларусь, Горки, 2015, с. 433.

10. Кисіль В.І. Біологічне землеробство в Україні: проблеми і перспективи. - Харків: Вид-во „Штрих”, 2000. - 161 с

11. Кисіль В.І. Теоретичні основи і прикладні аспекти застосування добрив у біологічному землеробстві [Текст] : автореф. дис... д-ра с.-г. наук: 06.01.04 / В. І. Кисіль ; Ін-т ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського УААН. - Х., 2001. - 34 с.

12. Клос В. Р., Жовинський Е. Я., Акінфієв Г. А., Єнтін В.А., Амашукелі Ю. А.. Еколого-геохімічні дослідження мулових полів стічних вод та їхній вплив на довкілля прилеглих територій (на прикладі ділянки Гнідин) // Пошукова та екологічна геохімія. – 2013. – № 1(13). – С. 34–43..

13. Клос В.Р., Зупко В.І. и др. «Отчёт о результатах эколого-геохимических исследований на территории Бориспольского района» ПГО «Севукргеология», Киев, 1992;

14. Саєт Ю.Е. і ін. Геохімія навколишнього середовища. М., Надра, 1990.

15. Санитарные нормы допустимых концентраций химических веществ в почве САН ПиН 42-128-4433-87. Министерство здравоохранения СССР. М., 1988.

Клос В.Р., Жовинский Э.Я., Приходько Н.В. Геохимическое влияние почв загрязненных илами сточных канализационных вод на растительность. По результатам геохимических исследований определены особенности влияния концентраций тяжелых металлов (Hg, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn) и их подвижных форм в почвах загрязнённых илами сточных канализационных вод на некоторые виды сельскохозяйственных, декоративных и дикорастущих растений.

Klos V.R., Zhovinski E.Ya., Pryhodko N.V. Soil geochemical influence contaminated with sewage waste silts on vegetation. According to the results of geochemical studies the peculiarities of influence of heavy metals concentration (Hg, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn) and their mobile forms in soils contaminated with sewage waste water silts on certain types of agricultural, ornamental and wild plants were determined.