

Бортницька станція аерації - еколого-геохімічні аспекти Частина-І

ДП «Українська геологічна компанія»

Володимир Клос – к.г.н. директор УкрНВЦГД

Ганна Колос – геохімік I кат. УкрНВЦГД

Бортницька станція аерації є підприємством екологічного призначення, яке одноосібно приймає та виконує повну біологічну очистку комунально-промислових каналізаційних стоків від міста Київ та прилеглих до нього міст і селищ.



Коротко про підприємство

Бортницька станція аерації являє собою складний комплекс інженерних споруд, обладнання та комунікацій призначених для повної біологічної очистки стічних вод. Системою колекторів і насосних станцій на БСА поступає близько 1,8 млн.м³ стоків за добу. Очищена вода по магістральному каналу відводиться до р. Дніпро. Осад, що утворюється в процесі очистки стічних вод, після спеціальної обробки перекачується на мулові поля в кількості близько 12 тис. м³ на добу з середньою вологістю 97,5%. На трьох мулових полях здійснюється зневоднення осаду. За рік на мулові поля перекачується 4-4,5 млн. м³ осадів. Надмулова вода, яка утворюється при зневодненні осаду, насосами перекачується на станцію для повторної очистки.



Свою роботу підприємство розпочало в **1965** році.
Сьогодні воно входить до складу ПАТ «АК «Київводоканал».

Головна проблема Бортницької станції полягає в тому, що існуюча схема очистки стоків та переробки осадів була розроблена і запроектована ще у 50-60-х роках минулого століття, і з того часу жодних суттєвих змін в неї не вносилося. Разом з тим, з початку 60-х років відбулися різкі зміни в якісному складі стічних вод, що надходять на очистку та, відповідно, в якості осаду, який утворюється в процесі очистки. Споруди біологічної очистки були розраховані на досягнення лише трьох показників в очищеній воді. На сьогодні ж якість очищених стоків контролюється за 16-ма показниками.

У зв'язку із забрудненням стічних вод та осаду (мулу) після їх очистки важкими металами з 1985 року вивезення висушеного мулу з мулових полів на сільськогосподарські землі в якості органічних добрив не здійснюється (рішення Бориспільської СЕС). Від тоді і станом на сьогодні мулові поля використовуються як мулонакопичувачі.



Еколого-геохімічні ризики

Технологічні особливості роботи БСА та інформація щодо геохімічного забруднення відходів очистки, дозволяє до головних техногенних ризиків забруднення навколишнього середовища віднести:

1. Геохімічне забруднення ґрунтів, порід зони аерації та рослинності важкими металами на територіях прилеглих до мулових полів;
2. Гідрохімічне забруднення ґрунтових вод надмуловими водами в районі мулових полів;
3. Гідрохімічне забруднення поверхневих вод та донних відкладів р. Дніпро зворотними водами.

Примітка: Забруднення атмосфери поліциклічними ароматичними вуглеводнями та іншими викидами в даній презентації не розглядається.



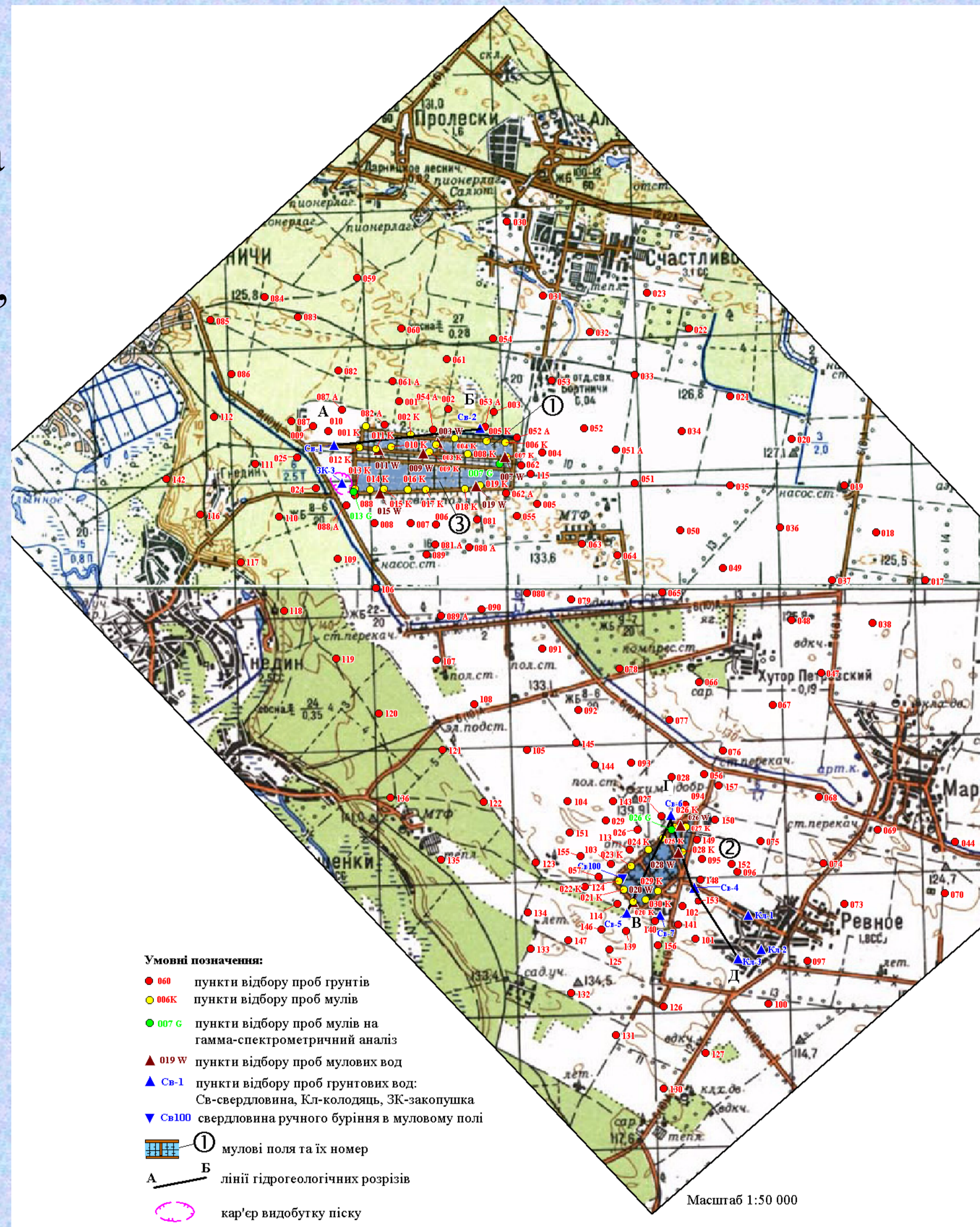
Місце впадіння зворотних вод БСА в р. Дніпро



Канал відведення надмулових вод від мулового поля № 1

Еколого-геохімічні дослідження відходів БСА та довкілля в районі розташування технологічних об'єктів

Геохіміками Українського науково-виробничого центру геохімічних досліджень ДП “Українська геологічна компанія” протягом 1990 – 2020 років виконані геохімічні дослідження мулів, надмулових вод, зворотних очищених вод БСА та оцінено їх сучасний еколого-геохімічний вплив на такі складові навколишнього природного середовища як ґрунти, породи зони аерації та ґрунтові води на територіях прилеглих до мулових полів, донні відклади та поверхневі води р. Дніпро, а також моніторингові геохімічні дослідження забруднених ґрунтів сільськогосподарських угідь та моніторингові гідрохімічні дослідження ґрунтових вод в районі мулових полів і в с. Ревне.



Карта-схема еколого-геохімічних досліджень в районі мулових полів БСА

Еколого-геохімічні дослідження мулів БСА

Геохімічні дослідження показали, що сирі осади стічних вод в первинних відстійниках, являють собою суспензію сірого кольору та складаються з жирів, білків, вуглеводнів (65-70%) і мінеральних речовин (30-35%). В органічній масі міститься, в %: вуглецю – 50-58, водню – 7-9, кисню – 20-25, сірки – 1-3, азоту – 6-8, жироподібних речовин – 18,7-25,1, вуглеводнів – 9,1-11,3. Мінеральна маса складається з оксидів кремнію, алюмінію, заліза, калію і магнію. Сирі осади мають високий вихід летучих речовин – 80-90%, що обумовлено високим вмістом вуглецю, кисню та водню.

Активний мул з вторинних відстійників являє собою біоценоз сірого кольору, заселений великою кількістю мікроорганізмів. Суха маса активного мулу містить 65-75% органічних речовин: жирів, білків і вуглеводнів, які як і сирі осади, досить швидко загнивають та розкладаються з виділенням різних газів. За даними досліджень в активному мулі міститься жироподібних речовини – 14-18%, фосфору – 2,3-5,3%; мінеральна частина мулу складається із таких же окислів, що й сирі осади.



Обезводнений мул на мулових полях БСА



Відбір проб мулу для досліджень

На мулових полях мул являє собою ущільнену масу чорного кольору різного гранулометричного складу, що характеризується хоча і з перемінним в кількісному відношенні, але досить однорідним хімічним складом з наявністю в ній домішок самого широкого спектру, в тому числі неорганічних та органічних з'єднань, металів і радіонуклідів техногенного походження. Органічна маса в них стабілізована, тобто не розкладається в аеробних умовах. Кислоти, альдегіди, феноли і розчинені гази, які знаходяться в стабілізованому мулі мають незначні концентрації.

За даними рентгеноструктурного аналізу мінеральний склад основної маси проб практично подібний.

Основна маса мінеральних частинок в мулах представлена уламками кварцу (40-50%), мікрокліном і альбітом (10-15%), новоутвореннями карбонатів (10-15%), фосфатів (3-10%), сульфатів (5-15%). Кількість органіки в мулах досягає 65-70%.

Результати рентгеноструктурного аналізу підтверджуються результатами хімічного аналізу мулів, за якими вміст в %: SiO_2 – 36-59, CaO – 12-20, MgO – 6-12, P_2O_5 – 15-26, SO_3 – 8-12, Al_2O_3 – 5-8, K_2O – 1,5, Na_2O – 1,5, CrO – до 1, MnO – до 1, Fe_2O_3 – до 1,5.

Вміст гумусу (по Тюріну) у мулі торфоподібному, в'язкому та рідкому (36 проб 2018 р.) складає 46-59% при середньому вмісті 52% (чорноземи України до 12%). Середній вміст біодоступних речовин в мулах складає (в мг/кг): K_2O – 1189, P_2O_5 – 2947, $\text{N}_{\text{заг.}}$ ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) – 6120, що у 3-20 разів перевищує вміст цих компонентів у чорноземах України

Для вивчення *мікроелементного складу* проби мулів відбирались із поверхні мулових полів та із свердловин ручного буріння на мулових полях (94 проб 2011, 2018 рр). Із 40 зафіксованих мікроелементів більша їх частина знаходиться в підвищених і аномальних концентраціях. За даними наближено кількісного спектрального та атомно абсорбційного аналізів концентрації провідних елементів-забруднювачів в пробах мулу коливаються в таких межах (в мг/кг): Ag – 0,17-55 (при середньому значенні - 9,04); Cd – 0,3-100 (24); Hg – 0,1-4 (1,5); Sn – 1-350 (38,5); Cr – 101-12430 (886); Cu – 18-7500 (357); Pb – 11-1750 (152); Zn – 20- 6800 (577).

Загалом, геохімічний спектр забруднення мулів мулових полів можна відобразити у вигляді наступного ряду хімічних елементів в порядку зменшення їх середньої концентрації в мулі відносно фонового вмісту елементів в ґрунтах району робіт:

$\text{Ag}_{301} - \text{Cd}_{80} - \text{Hg}_{42} - \text{Sn}_{19} - \text{Cr}_{18} - \text{Cu}_{18} - \text{Pb}_{10} - \text{Zn}_{10} - \text{Ba}_{10} - \text{Sr}_{10} - \text{Mn}_5 - \text{P}_5 - \text{Ni}_5 - \text{Zr}_{2,4};$

- де біля символу елемента, його коефіцієнт концентрації відносно фонового вмісту у ґрунтах району робіт.



17.11.2015

Мулові поля БСА восени

Інші елементи в мулах містяться в концентраціях близьких до їх фонових вмістів в ґрунтах району робіт (Бориспільський район Київської обл.).

За елементами I (Cd, Hg, Pb, Zn, As,) та II (Cr, Cu, Sb) класу небезпеки, а також за деякими іншими елементами (Au, Ag, Sn) виконувались кількісні визначення (20% від усіх проб - РРА, НАА, ААС). За даними цих визначень вмісти елементів в мулах також коливаються в дуже широких межах (в мг/кг): Zn–480-6800, As–1-30, Hg–0,64-4,32, Cr–690-11760, Cu–370-7400, Sb–5-10, **Au–0,16-2,52**, Ag–10-40, Sn–20-250, Cd–10-90, Pb–70-1000.



23.07.2013

Мулові поля БСА влітку

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.

Норми вмісту важких металів в осадах стічних вод призначених для сільськогосподарського використання

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 І кат	1750	750	500	250	200	15	7,5	-	-
Росія, мули ІІ кат	3500	1500	1000	500	400	30	15	-	-
Мули БСА	577	357	886	152	93	24	1,5	13	2,2
ГДК с/г ґрунтів України	110	32	100	32	110	4	2,1	50	5

В Україні такі нормативи відсутні, але усереднений валовий вміст важких металів в мулах з мулових полів БСА не перевищує світові нормативи для осадів стічних вод в країнах світу, за винятком **Cd** і **Cr**.

Геохімічними дослідженнями встановлено, що в процесі обезводнення та ущільнення мулів на мулових полях, концентрація в них провідних елементів-забруднювачів з глибиною зменшується (Св. №100)

№ пробн	Інтервал в см	Літологія	Літологічний склад	Геохімічний склад	СПЗ	Графік розподілу СПЗ по свердловині
100/1	0-20	— — —	Мул пухкий торфоподібний з включеннями органічних залишків	$Cd_{164,7}^{50} - Hg_{100}^{3,5} - Ag_{23,3}^{2,5} - Cr_{33}^{1650} - Ba_{16,7}^{5000} - Pb_{14,7}^{220} - Cu_{2,5}^{250}$ $- Sn_{4,1}^{22} - Sr_{2,7}^{867} - Ni_{7,5}^{150} - Mn_{6,4}^{2565} - P_{6,3}^{5000} - Zn_{5,2}^{350}$	460,6	
100/2	20-40	— — —	Мул більш вологий	$Cd_{165,3}^{49,6} - Hg_{97,1}^{3,4} - Ag_{23,3}^{2,2} - Cr_{30}^{1500} - Ba_{16,7}^{5000} - Cu_{12,5}^{250}$ $- Sr_{11,2}^{1121} - Pb_{10}^{150} - Ni_{7,2}^{156} - Sn_{6,5}^{13} - P_{6,3}^{5000} - Mn_{5,2}^{2320}$	431,5	
100/3	40-60	— — —	Мул напіврідкий	$Cd_{151,7}^{45,5} - Hg_{97,1}^{3,4} - Ag_{50}^{1,5} - Cr_{30}^{1500} - Sr_{12,6}^{1355} - Ba_{14,9}^{3226} - Cu_{40}^{200}$ $- Sn_{2,5}^{17} - Ni_{7,2}^{144} - Pb_{6,7}^{100} - P_{6,3}^{5000} - Mn_{5,6}^{2255} - Zn_{5,2}^{310}$	390,8	
100/4	60-80	— — —	Мул рідкий	$Cd_{122,7}^{32,6} - Hg_{22,6}^{3,1} - Ag_{60}^{1,2} - Cr_{51}^{2550} - Sr_{11}^{1097} - Ni_{14,6}^{212} - Cu_{40}^{200}$ $- Pb_{2,3}^{125} - Ba_{2,2}^{2455} - Sn_{7,5}^{15} - P_{6,3}^{5000} - Mn_{5,5}^{2129}$	384,7	
100/5	80-100	— — —		$Hg_{74,3}^{2,6} - Cd_{51,3}^{15,4} - Ag_{50}^{1,5} - Cr_{16,4}^{220} - Sr_{9,9}^{922} - Sn_{3,6}^{11,1} - Pb_{5,3}^{20}$ $- Ni_{5,0}^{100}$	210,8	
100/6	100-120	— — —		$Cd_{61,7}^{12,5} - Hg_{52,1}^{2} - Ag_{46,7}^{1,4} - Cr_{12}^{600} - Sr_{2,6}^{256}$	182,1	
100/7	120-140	— — —		$Hg_{42,9}^{1,5} - Ag_{36,7}^{1,1} - Cd_{14,7}^{6} - Cr_{11,6}^{520} - Sr_{9,0}^{296}$	112,9	
100/8	140-160	— — —		Мул більш в'язкий з включенням суглинку	$Hg_{34,3}^{1,2} - Ag_{33,3}^{1,0} - Cd_{16,0}^{4,2} - Cr_{7,0}^{350}$	
100/9	160-180	— — —	Мул ущільнений який переходить в суглинок	$Ag_{26,7}^{0,2} - Hg_{25,7}^{0,9} - Cd_{10,3}^{3,1}$	60,7	

Така нерівномірність розподілу концентрацій хімічних елементів по вертикалі зв'язана із розшаруванням мулу під дією сил гравітації. Максимальні концентрації елементів відмічені в верхньому, найбільш збагаченому органікою шарі (зольність 40-53% - для паливного торфу зольність не повинна перевищувати 23%). Нижні шари мулу (придонний шар потужністю 0,2-0,3 м) збагачені мінеральними частками (зольність 55-97%) в яких концентрації елементів помітно зменшується. Станом на 2018 рік загальний обсяг мулів на 3-х мулових полях БСА (потужність мулових осадів на мулових полях коливається від 1,5 до 6,2 м) складає приблизно 8,6 млн. м³.

Радіо-гігієнічні дослідження мулів БСА

Дослідження виконувались за пробами мулу відібраними на мулових полях із свердловин ручного буріння (48 проб, 2013 р.).

Відібрані проби аналізувались повним гамма-спектрометричним аналізом на природні та техногенні радіонукліди (^{232}Th , ^{238}U , ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{134}Cs , ^{125}Sb , ^{144}Ce , ^{60}Co , ^{40}K).

Значимі рівні активності (1 Бк/кг і більше) в пробах мулу були зафіксовані тільки за ^{137}Cs , ^{232}Th , ^{238}U і ^{40}K .



Відбір проб мулу із свердловини ручного буріння на муловому полі № 1 (глибина 4,8 м)

Параметри розподілу питомої активності радіонуклідів в мулах стічних вод Бортницької станції аерації

№	Параметри	Питома радіоактивність радіонуклідів в Бк/кг						Глибина сверд- ловин в м
		$^{226}\text{Ra}(\text{U})$	$^{228}\text{Ra}(\text{Th})$	^{40}K	^{137}Cs	^{134}Cs	A_{ef}^*	
з/п	розподілу значень							
Мулове поле № 1								
1	мінімальне	6	8	51	7	<1	51,2	2,3
2	максимальне	18	25	338	209	<1	119,8	4,8
3	середнє	11,9	17,8	214,6	59,4	<1	74,3	3,5
Мулове поле № 3								
4	мінімальне	2	3	107	9	<1	45,5	1,4
5	максимальне	18	25	690	270,7	<1	151,9	2,2
6	середнє	10	14,5	269,6	94,4	<1	84,9	1,8
Мулове поле № 2								
7	мінімальне	7	10	117	12	<1	42,5	1,6
8	максимальне	18	25	384	61	<1	95,1	3,0
9	середнє	10,2	17	224,1	34,9	<1	63,7	2,1

Питома активність цезію-137 в мулах БСА коливається від 7 до 270,7 Бк/кг, при середньому значенні 68 Бк/кг та при середній питомій активності ^{137}Cs в ґрунтах Бориспільського району у 1992 році - 30 Бк/кг. Питома активність природних радіонуклідів (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K) в мулах відповідає фоновим рівням у ґрунтах Бориспільського району.

Радіо-гігієнічними дослідженнями доведено, що в процесі обезводнення та ущільнення мулів на мулових полях, питома активність цезію-137 з глибиною зменшується а природних радіонуклідів збільшується .

Св./проба	Інтервал випроб. в м	Літологічна колонка	Літологічний склад мулу	¹³⁷ Cs в Бк/кг	²²⁶ Ra(U) в Бк/кг	²²⁸ Ra(Th) в Бк/кг	⁴⁰ K в Бк/кг	^{Acφ} * в Бк/кг	Графік розподілу питомої активності радіонуклідів по свердловині
001,002 007-010 /пр.1	0 - 0,7		Мул торфоподібний з корінням рослин та їх залишками	149,2	5,8	9	142,8	81,8	
001,002 007-010 /пр.2	0,7 - 1,5		Мул рідкий, інколи в'язкий чорного кольору	90,1	9,3	14,4	200,1	76,2	
001,002 007-010 /пр.3	1,5 - 1,8		Мул в'язкий з включеннями суглинків та суглинистий	44,7	15,1	20,2	477,5	97,7	

Усереднений вертикальний розподіл питомої активності природних та техногенних радіонуклідів в мулах мулового поля № 3

Встановлений розподіл радіоактивності свідчить про максимальну концентрацію цезію-137 в верхніх шарах мулу, а природних радіонуклідів в нижніх шарах мулу.

За отриманими даними розраховано, що в мулах мулових полів БСА станом на 2013 рік зосереджено 0,684 Ки ¹³⁷Cs.

В цілому, за результатами еколого-геохімічних досліджень мулів на мулових полях БСА можна сказати:

1. Головними забруднювачами мулів є хімічні елементи I та II класу небезпеки (Cd, Hg, Pb, Zn, Cr, Cu, Ni) концентрація яких в мулах у 10-100 разів перевищує їх фонові концентрації в ґрунтах району робіт.

2. Геохімічне забруднення складових навколишнього природного середовища (ґрунти, донні відклади, породи зони аерації, рослинність) спричинене мулами БСА можна ідентифікувати за асоціацією елементів-індикаторів : Ag-Cd-Hg-Sn-Cr.

3. Радіоактивне забруднення мулів є не значним. Сумарна питома активність гамма-випромінюючих радіонуклідів (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs) в мулах мулових полів змінюється від 42,5 до 151,9 Бк/кг, при середньому значенні 76 Бк/кг, що значно менша межі I класу використання будівельних матеріалів – 370 Бк/кг.



Панорама мулового поля

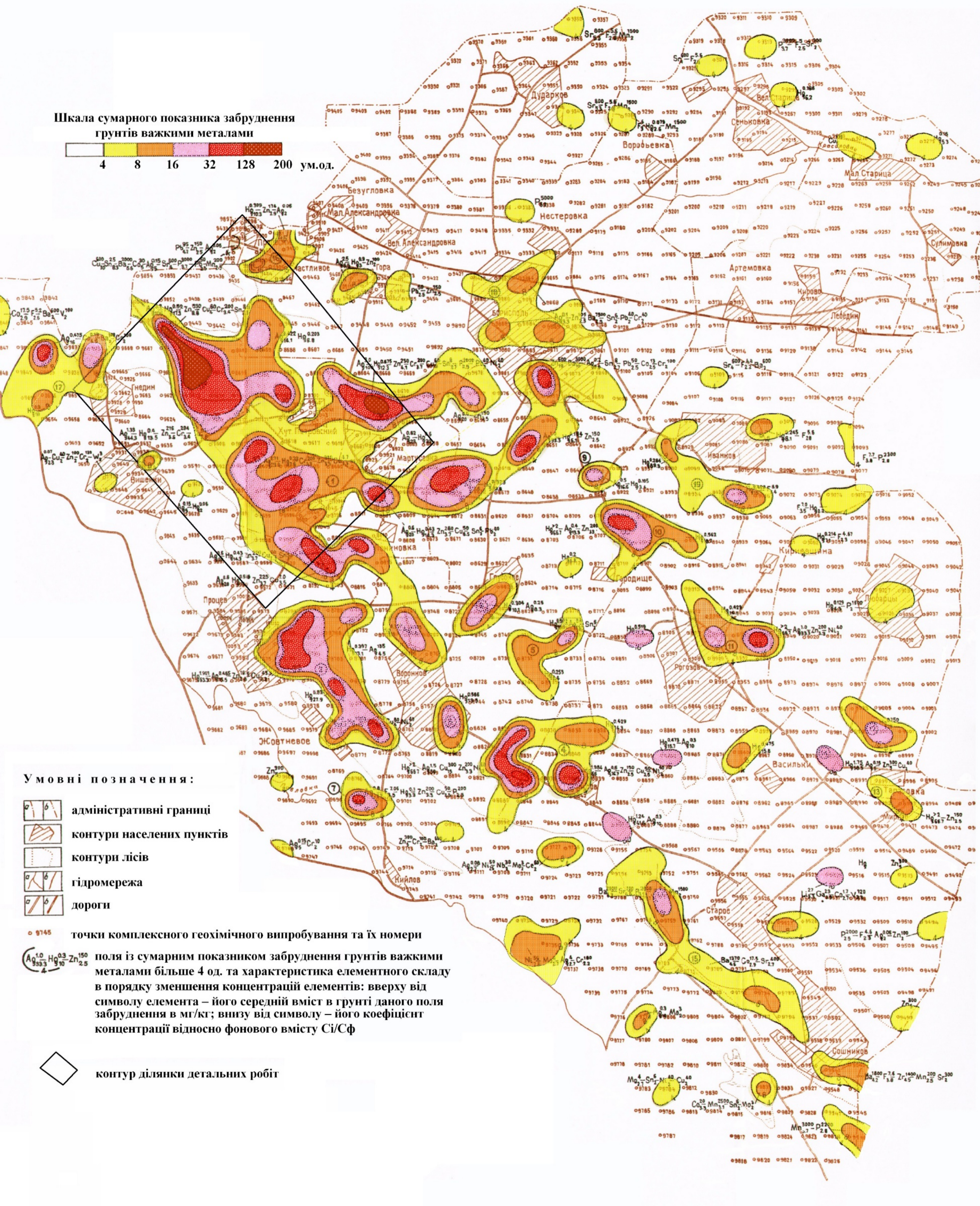
Еколого-геохімічна оцінка забруднення ґрунтів та порід зони аерації в районі мулових полів БСА



Рілля в районі розташування мулових полів БСА

До 80-х років минулого сторіччя мули каналізаційних стічних вод через свою високу поживність 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.

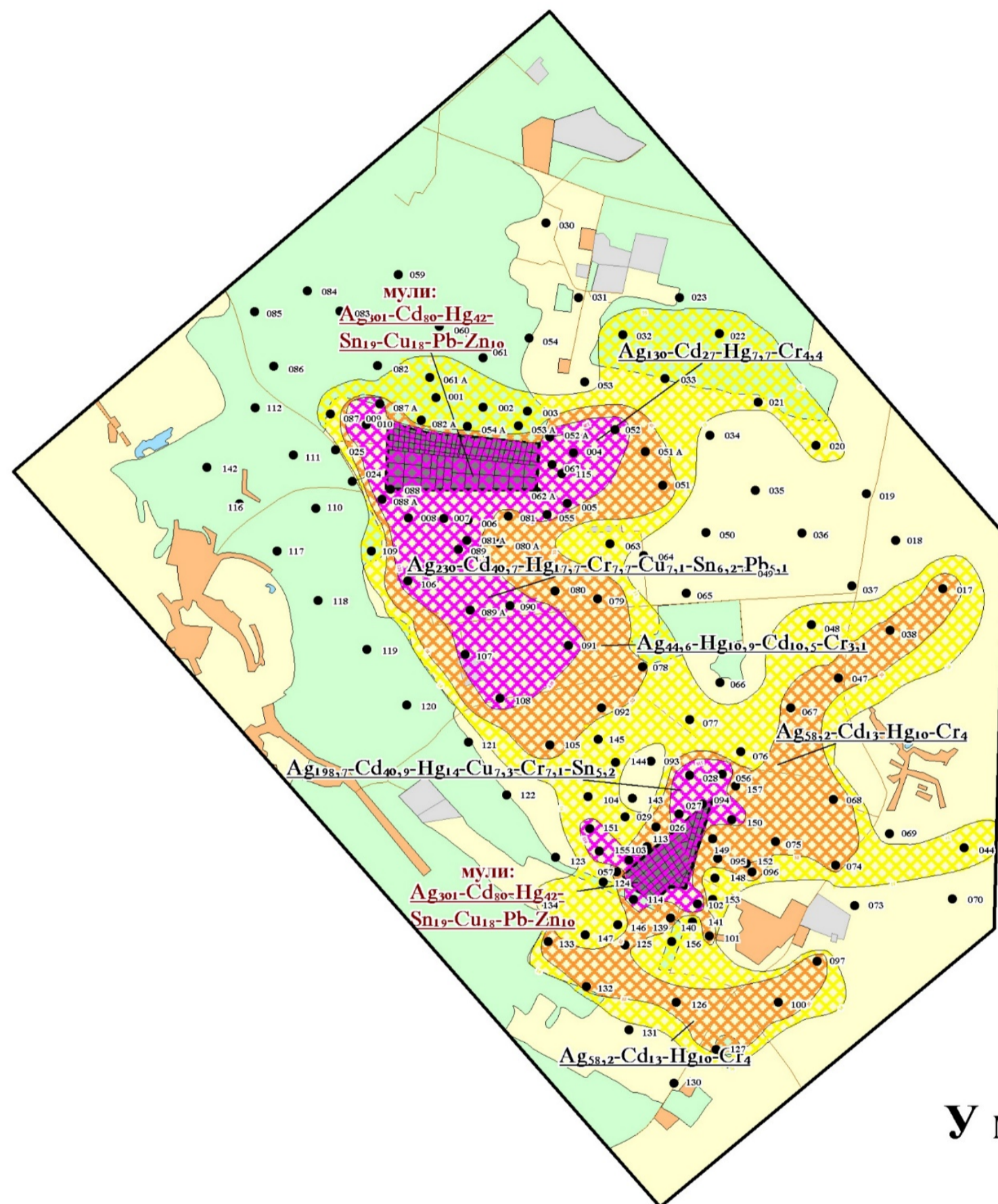
Геохімічні дослідження мулів стічних вод (особливо від великих промислових агломерацій) показали, що ці відходи забруднені важкими металами, а їх використання в якості органічних добрив, може призвести до забруднення сільськогосподарських земель токсичними хімічними елементами і, як наслідок, - сільськогосподарської продукції. В зв'язку з цим, в 1979 році на території минулого СРСР, а також і в Україні, було припинено використання зворотних вод та мулів для сільськогосподарських потреб.



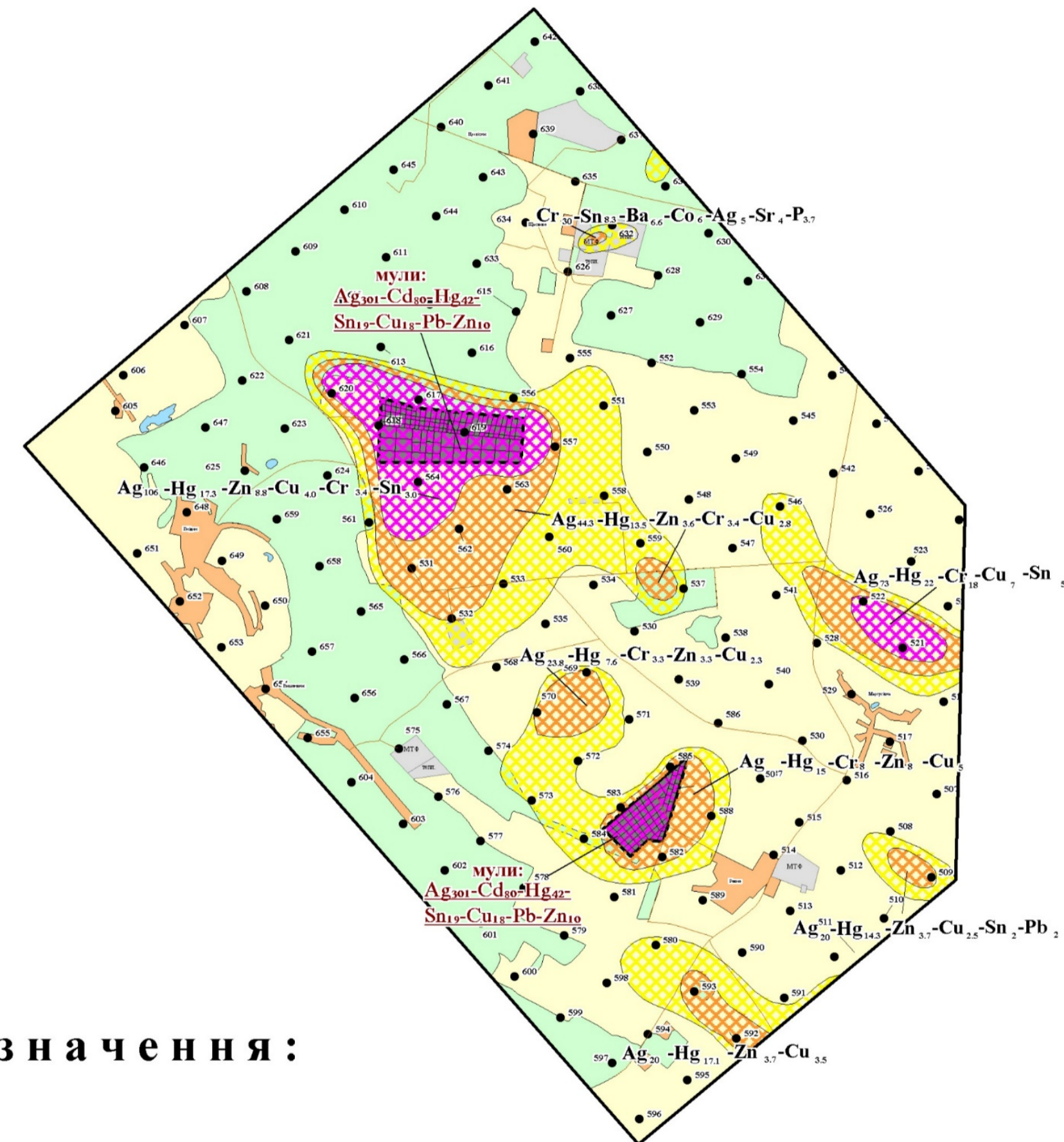
Геохімічними дослідженнями ґрунтів Бориспільського району Київської області (Клос В.Р., 1992р.) встановлено, що площа забруднення сільськогосподарських угідь за показником СПЗ > 32 од. (небезпечний рівень забруднення) складає близько 100 км², що становить близько 10% площі району. Забруднення було спричинене використанням мулів БСА в якості органічних добрив ще до 80-х років минулого сторіччя. Найбільш інтенсивне забруднення ґрунтів спостерігається на сільськогосподарських землях в районі мулових полів БСА.

Факт забруднення сільськогосподарських земель токсичними хімічними елементами в районі розташування мулових полів було перевірено в 1995 році, а в 2011 році були виконані моніторингові геохімічні дослідження забруднених земель.

Дослідження 2011 року



Дослідження 1995 року



Умовні позначення:

Ландшафтно-функціональні зони використання території

Цілеспрямовано змінені та промислово перетворені природні ландшафти інтенсивного господарського використання (культурний ряд міграції)

- агроландшафти
- селітебні (житлові) зони
- техногенні ландшафти (мулові поля, МТФ, теплиці)

Умовно-природні та природно-територіальні комплекси (біогенний ряд міграції)

- зона лісів, лучно-чагарникового та садово-городнього комплексу
- водоймища
- мулові поля
- контур ділянки еколого-геохімічних робіт
- 060 пункти відбору проб ґрунтів та їхній номер

Шкала оцінки забруднення ґрунтів за сумарним показником забруднення

Умовний знак на карті	Рівень забруднення	Показник сумарного забруднення ґрунтів (Саєт, 1990)
	фоновий та допустимий	< 16
	помірно небезпечний	16-32
	небезпечний	32-128
	надзвичайно небезпечний	> 128

$Ag_{130}-Cd_{27}-Hg_{7,7}-Cr_{4,4}$

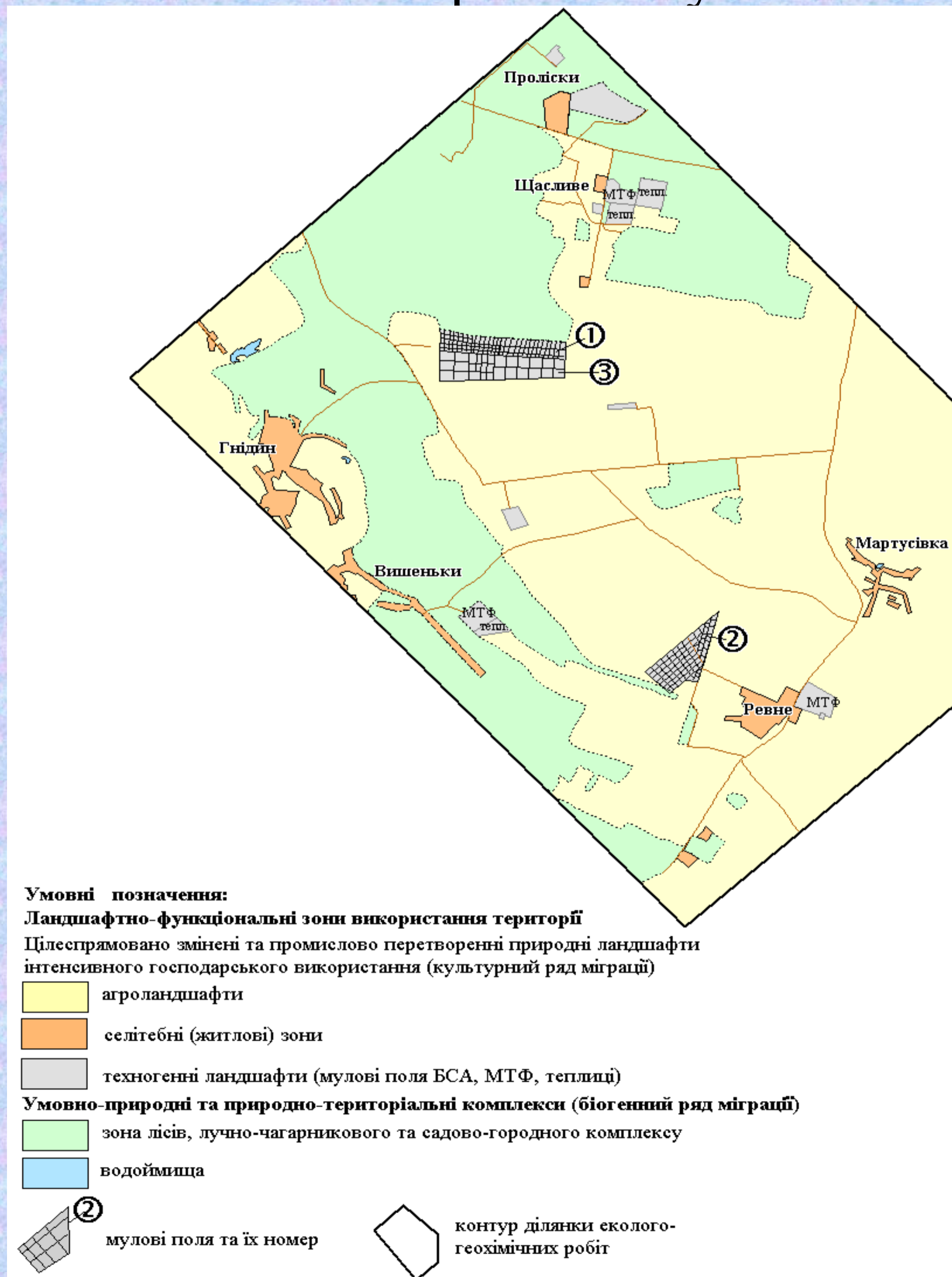


$Ag_{301}-Cd_{80}-Hg_{42}-Sn_{19}-Cu_{18}$

поля забруднення ґрунтів та їх геохімічний склад: внизу від символу хімічного елемента - середній коефіцієнт його концентрації в контурі аномалії відносно фонового вмісту в ґрунтах району робіт

геохімічний склад забруднення мулів; внизу від символу хімічного елемента - середній коефіцієнт його концентрації в мулах відносно фонового вмісту в ґрунтах району робіт

За результатами моніторингових досліджень ґрунтів в районі мулових полів встановлено, що геохімічна асоціація елементів забруднення ґрунтів сільськогосподарського використання: Ag-Cd-Hg-(Cr-Zn-Cu-Sn-Pb), відповідає такій для мулів стічних вод. Важкі метали в ґрунтах ділянки утворюють великі за площею моно- та поліелементні аномальні поля. В своїй більшості, аномальні поля забруднення розміщені в агро-ландшафтах з епіцентрами в районі мулових полів (дослідження 2011 року).



За СПЗ забруднення ґрунтів ділянки моніторингу в 2011 році складало: площі із помірно-небезпечним рівнем забруднення (СПЗ 16-32) займають 16,6% від площі ділянки, супроти 11,2% в 1995 році, площі з небезпечним рівнем забруднення (СПЗ 32-128) займають 11,2% супроти 6,9% в 1995 році, а площі з надзвичайно небезпечним рівнем забруднення (СПЗ > 128) займають 6,2%, супроти 2,3% в 1995 році.

Збільшення площі забруднення ґрунтів сільськогосподарських земель з 1995 до 2011 року відбулося в наслідок техногенної міграції хімічних елементів в процесі переорювання земель.

Cd

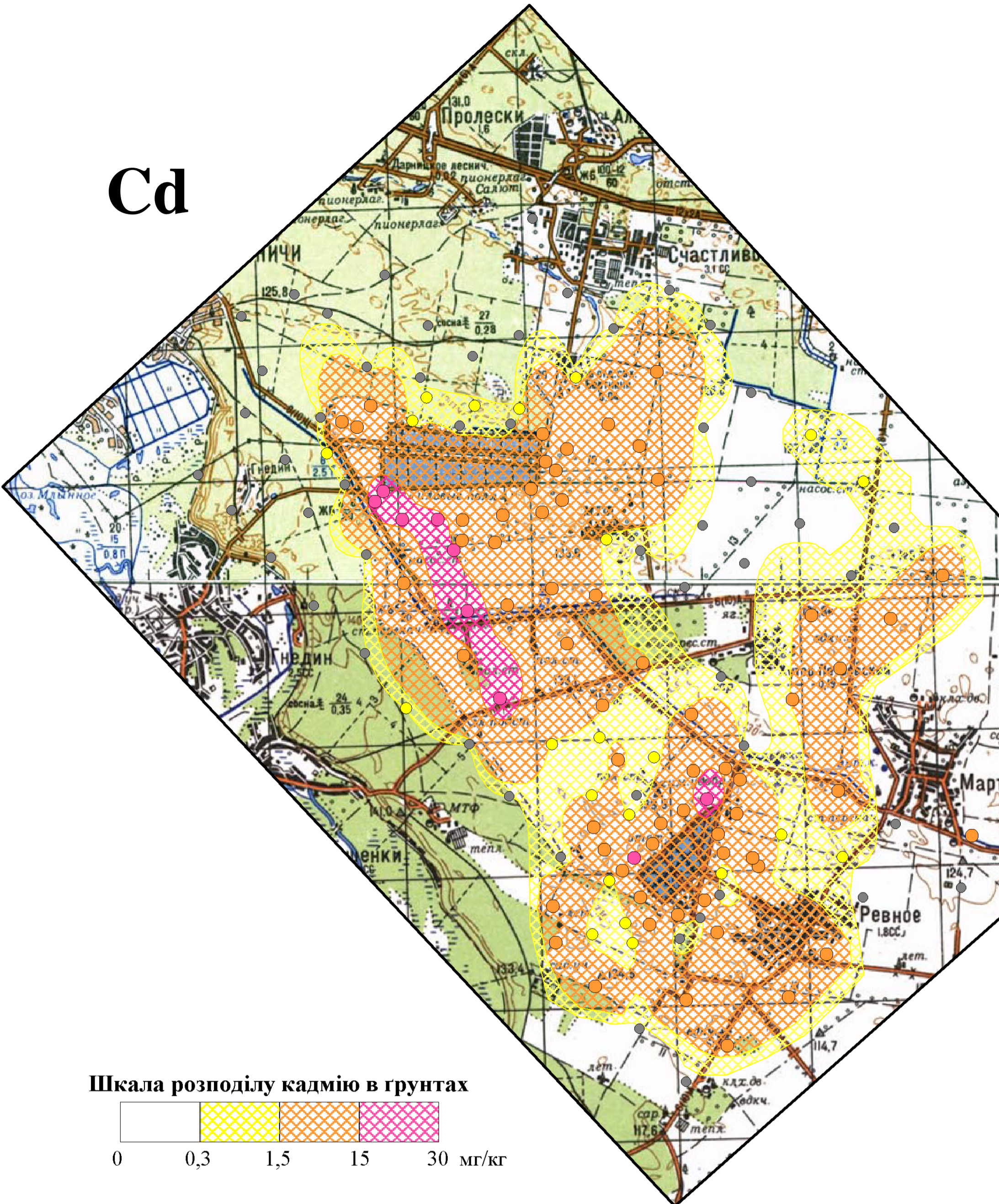


Схема розподілу кадмію у ґрунтах в районі мулових полів

Hg

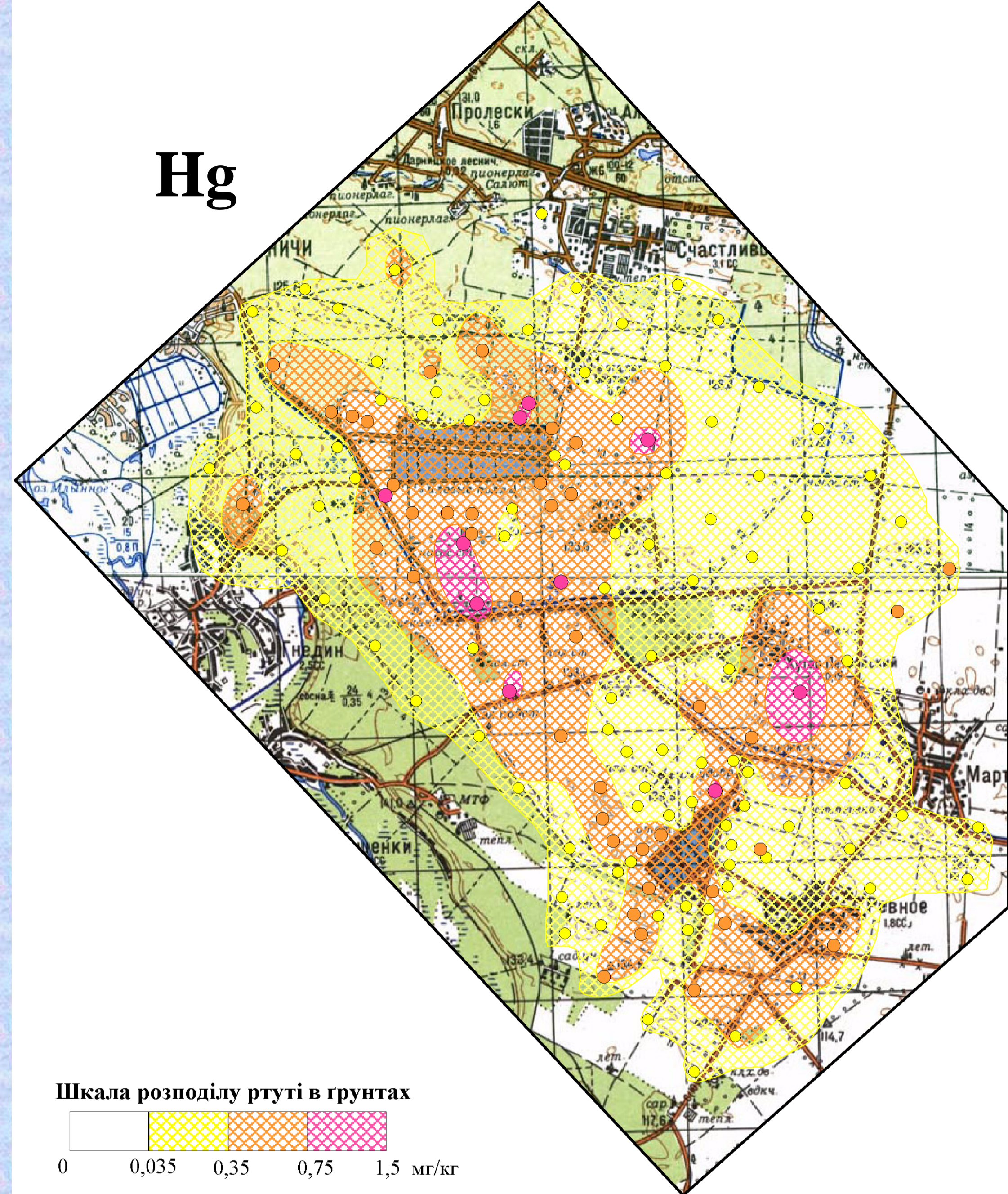


Схема розподілу ртуті у ґрунтах в районі мулових полів

Площа забруднених ґрунтів з аномальними концентраціями Cd і Hg (I клас небезпеки) складає 28,9% та 23,9% відповідно до площі ділянки досліджень.

Забруднення порід зони аерації, які випробувались в процесі буріння гідрогеологічних свердловин (50 проб 2011 р.), то тільки в 2-х свердловинах (в інтервалі глибин 0,5-3,0 м) зафіксовані підвищені вмісти Hg (до 0,08 мг/кг), Ag (до 0,06 мг/кг) і Cr (до 105 мг/кг). Найімовірніше, виявлені аномалії є результатом недосконалості шнекового буріння.

За постановою Госкомгідромет СРСР № 02-1051-233 від 10.12.90 року, забруднені площі агро-ландшафтів 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.



В цілому, за результатами моніторингових геохімічних досліджень ділянки можна прийти до висновку, що з 1995 по 2011 рік геохімічний склад забруднення ґрунтів та рівень концентрації провідних елементів забруднення (Ag, Cd, Hg) в межах виділених аномалій практично не змінився, змінились тільки конфігурація та площа полів забруднення, тобто природного самоочищення ґрунтів від важких металів в агро-ландшафтах не відбувається, або проходить воно надзвичайно повільно. Забруднення ґрунтів умовно природних ландшафтів ділянки хімічними елементами в своїй більшості не зв'язане із мулами стічних вод. Головним джерелом їх забруднення є стихійні звалища побутового сміття на узбіччях польових та лісових доріг.

Стихійні звалища сміття в районі мулових полів БСА

Гідрохімічні дослідження надмулових вод БСА



Відведення надмулових вод від мулового поля № 3

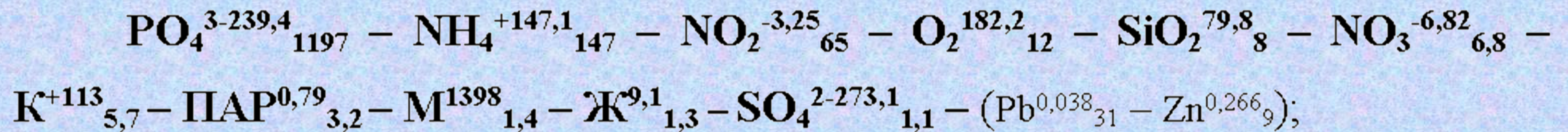


Надмулові води на муловому полі № 1

За результатами сезонних гідрохімічних спостережень (27 проб надмулових вод, 2012 р.) встановлено, що головними компонентами їх забруднення є (в мг/дм³): PO₄³⁻ - 54,0-423,5 (середнє значення 239,4), що в 1197 разів перевищує норматив - 0,2 (ДСТУ 4808. 2007, III клас якості вод); NH₄⁺ (44,7-213,5 (147,1), що в 147 разів перевищує норматив - 1,0; NO₂⁻ - 0,1-10 (3,25), що в 65 разів перевищує норматив - 0,05 та висока їх перманганатна окислюваність - 126,3-248,7 мгO₂/дм³ (182,2 мгO₂/дм³). Характерною ознакою цих вод також є висока концентрація кремнієвої кислоти (SiO₂ - середній вміст 79,8 мг/дм³) та іонів калію (K⁺ - середній вміст 113 мг/дм³).

В часі, склад компонентів забруднення є сталим, змінюється тільки рівень їх концентрації, який залежить від сезонних кліматичних умов – температури та кількості опадів. Весною концентрація інгредієнтів забруднення є мінімальною, а влітку – максимальною.

Усереднений склад забруднення мулових вод має наступний вигляд:



де перед дужками – компоненти, вміст котрих перевищує норматив для питних вод III класу якості (ДСТУ 4808): зверху біля символу компоненту (елементу) – його середній вміст у воді в мг/дм³, знизу – його коефіцієнт концентрації відносно нормативу; в дужках – компоненти вміст котрих перевищує їх фоновий вміст для поверхневих вод регіону робіт., зверху біля символу компоненту (елементу) – його середній вміст у воді в мг/дм³, знизу – його коефіцієнт концентрації відносно фонового вмісту в поверхневих водах регіону; позначення головних гідрохімічних характеристик води: O₂ – перманганатна окислюваність в мгO₂/дм³, M – мінералізація, Ж – загальна жорсткість в мг-екв./дм³, ПАР – поверхнево активні речовини.

Концентрація токсичних мікроелементів (Pb, Zn, Cr, Hg) в надмулових водах є меншою за їх норматив для вод питного водопостачання III класу якості, але для Pb та Zn перевищує їх фоновий вміст для поверхневих вод регіону робіт в 9-30 разів. Концентрація нафтопродуктів і фенеолів в надмулових водах не суттєва, але середня концентрація поверхнево активних речовини (ПАР) складає 0,79 мг/дм³, що в 3,2 рази перевищує їх норматив (0,25 мг/дм³) для вод питного водопостачання III класу якості.

Еколого-геохімічна оцінка забруднення ґрунтових вод в районі мулових полів



Буріння гідрогеологічних свердловин



Процес буріння свердловини

Режимні гідрогеологічні спостереження за станом ґрунтових вод біля мулових полів БСА виконані у 2011 – 2012 роках під час осіннього гідрогеологічного максимуму і літньої межени за мережею свердловин (8 св. пробурені у 2011 році), а також за усіма іншими джерелами ґрунтових вод (піщаний кар'єр, три колодязі в с. Ревне).

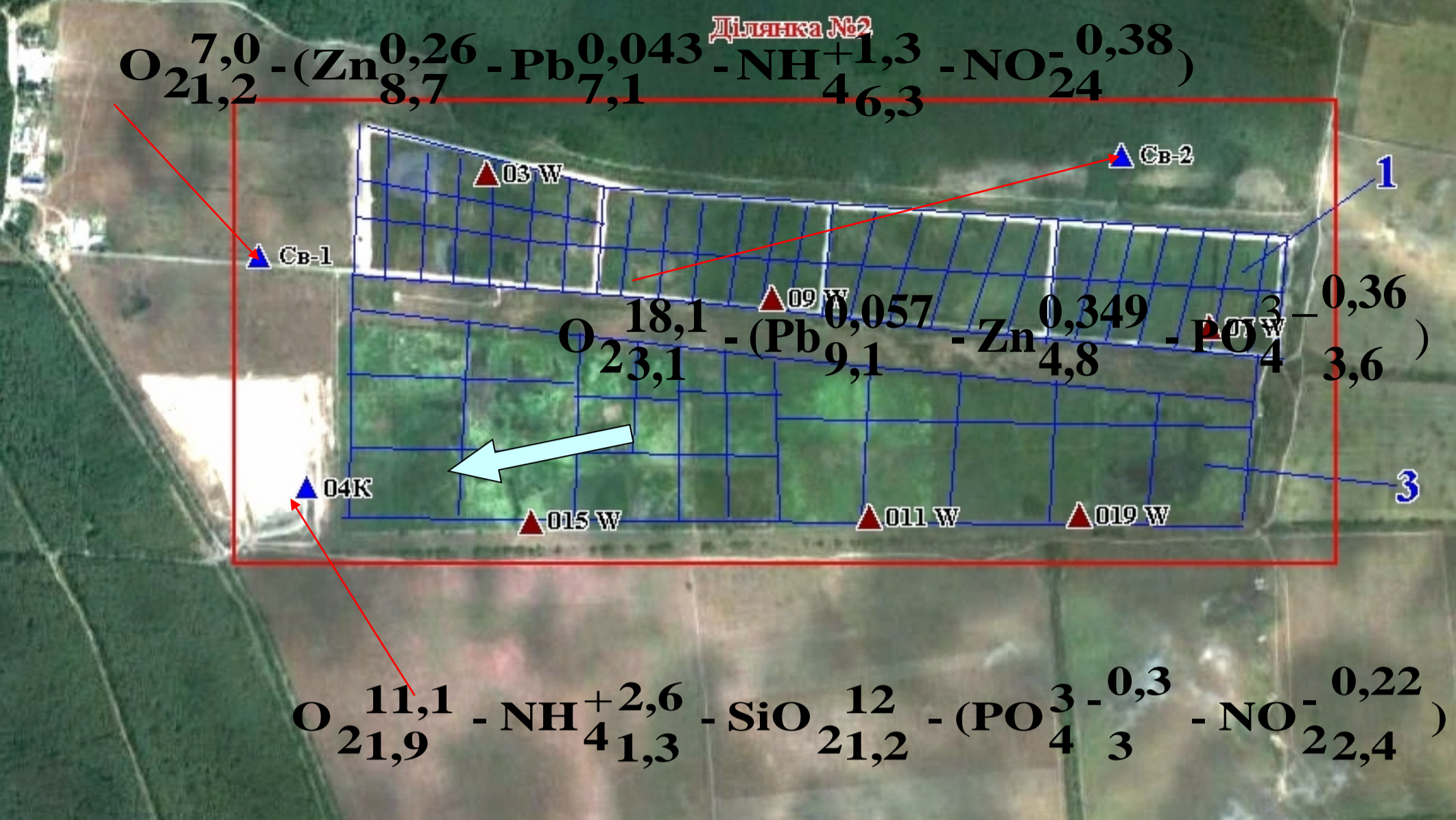


Відбір проб ґрунтових вод із гідрогеологічних свердловин

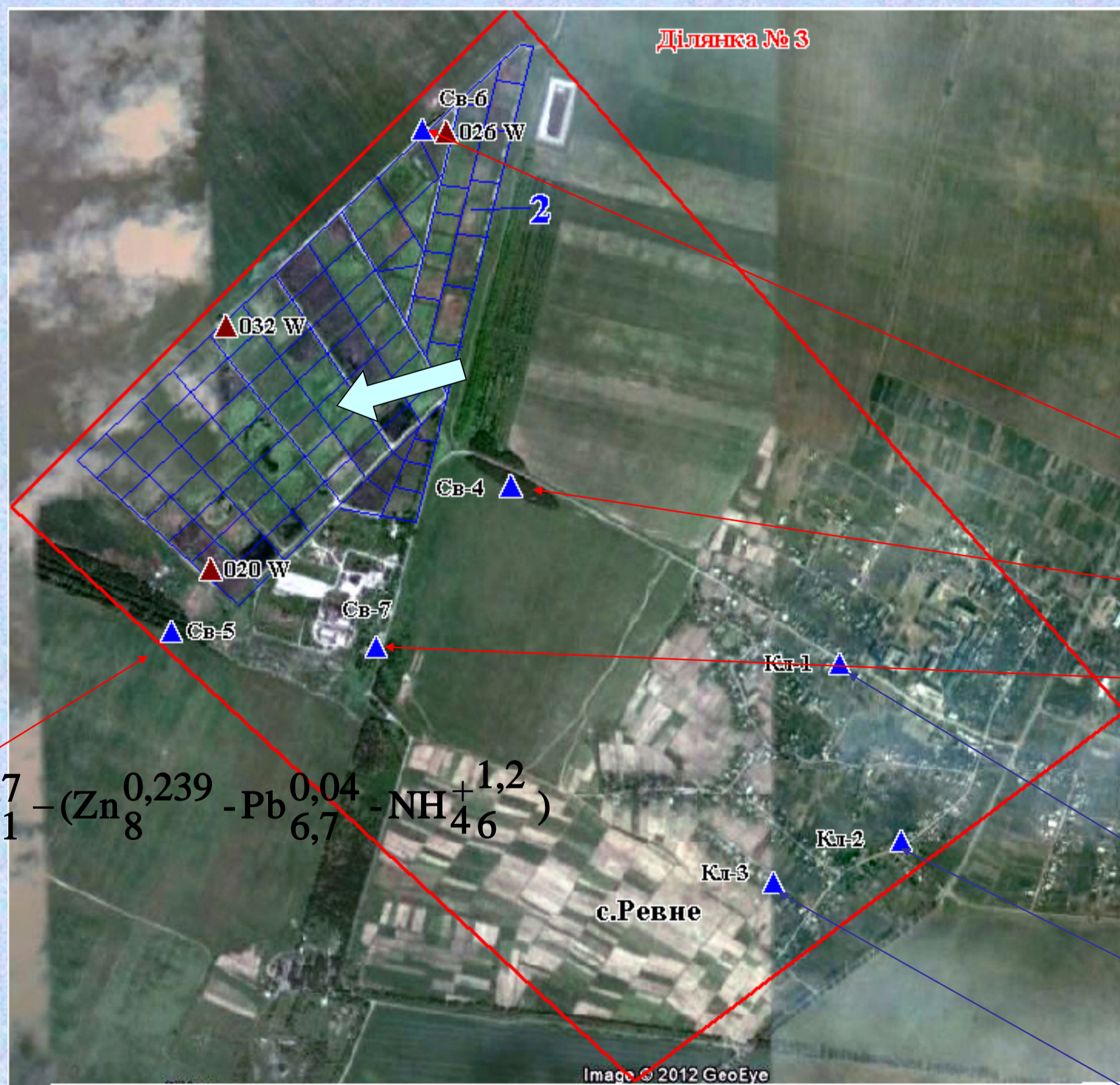


Ґрунтові води на дні піщаного кар'єру біля мулового поля № 3

Розташування пунктів режимних гідрогеологічних спостережень за ґрунтовими водами біля мулових полів і в с. Ревне Бориспільського району та гідрохімічний склад забруднення ґрунтових вод.

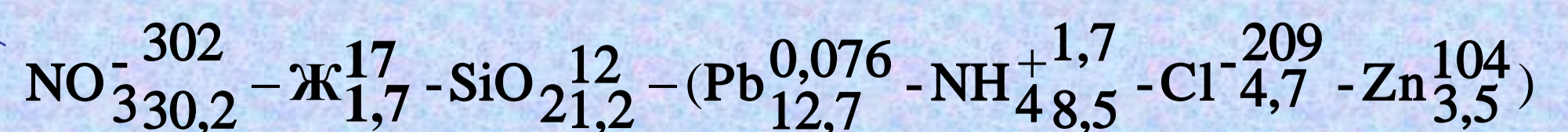
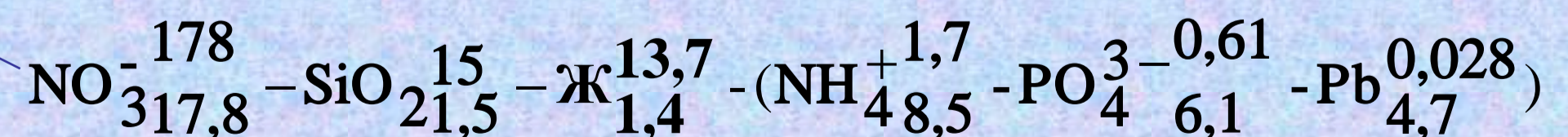
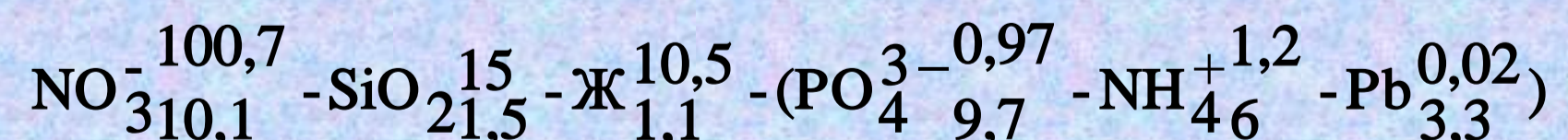
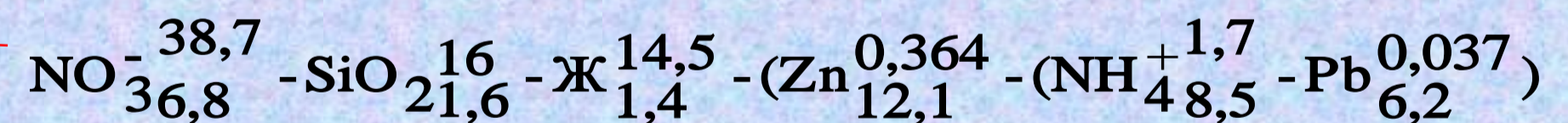
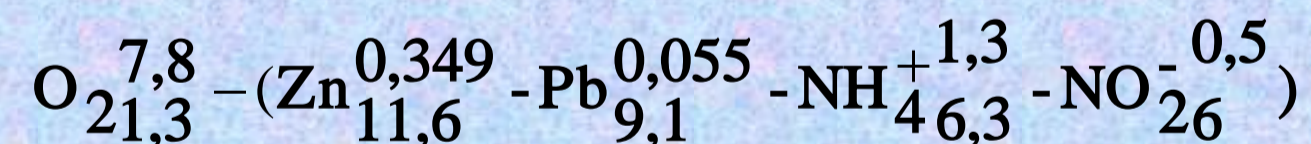
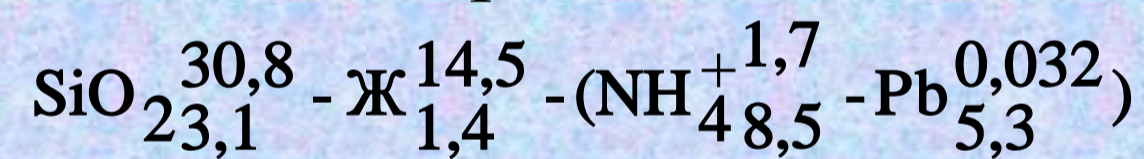


- ▲ 02 W пункти відбору проб мулових вод
- ▲ Св-1 пункти відбору проб ґрунтових вод: Св-свердловина, К-кар'єр
- 1 мулові поля та їх номер
- ← -напрям потоку гр. вод



- ▲ 01 W пункти відбору проб мулових вод
- ▲ Св-1 пункти відбору проб ґрунтових вод: Св-свердловина, Кл-колодяць
- 2 мулове поле та його номер
- ← -напрям потоку гр. вод

– гідрохімічний склад забруднення ґрунтових вод. Перед дужками – компоненти, вміст яких перевищує норматив для III класу якості підземних вод питного водопостачання (ДСТУ 4808): зверху біля символу компоненту – його вміст у воді в мг/дм³, знизу – його коефіцієнт концентрації відносно нормативу; в дужках – компоненти, вміст котрих перевищує їх фоновий вміст в ґрунтових водах регіону, зверху біля символу компоненту (елементу) – його вміст у воді в мг/дм³, знизу – його коефіцієнт концентрації відносно фонового вмісту; позначення головних гідрохімічних характеристик води: O₂ – перманганатна окислюваність в мгО₂/дм³, М – мінералізація, Ж – загальна жорсткість в мг-екв./дм³.



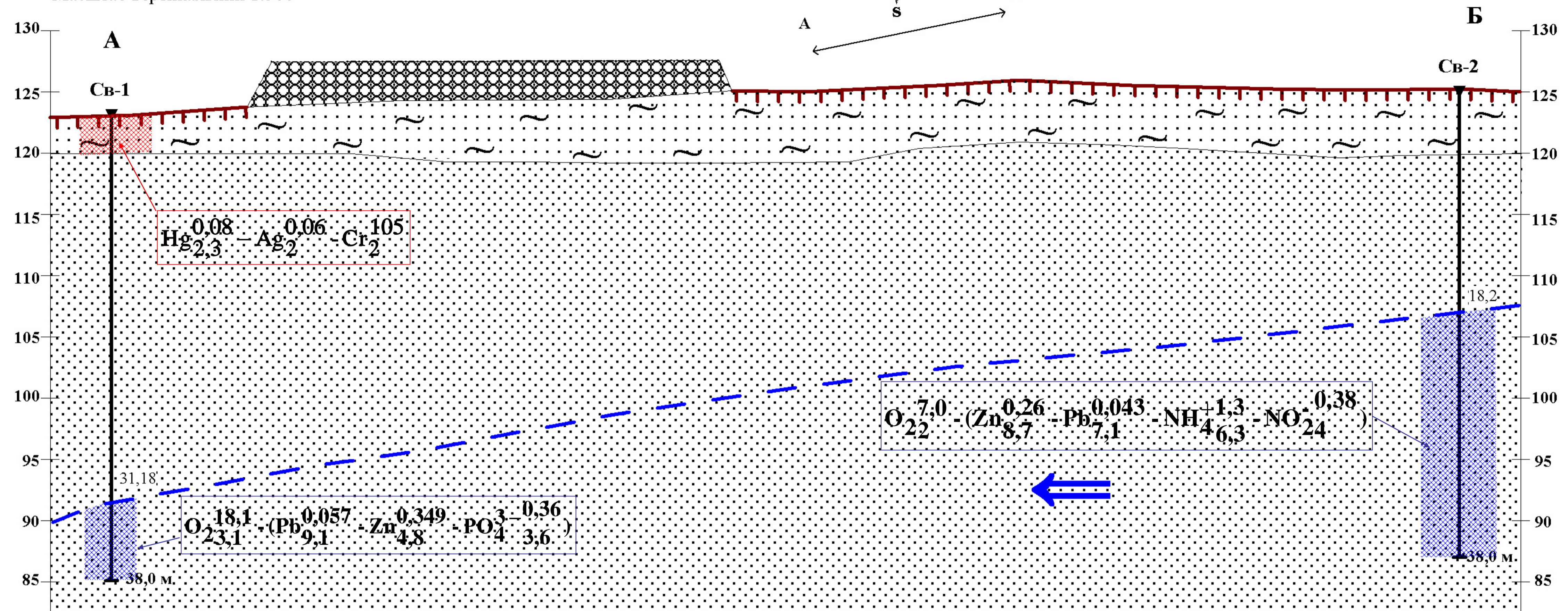
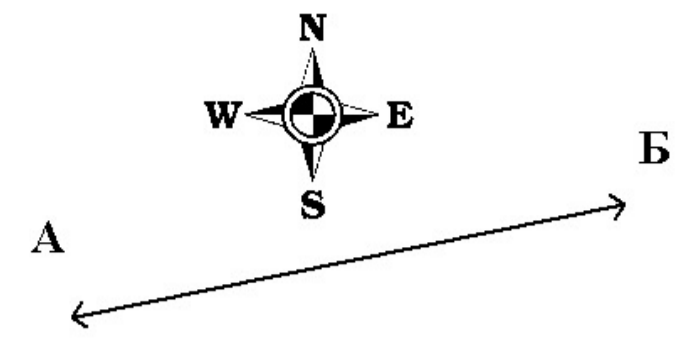
Схеми розміщення гідрогеологічних свердловин в районі мулових полів

Моніторингові дослідження ґрунтових вод в районі мулових полів БСА свідчать, що екологічна ситуація в ґрунтових водах є стабільною. Води відносяться до гідрокарбонатно-сульфатно-кальцій-натрієвого типу із непорушеним природним відношенням іонів K^+ до Na^+ , яке складає приблизно 1:10 (в надмулових водах 1,5:1). За своїми гідрохімічними показниками та концентрацією компонентів, ґрунтові вод відносяться до II-III класу якості підземних вод питного водопостачання (ДСТУ 4808, 2007) і є більш якісними ніж в с. Ревне. Встановлені підвищені значення перманганатної окислюваності в ґрунтових водах (від 6,6 до 30,0 mgO_2/dm^3 при нормативі для III класу якості - 6,0 $mg O_2/dm^3$) є наслідком їх застою в свердловинах спостережної мережі. Концентрація головного компоненту забруднення надмулових вод – фосфатів (PO_4^{3-}), в ґрунтових водах змінювалась від 0,07 до 0,5 mg/dm^3 при середньому значенні 0,22 mg/dm^3 , що в 4 рази менше нормативу для III класу якості підземних вод (1,0 mg/dm^3), але в 2,2 рази перевищує фонове значення (0,1 mg/dm^3) для ґрунтових вод району робіт.

В цілому, зміна концентрацій гідрохімічних компонентів та показників в часі (листопад 2011 року, травень та липень 2012 року) має сезонний характер і є найменшою під час весняного гідрогеологічного максимуму і найбільшою в літній межень.

Крім фосфатів, в ґрунтових водах біля мулових полів встановлені підвищені концентрації Pb, Zn, нітритів (NO_2^-) та амонію (NH_4^+), які в 3-10 разів перевищують регіональні фонові рівні їх концентрацій. Концентрації фенолів, нафтопродуктів, ПАР, а також Cr і Hg не перевищують регіональних фонових концентрацій.



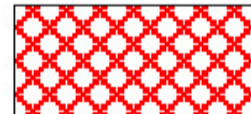
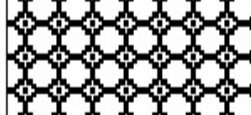
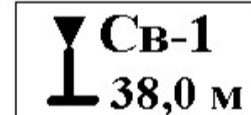

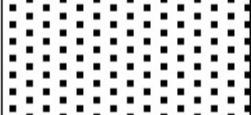

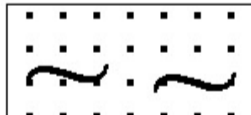
Масштаб горизонтальний 1:10 000
 Масштаб вертикальний 1:500



$Hg_{2,3}^{0,08}$ - $Ag_2^{0,06}$ - Cr_2^{105}

$O_{22}^{7,0}$ - ($Zn_{8,7}^{0,26}$ - $Pb_{7,1}^{0,043}$ - $NH_4^{1,3}$ - $NO_{24}^{0,38}$)

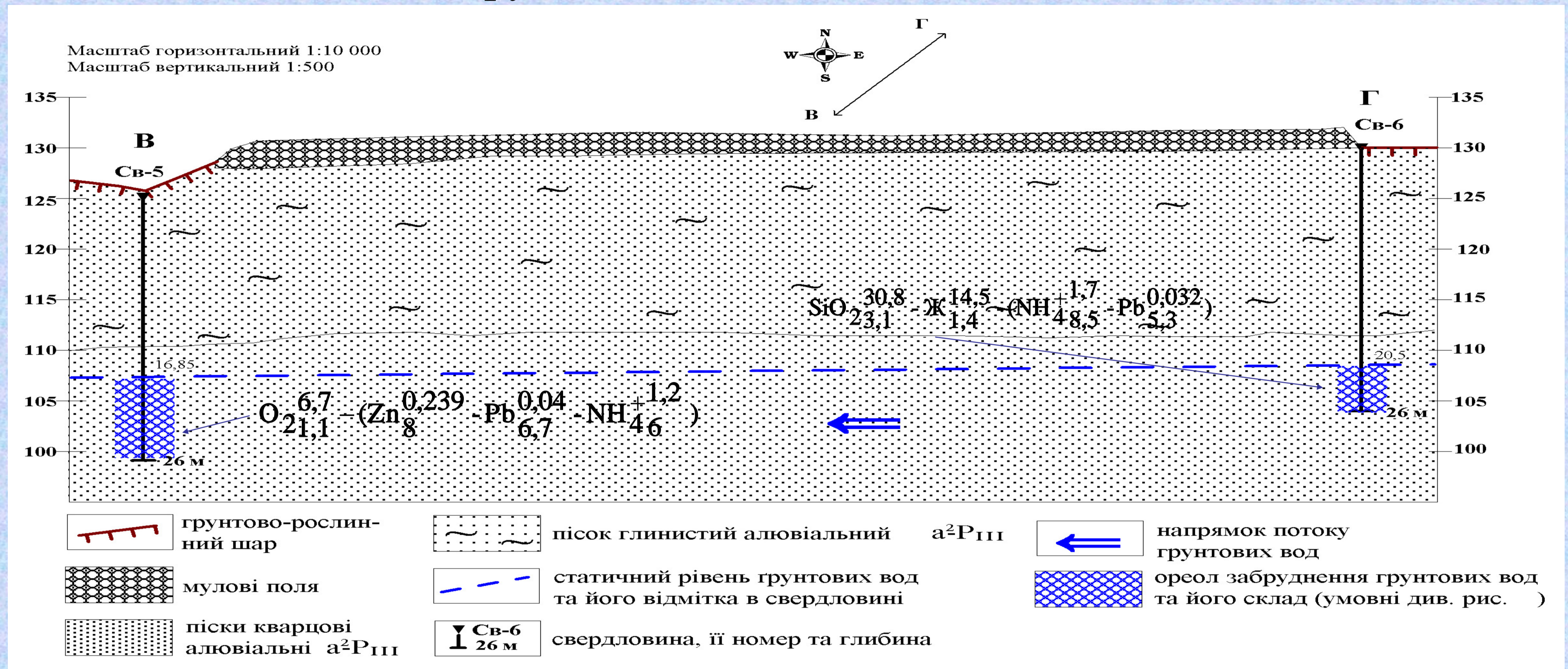
$O_{23,1}^{18,1}$ - ($Pb_{9,1}^{0,057}$ - $Zn_{4,8}^{0,349}$ - $PO_4^{3-0,36}$)

- | | | |
|---|---|--|
|  ґрунтово-рослинний шар |  статичний рівень ґрунтових вод, та його відмітка в свердловині |  ореол забруднення порід зони аерації, та його склад (вверху біля символу елемента - його вміст (мг/кг), внизу - його коефіцієнт концентрації відносно фонового вмісту) |
|  мулові поля |  свердловина, її номер та глибина |  ореол забруднення ґрунтових вод та його склад (умовні див. рис.) |
|  піски кварцові алювіальні a^2P_{III} |  напрямок потоку ґрунтових вод | |
|  пісок глинистий алювіальний a^2P_{III} | | |

Гідрогеологічний розріз в районі мулових полів №1, 3

В районі мулових полів БСА №1, 3 із сходу на захід (напрямок потоку ґрунтових вод) спостерігається значне пониження статичного рівня ґрунтових вод (з абсолютної відмітки 108 м до 90 м), що пов'язано із експлуатацією піщаного кар'єру (відкачка ґрунтових вод) розташованого в 300 м на захід від мулових полів.

Варто зауважити, що підвищений вміст кременевої кислоти в ґрунтових водах району робіт є їх характерною особливістю (фон регіону - 16 мг/дм³), а підвищення концентрацій Zn, Рb, фосфатів та нітритів, може здійснюватися за рахунок стоків від населених пунктів та сільськогосподарських ґрунтів забруднених важкими металами.



Гідрогеологічний розріз в районі мулових полів № 2

Забруднення ґрунтових вод с. Ревне нітратами, концентрація яких в 2012 році змінювалась від 99,3 до 357,7 мг/дм³ при середньому значенні 239,2 мг/дм³, що в 23,9 рази більше нормативу для III класу якості підземних вод (10,0 мг/дм³), є типовим для сільських населених пунктів, де відходи життєдіяльності людини зберігаються без належної гідроізоляції (вигрібні ями, туалети) і з атмосферними водами надходять в ґрунтові води протягом десятків та сотень років.

ВИСНОВКИ:

Виходячи із результатів виконаних еколого-геохімічних досліджень та існуючої інформації щодо використання і утилізації мулів стічних вод у світовій практиці, можна прийти до наступних висновків:

1. Основною перешкодою для використання мулів з мулових полів БСА в якості органічних добрив і аргументом на користь більш радикальних і капіталомістких технологічних рішень його утилізації, таких як спалювання чи поховання, є аномально високі концентрації важких металів I (Cd, Hg, Pb, Zn) та II (Cr, Cu, Ni) класів небезпеки. Концентрації цих елементів у мулах БСА в 10-100 разів, а то і більше перевищують їх фонові вмісти у ґрунтах району робіт. Використання таких мулів в якості добрив призведе до забруднення сільськогосподарської продукції, що є фактором прямої екологічної дії важких металів на людину.

2. Високі концентрації металів в мулах (в г/т): Au – 0,16-2,52; Ag – 0,2-55; Cu – 370-7400; Pb – 159-1545; Cr – 690-12430 можна розглядати в якості вторинної рудної сировини. Проте, складність фазового і хімічного складу мулів та значна концентрація в них елементів I класу небезпеки з високою летючою здатністю (Hg, Cd) вимагають вирішення складних взаємопов'язаних технологічних завдань по видобутку благородних і кольорових металів. При проведенні технологічних випробувань (Інститут електрозварювання ім. Патона НАН України, 1995 рік), проби мулових шламів (3 проби по 50 кг) були спалені в технологічних печах з метою отримання металічного концентрату. В результаті цих досліджень отримано металічні концентрати вагою 120-150 г з однієї проби, що визнано економічно не доцільним.

3. Враховуючи, що на сьогоднішній день вплив мулових полів БСА на ґрунтові води та довкілля в районі їх розміщення є мінімальним, а екологічна ситуація досить стабільною, можна розглянути питання консервації мулових полів після виведення їх із експлуатації. Таке рішення вимагає мінімальних витрат на виконання необхідних екологічних заходів з моніторингу ґрунтових вод та стабілізації екологічної ситуації в районі мулових полів. В подальшому, при наявності зацікавлених інвесторів, чи удосконаленні технологій утилізації мулу, з'явиться можливість рекультивації цих земель та повернення їх у народне господарство.



Гідрогеологічна свердловина моніторингу стану ґрунтових вод на території майданчика реконструкції БСА

Дякую за увагу!

Бортницька станція аерації - еколого-геохімічні аспекти Частина-II

ДП «Українська геологічна компанія»

Володимир Клос – к.г.н. директор УкрНВЦГД

Ганна Колос – геохімік I кат. УкрНВЦГД

Одним із еколого-геохімічних аспектів Бортницької станції аерації є потенційна загроза гідрохімічного забруднення поверхневих вод р. Дніпро зворотними водами та забруднення донних відкладів важкими металами.



Загальна інформація про водовідведення вод після очистки

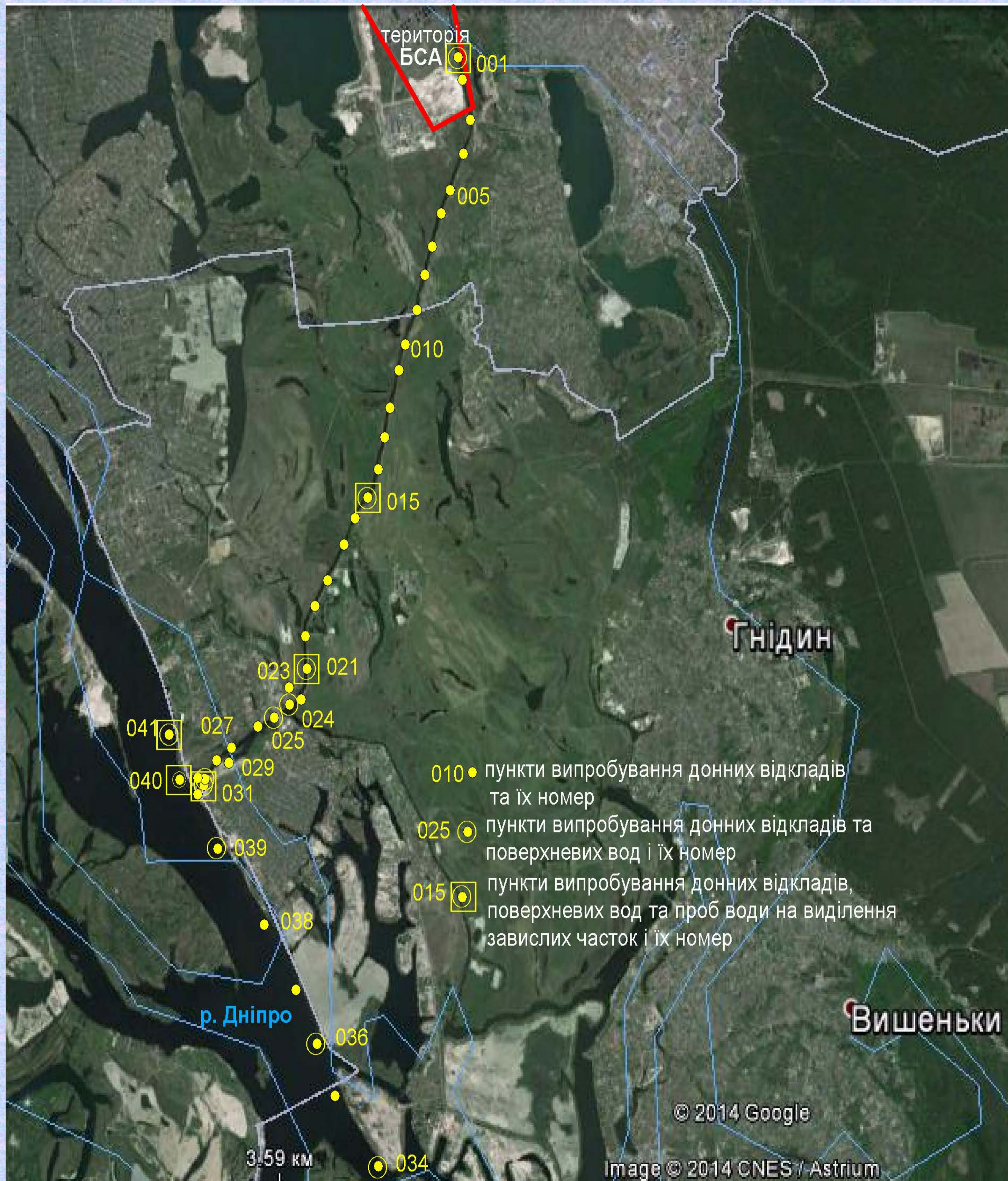
На БСА стічні каналізаційні води проходять складну багатоступеневу механічну та біологічну очистку, після чого водовідвідним каналом протяжністю 9,1 км відводяться в р. Дніпро. В кінці магістрального каналу збудована насосна станція, яка перекачує очищену воду в верхній б'єф продовження каналу, а також по п'яти трубопроводах в русло р. Дніпро біля лівого берега на відстані приблизно 50-80 м. Загальний об'єм відведеної очищеної води (витрати зворотних вод) в середньому за рік складають 574,1 млн. м³/рік, або 65,5 тис. м³/год. На очищені води є розроблені гранично допустимі скиди (ГДС) речовин концентрації яких допустимі у зворотних водах які надходять в акваторію р. Дніпро.



Місце впадіння каналу зворотних вод БСА в р. Дніпро



Водовідвідний канал БСА в районі переливної стінки, яка служить для підтримання рівню та регулювання швидкості течії води в каналі



З метою визначення впливу зворотних вод БСА на акваторію р. Дніпро в районі їх скидання у 2014 році виконані еколого-геохімічні дослідження поверхневих вод (12 проб), завислих речовин (6 проб) і донних відкладів (41 проба), як у водовідвідному каналі так і в р. Дніпро на протязі 5 км нижче за течією від місця їх скидання.

Карта-схема відбору еколого-геохімічних проб у водовідвідному каналі БСА та в р. Дніпро

Гідрохімічні дослідження зворотних вод БСА

На відміну від режимних гідрохімічних та бактеріологічних спостережень, які періодично виконуються в одному пункті працівниками БСА та СЕС, наявні дослідження виконані в один день від пункту стабілізації зворотних вод до гирла водовідвідного каналу (7 проб, 2014 р.).

Дослідженнями встановлено, що гідрохімічний склад зворотних вод у каналі є доволі сталим. Загалом води каналу відносяться до гідрокарбонатних натрій-калієвих з рН 7,4-7,8, слабо мінералізовані (середня мінералізація – 451 мг/дм³) з нормальною загальною жорсткістю (середнє значення – 5,0 мг-екв./дм³) і перманганатною окислюваністю (середня – 11,7 мгО₂/дм³) та підвищеним вмістом кремнієвої кислоти (середнє значення – 17,2 мг/дм³). Вміст завислих речовин в поверхневих водах каналу не значний і змінюється від 1,5 до 11 мг/дм³ при середньому значенні 6 мг/дм³.



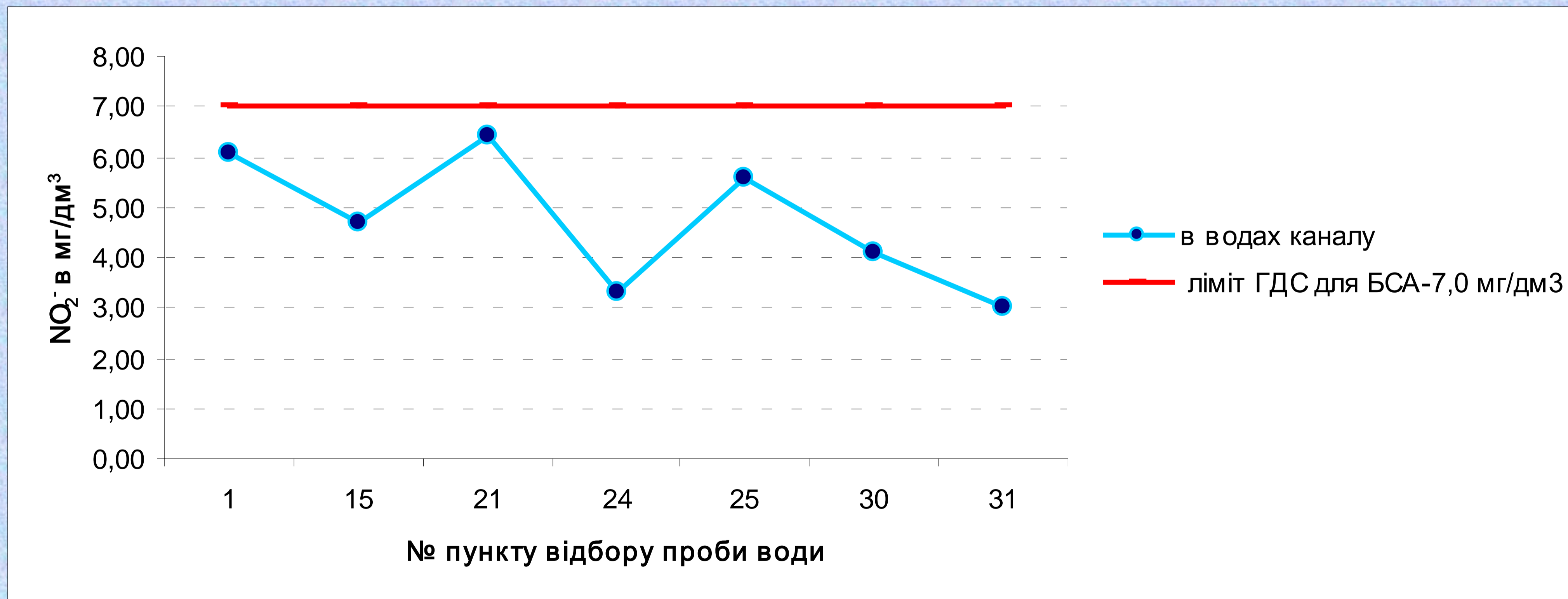
Стационарний пункт режимних спостережень за зворотними водами водовідвідного каналу БСА



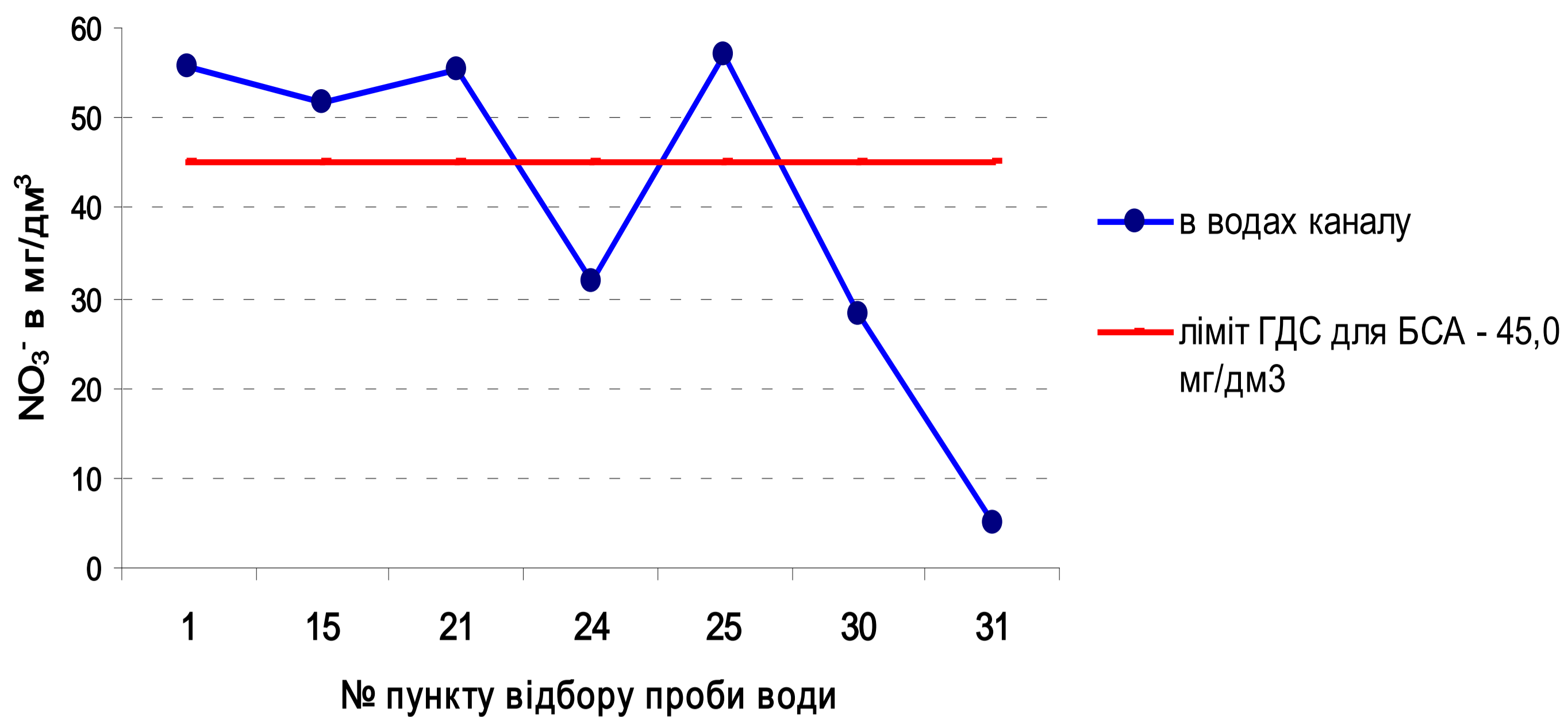
Станція перекачки зворотних вод БСА в р. Дніпро

Головними компонентами забруднення зворотних вод каналу, які визначають їх гідрохімічний облік, є нітрити (NO_2^-), нітрати (NO_3^-), фосфати (PO_4^{3-}) і в меншій мірі іони амонію (NH_4^+), натрію (Na^+) і калію (K^+).

Максимальне забруднення вод водовідвідного каналу за нормами ДСТУ 4808. 2007 для поверхневих вод питного водопостачання III класу якості відмічається за нітритами (NO_2^-), концентрація котрих змінюється від 3,0 до 6,4 мг/дм³ при середньому значенні 4,8 мг/дм³, що в 95 разів перевищує норматив (0,05 мг/дм³), але не перевищує ліміт ГДС (7,0 мг/дм³) встановлений для зворотних вод БСА (Департаментом міського благоустрою та збереження природного середовища КМДА, 2014 р.).

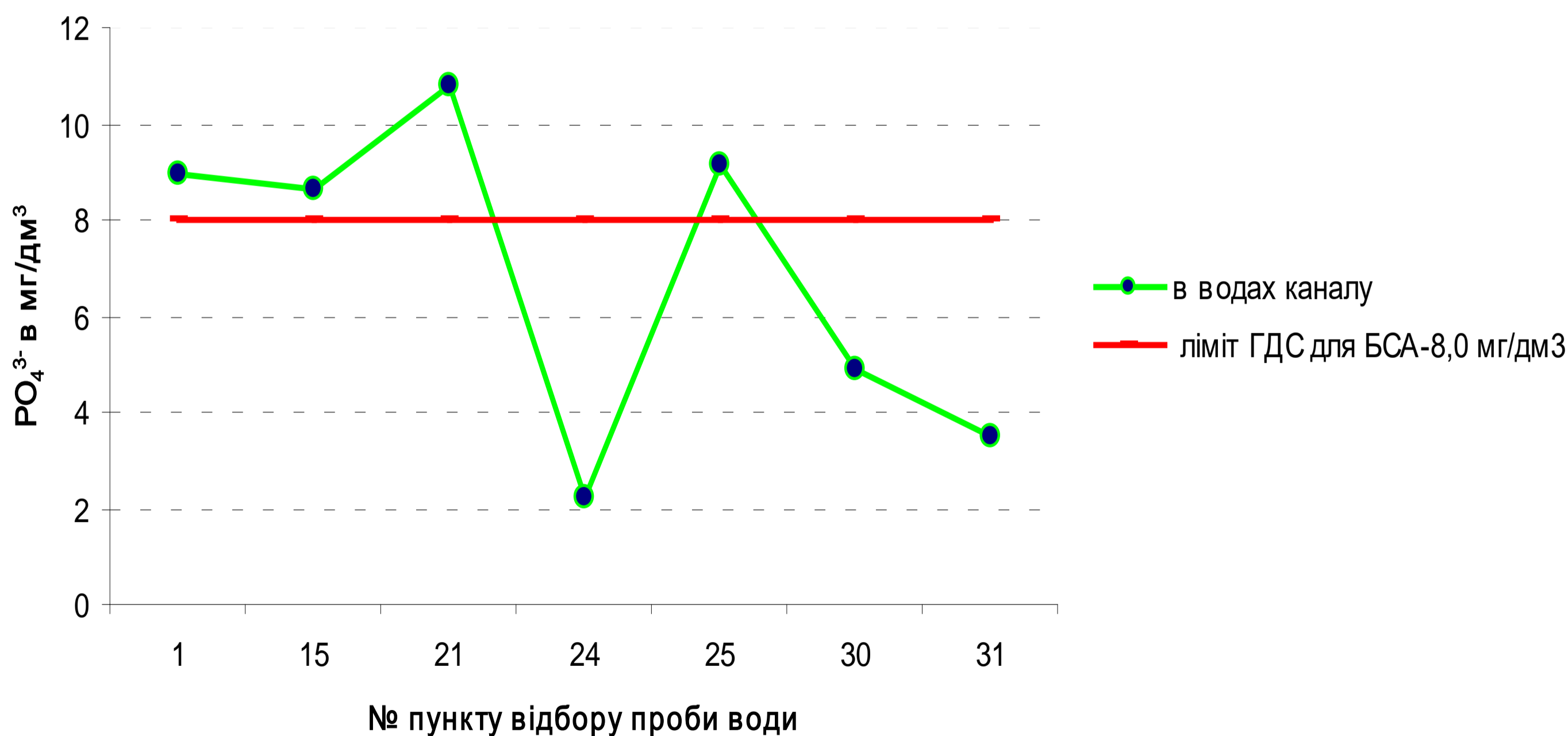


Концентрації нітритів (NO_2^-) в поверхневих водах водовідвідного каналу БСА від витoku до гирла



Концентрація нітратів (NO_3^-) в водах каналу змінюється від 5,1 до 56,9 мг/дм^3 при середньому значенні 40,7 мг/дм^3 , що у 40,7 разів перевищує норматив ДСТУ 4808 (1,0 мг/дм^3), але не перевищує ліміт ГДС (45 мг/дм^3).

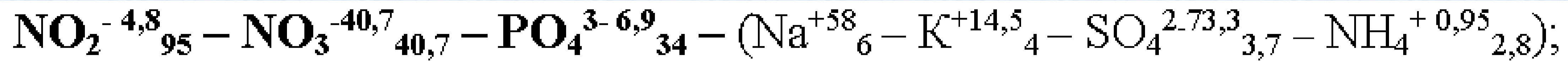
Розподіл концентрації нітратів (NO_3^-) в поверхневих водах водовідвідного каналу БСА від витoku до гирла



Концентрація фосфатів (PO_4^{3-}) в водах каналу змінюється від 2,21 до 10,82 мг/дм^3 при середньому значенні 6,9 мг/дм^3 , що у 34,4 рази перевищує норматив (0,2 мг/дм^3) для поверхневих вод питного водопостачання III класу якості (ДСТУ 4808. 2007), але не перевищує ліміт ГДС (8,0 мг/дм^3) встановлений для зворотних вод БСА.

Розподіл концентрації фосфатів (PO_4^{3-}) в поверхневих водах водовідвідного каналу БСА від витoku до гирла

Забрудненість зворотних вод відвідного каналу відображає еколого-гідрохімічна формула усередненого складу:



де перед дужками – компоненти вміст котрих перевищує норматив для питних вод III класу якості (ДСТУ 4808): зверху біля символу компоненту – його вміст у воді в мг/дм³, знизу – його коефіцієнт концентрації відносно нормативу; в дужках – компоненти вміст котрих перевищує їх фоновий вміст для поверхневих вод р Дніпро., зверху біля символу компоненту (елементу) – його вміст у воді в мг/дм³, знизу – його коефіцієнт концентрації відносно фонового вмісту.

Геохімічні дослідження завислих речовини очищених вод

Головним джерелом геохімічного забруднення донних відкладів річок та озер є завислі речовини стічних вод в які вони скидаються (Саєт Ю.Є., 1990)

За результатами хімічного аналізу зворотних вод у водовідвідному каналі БСА встановлено, що вміст завислих речовин в них є незначним і змінюється від 1,5 до 11 мг/дм³ при середньому значенні 6 мг/дм³, що не перевищує лімітів ГДС для зворотних вод БСА (25 мг/дм³) і навіть фонових значень для р. Дніпро – 10 мг/дм³. Після впадіння зворотних вод БСА в річку Дніпро на момент випробування (липень 2014 року) було встановлено, що в контрольній точці (№ 41 - 500 м вище місця впадіння каналу) вміст завислих речовин складав 4,1 мг/дм³, а в місці скидання зворотних вод, де труби насосної станції водовідвідного каналу виведені в русло р. Дніпро (точка № 40) – 14,5 мг/дм³. Далі за потоком дніпровських вод вміст завислих речовин в них поступово зменшується при середньому значенні 13,5 мг/дм³.

Геохімічними дослідженнями встановлено, що завислі речовини зворотних вод каналу забруднені такими хімічними елементами як Ag, Hg, Cd, Cu, аномальні концентрації яких в 2-8 раз перевищують їх фонові вмісти в контрольній точці на р. Дніпро. В поодиноких пробах завислих речовин каналу зафіксовані підвищені вмісти Zn і Cr. Вміст Hg в завислих речовинах каналу змінюється від 0,02 до 0,1 мг/кг при середньому значенні 0,042 мг/кг, що в 1,4 рази більше за вміст Hg в завислих речовинах контрольної точки. За своїм геохімічним спектром забруднення завислих речовин відповідає такому у донних відкладах каналу Ag-Cd-Hg-(Sn-Cu-Pb-Zn-Mo).

Враховуючи не значний вміст завислих речовин в зворотних водах, які скидаються в р. Дніпро, вони створюють не значне забруднення його акваторії нижче місця впадіння, хоча в певній мірі нагромаджуються в місцях акумуляції мулистих часток.



Розподіл завислих речовин в поверхневих водах р. Дніпро від контрольної точки (проба №41) і нижче місця впадіння водовідвідного каналу БСА

Еколого-геохімічна оцінка забруднення важкими металами донних відкладів водовідвідного каналу БСА та р. Дніпро нижче місця його впадіння.

Головними елементами забруднення донних відкладів каналу БСА є Ag, Cd, Hg. В поодиноких пробах каналу зафіксовані аномальні вмісти Sn, Cu, Pb, Cr, Zn, Co, Mo. Вміст інших елементів відповідає фоновим значенням, або знаходиться за межами чутливості аналізу.

Максимальне забруднення донних відкладів каналу відмічається за Ag, валовий вміст якого в пробах змінюється від 0,025 до 0,32 мг/кг при середньому значенні 0,08 мг/кг, що в 2,6 рази більше за його фонову концентрацію в донних відкладах р. Дніпро в межах м. Києва (0,03 мг/кг). Вміст Hg в донних відкладах каналу змінюється від 0,02 до 0,1 мг/кг при середньому значенні 0,042 мг/кг, що в 1,4 рази більше за фоновий вміст в донних відкладах р. Дніпро в межах м.

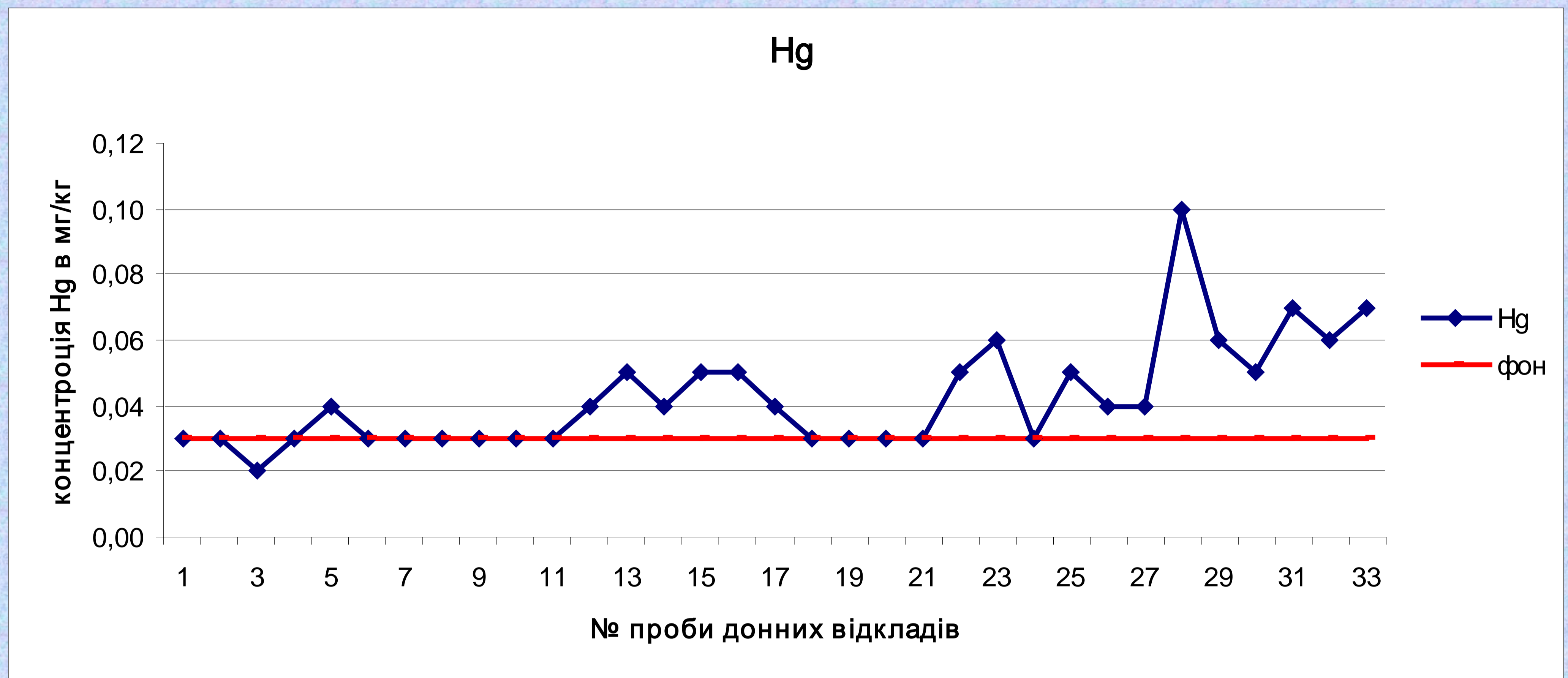
Києва - 0,03 мг/кг.



Відбір проб донних відкладів із водовідвідного каналу БСА



Течія зворотних вод у відвідному каналі БСА досить швидка



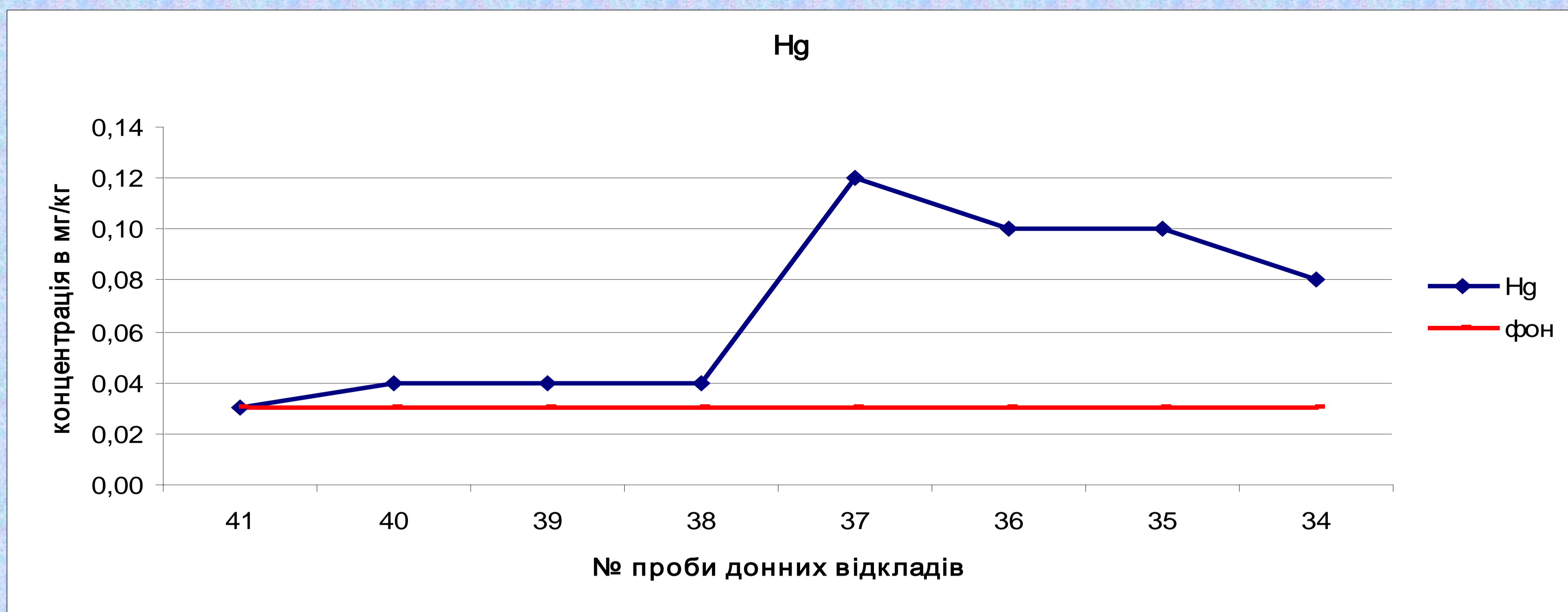
Розподіл концентрацій Hg в донних відкладах водовідвідного каналу від території БСА до гирла. Вміст Cd змінюється від 0,5 до 5,0 мг/кг при середньому значенні 1,2 мг/кг, що в 2,4 рази перевищує його фоновий вміст (0,5 мг/кг). Середній вміст інших елементів не перевищує їх фоновий вміст в р. Дніпро більше ніж в 1,5 рази. Відносно не високі концентрації важких металів в донних відкладах каналу обумовлені переважанням піщанистої фракції над мулистого за рахунок досить швидкої течії води в каналі (область транзиту). Максимальна концентрація хімічних елементів в пробах донних відкладів спостерігається в двох місцях акваторії каналу: перед переливною стінкою та в гирлі перед переливною дамбою (проба №30 в мг/кг: Ag-0,32, Cd-5, Hg-0,06, Sn-6,5, Cu-60, Pb-30, Cr-120, Zn-120, Co-10, Mo-6), тобто в місцях з уповільненою течією та максимальним нагромадження мулистих часток.

За сумарним показником забруднення (СПЗ) донних відкладів каналу хімічними елементами їх забруднення змінюється від 2 (слабкий рівень) до 34,1 (сильний рівень - одна проба № 030 в гирлі каналу) при середньому значенні СПЗ 4,8, що відповідає слабкому рівню забруднення водних систем (0-10). Індикатором цього забруднення в донних відкладах каналу є геохімічна асоціація: Ag-Cd-Hg-(Sn-Cu-Pb-Zn-Mo), яка цілком узгоджується із результатами досліджень забруднення завислих речовин у воді каналу та мулів на мулових полях.



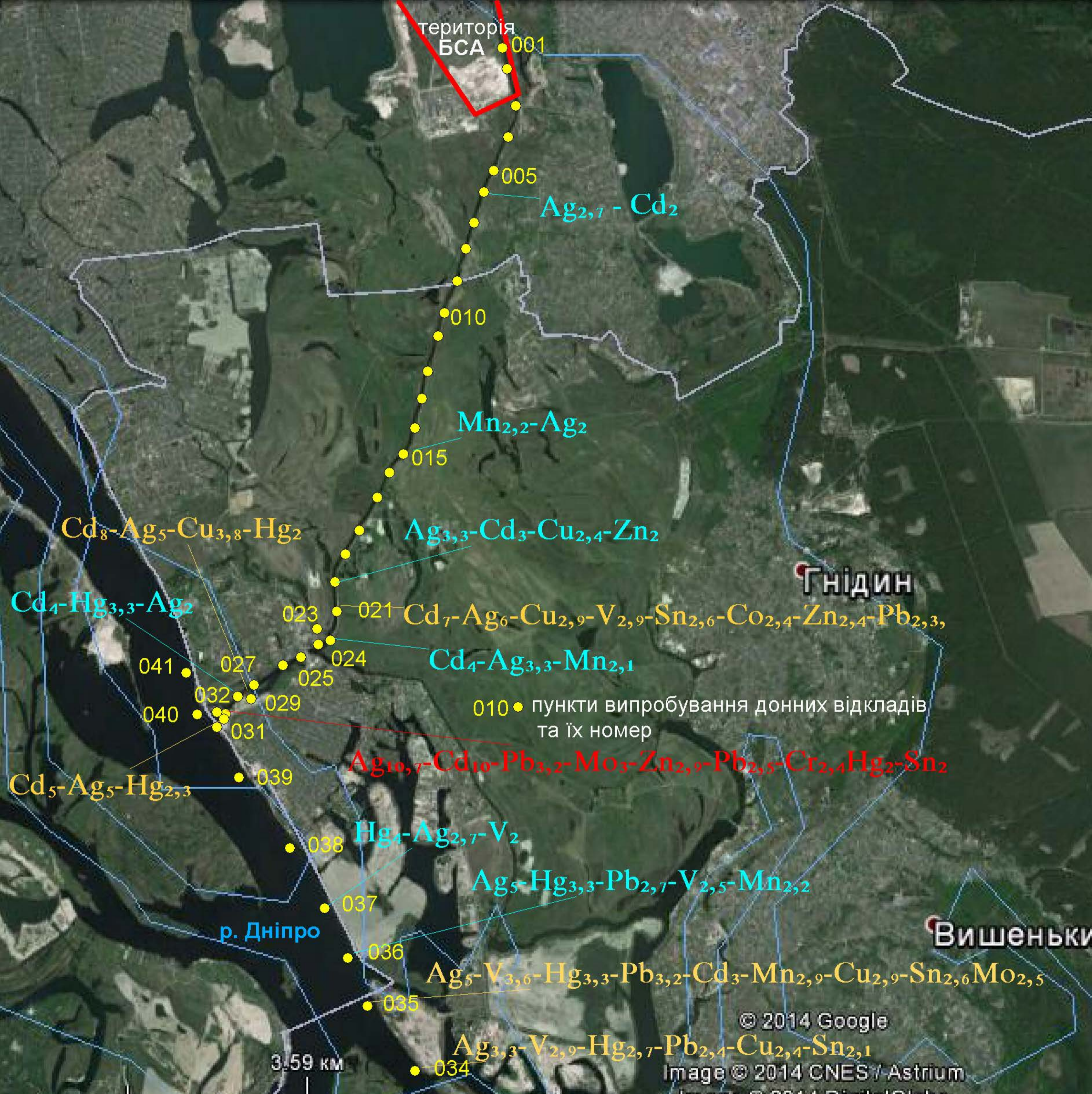
В донних відкладах р. Дніпро на відтинку від гирла водовідвідного каналу і на 5 км нижче за течією в аномальних концентраціях зафіксовані такі хімічні елементами як Ag, Hg, Pb, V, концентрація яких в деяких пробах (проба №35 в мг/кг: Ag-0,15, Hg-0,1, Sn-8, Cu-60, Pb-35, Mo-5, V-50, Mn-1550), в 2-5 разів перевищує їх фонові концентрації в донних відкладах р. Дніпро . Вміст Hg в донних відкладах р. Дніпро змінюється від 0,03 до 0,12 мг/кг при середньому значенні 0,07 мг/кг, що в 2,3 рази більше за його фоновий вміст в донних відкладах р. Дніпро в межах м. Києва - 0,03 мг/кг.

Відбір проб донних відкладів в р. Дніпро нижче місця скидання зворотних вод БСА



Розподіл концентрацій Hg в донних відкладах р. Дніпро від контрольної точки (проба №41) і 5 км нижче місця впадіння водовідвідного каналу БСА

Валовий вміст Ag в пробах змінюється від 0,03 до 0,15 мг/кг при середньому значенні 0,08 мг/кг, що в 2,8 рази більше за його фоновий вміст в донних відкладах р. Дніпро-0,03 мг/кг. Середній вміст V в пробах складає 28 мг/кг (фон-14 мг/кг), а Pb в пробах складає 22 мг/кг (фон-11 мг/кг), що в 2 рази більше за його фоновий вміст в донних відкладах р. Дніпро. Порівняння геохімічного складу забруднення донних відкладів водовідвідного каналу БСА та дослідженого відтинку р. Дніпро, свідчить про їх геохімічний зв'язок, який проявляється у присутності елементів-індикаторів забруднення донних відкладів каналу у відкладах р. Дніпро в місцях акумуляції мулистих часток. Крім того, в донних відкладах р. Дніпро спостерігається присутність аномальних концентрацій елементів не характерних для донних відкладів каналу (Pb, V, Mn), що свідчить про наявність інших джерел забруднення донних відкладів р. Дніпро.



Вплив водовідвідного каналу БСА на забруднення донних відкладів р. Дніпро нижче місця впадіння каналу є незначним. За СПЗ донних відкладів рівень їх забруднення в р. Дніпро змінюється від 2 од. (слабкий) до 24,5 од. (середній - проба № 030) при середньому значенні СПЗ - 7,7 од., що відповідає слабкому рівню забруднення водних систем (0-10 од.). Максимальні рівні забруднення проб донних відкладів відмічаються в місцях акумуляції мулових часток (10-12м).

Схема розподілу геохімічного забруднення донних відкладів водовідвідного каналу БСА та р. Дніпро нижче місця його впадіння: $Cd_5 - Ag_5 - Hg_{2,3}$ – геохімічний склад забруднення донних відкладів в пункті випробування; знизу від символу елемента, вказано його коефіцієнт концентрації відносно фонового вмісту у донних відкладах р. Дніпро. Колір підпису відповідає рівню геохімічного забруднення за СПЗ в пункті випробування: голубий – слабкий рівень (0-10 од.), жовтий - середній рівень (10-30 од.), червоний - сильний рівень (30-100 од.),

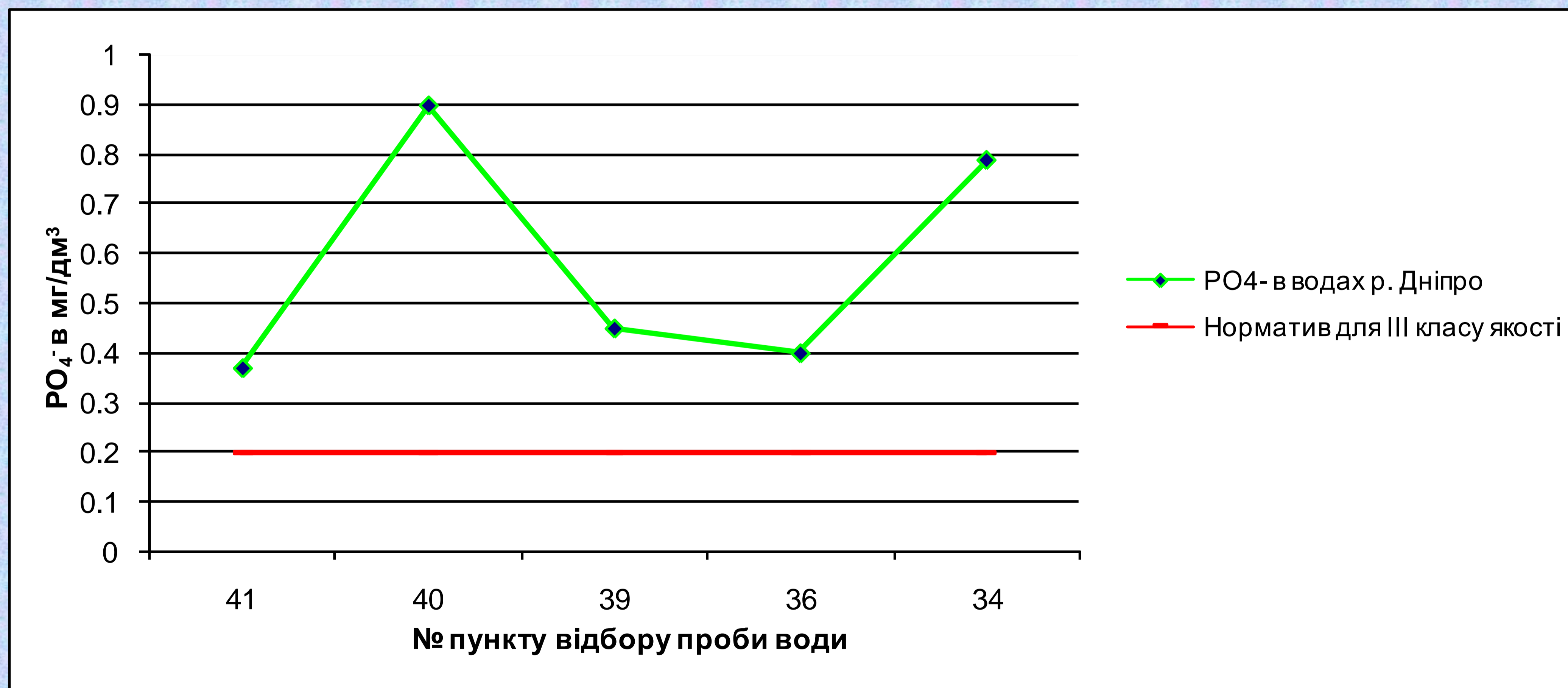
Еколого-гідрохімічна оцінка стану поверхневих вод р. Дніпро нижче місця впадіння зворотних вод БСА



Акваторія р. Дніпро нижче місця скидання зворотних вод БСА

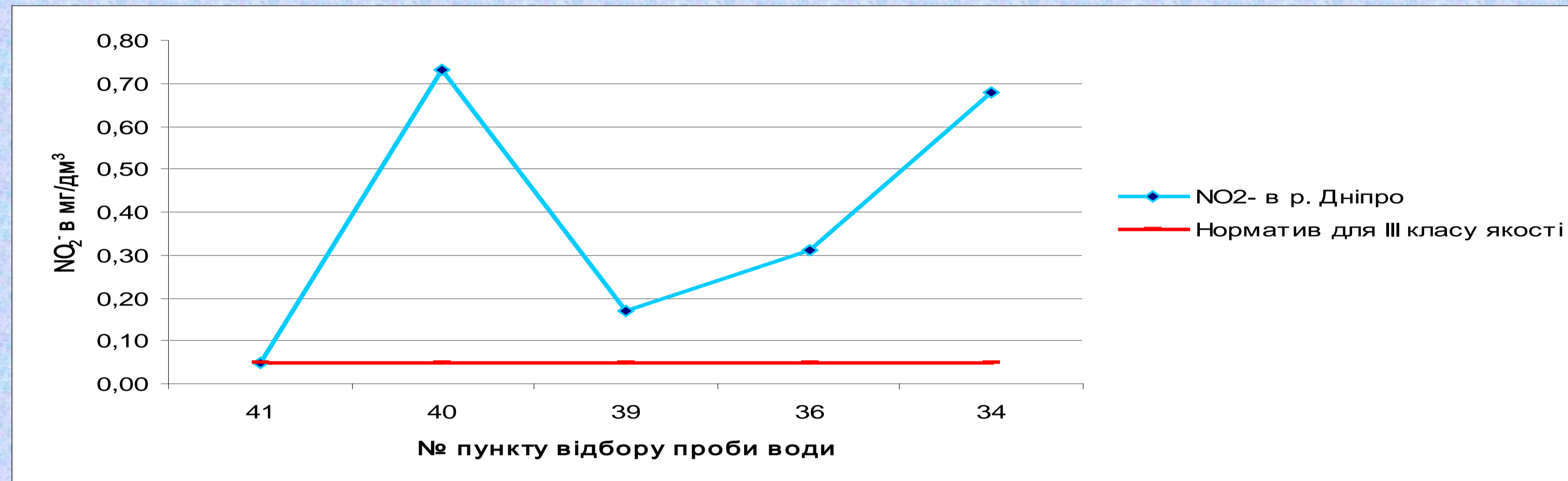
Гідрохімічні дослідження поверхневих вод р. Дніпро виконані 500 м вище місця впадіння зворотних вод водовідвідного каналу (контрольна точка) і на 5 км нижче від гирла каналу вздовж лівої руслової бровки (5 пунктів випробування, 2014 р.). Гідрохімічний склад поверхневих вод у р. Дніпро нижче місця впадіння водовідвідного каналу БСА є досить мінливим за головними компонентами забруднення вод каналу, тобто проходить їх інтенсивне розбавлення.

В контрольній точці (проба № 41), яка знаходиться в 500 м вище за течією від гирла водовідвідного каналу, хімічний склад води практично повністю відповідає вимогам ДСТУ 4808 та фоновим концентраціям р. Дніпро в межах м. Києва (2000-2002 рр.). Виключенням є тільки фосфати, концентрація яких на момент випробування складала 0,36 мг/дм³, що в 1,8 рази перевищує норматив для поверхневих вод питного водопостачання III класу якості - 0,2 мг/дм³ і в 3,6 рази фоновий вміст в р. Дніпро - 0,1 мг/дм³.



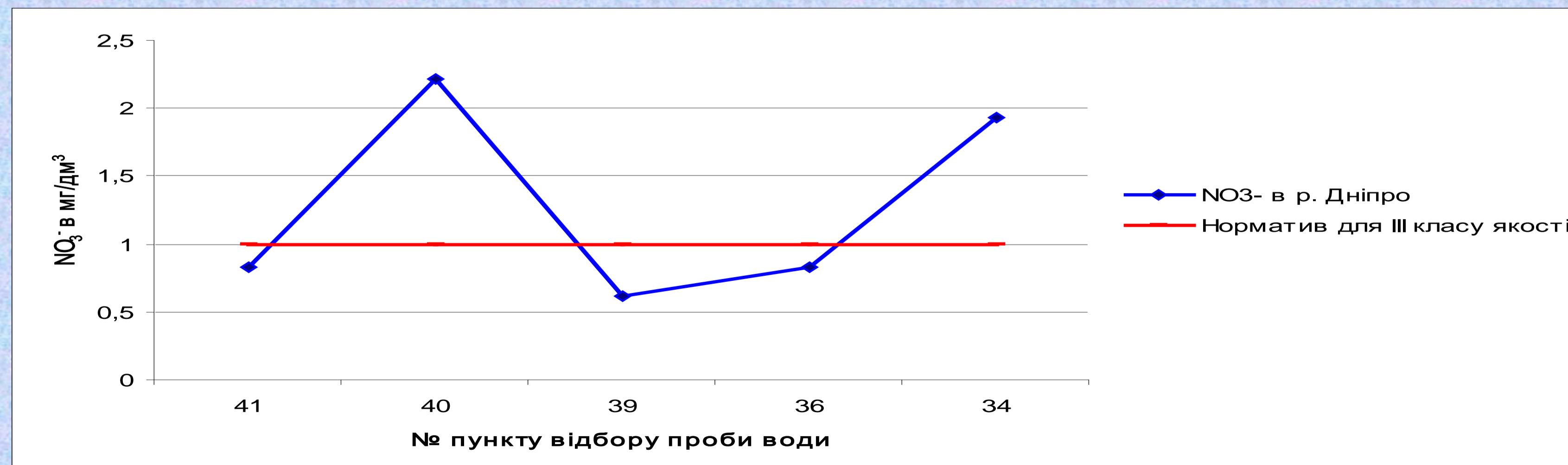
Розподіл концентрації фосфатів (PO₄³⁻) в поверхневих водах р. Дніпро

Максимальні концентрації у водах р. Дніпро в районі витoku водовідвідного каналу відмічаються за нітритами (NO_2^-). Їх концентрація від витoku зворотних вод на протязі 5 км нижче за течією змінюється від 0,17 до 0,73 мг/дм³ при середньому значенні 0,47 мг/дм³, що в 9,5 разів перевищує норматив ДСТУ 4808 (0,05 мг/дм³).



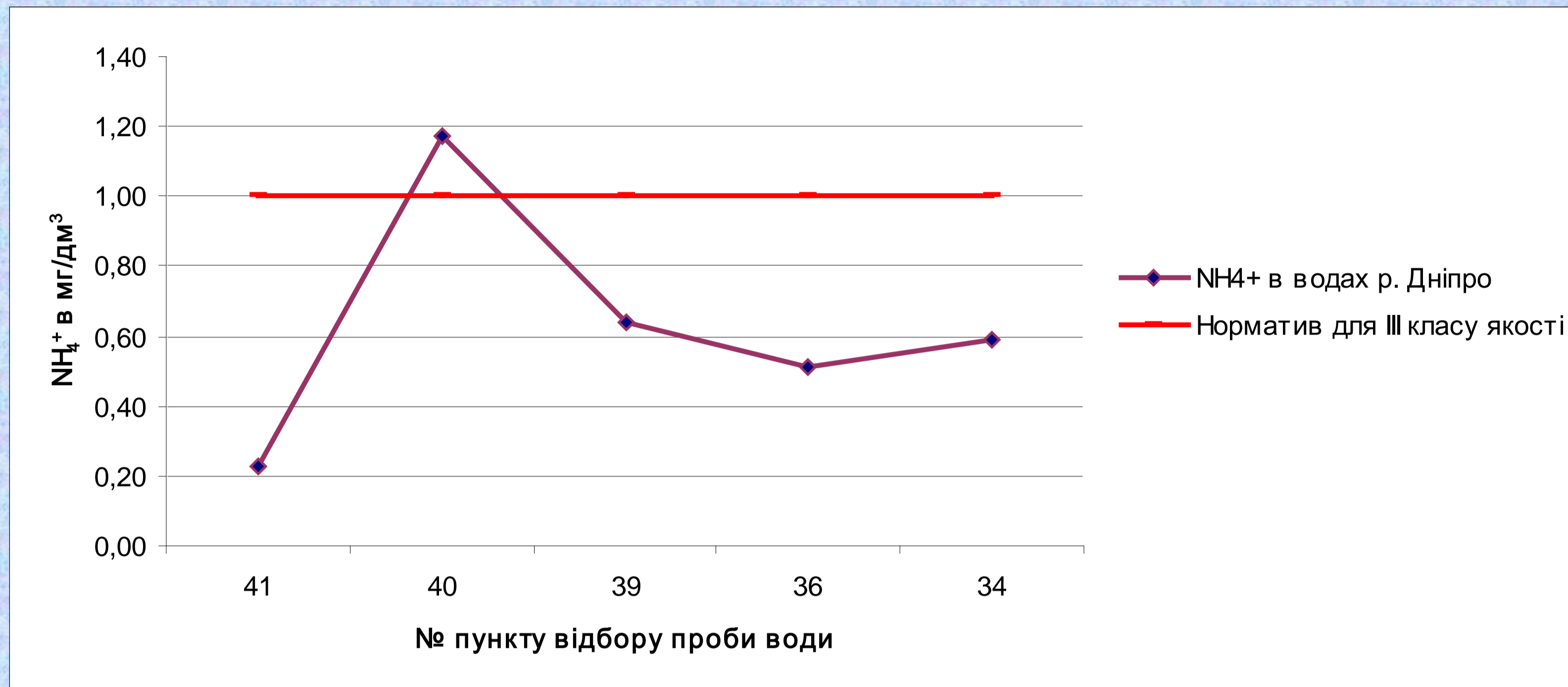
Розподіл концентрації нітритів (NO_2^-) в поверхневих водах р. Дніпро

Концентрація нітратів (NO_3^-) у водах р. Дніпро нижче впадіння каналу змінюється від 0,62 до 2,22 мг/дм³ при середньому значенні 1,4 мг/дм³, що у 1,4 рази перевищує норматив ДСТУ 4808 (1,0 мг/дм³).



Розподіл концентрації нітратів (NO_3^-) в поверхневих водах р. Дніпро

Концентрація амонію (NH_4^+) у водах р. Дніпро нижче впадіння каналу змінюється від 0,51 до 1,17 мг/дм³ при середньому значенні 0,73 мг/дм³, що не перевищує норматив для поверхневих вод III класу якості (1,0 мг/ дм³).



Розподіл концентрації амонію (NH_4^+) в поверхневих водах р. Дніпро

Інші компоненти зворотних вод БСА на всій протяжності досліджуваного відтинку р. Дніпро розбавляються практично до фонових концентрацій.

Підсумовуючи вище наведені факти можна сказати, що концентрація головних компонентів забруднення зворотних водах БСА (NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , NH_4^+) після їх скидання в р. Дніпро, розбавляється в 10 разів, а нітратів майже в 30 разів. Не дивлячись на значне розбавлення зворотних вод БСА в пробах вод р. Дніпро від гирла каналу і на 5 км вниз за течією вздовж лівого берега, відмічаються стабільні перевищення норматив для поверхневих вод питного водопостачання III класу якості (ДСТУ 4808-2007) за концентрацією нітритів (NO_2^-) та фосфатів (PO_4^{3-}) в 5-10 разів, а нітратів (NO_3^-) і амонію (NH_4^+) в поодиноких пробах в 1,5-3 рази.

№ з/п	Компоненти	Вміст компонентів в мг/дм ³				
		Норматив для поверхневих вод III класу якості	Фоновий вміст у водах р. Дніпро	Середній вміст у зворотних водах БСА	Середній вміст у водах р. Дніпро	Коефіцієнт розбавлення зворотних вод БСА
Гідрохімічні параметри:						
1	Водневий пок. - рН	7,5	7,2	7,6	7,8	0,97
2	Окислюв. (мг О ₂ /дм ³)	15,0	11,1	11,7	11,8	0,99
4	Мінералізація	1000	252	451,4	248	1,82
5	Жорсткість(мг-екв/дм ³)	7,0	3,9	5,0	3,6	1,41
6	Кремнієва кисл. (SiO ₂)	10	9,1	17,2	12,6	1,37
7	Завислі речовини	5000	10	6,0	13,5	0,45
Аніони:						
7	Азот нітратний - NO ₃ ⁻	1,0	1,3	40,7	1,4	29,06
8	Азот нітритний - NO ₂ ⁻	0,05	0,04	4,75	0,47	10,06
9	Хлориди - Cl ⁻	250	19,6	73,3	26,1	2,81
10	Сульфати - SO ₄ ²⁻	250	28,7	63,8	31,0	2,06
11	Фосфати - PO ₄ ³⁻	0,2	0,1	6,87	0,64	10,82
12	Гідрокарбонати -HCO ₃ ⁻	н.в.	197,5	228,1	176,9	1,29
Катіони:						
13	Азот амонійний - NH ₄ ⁺	1,0	0,22	0,61	0,73	0,84
14	Кальцій - Ca ²⁺ *	75	55	68,0	51,6	1,32
15	Магній - Mg ²⁺	80	14,4	19,7	11,9	1,66
16	Натрій - Na ⁺ *	200	9,7	58,0	11,8	4,90
17	Калій - K ⁺ *	20	3,6	14,5	5,2	2,82
Органічні сполуки:						
22	Нафтопродукти	0,2	0,08	0,013	0,0086	1,55
23	ПАР	0,25	0,025	<0,025	<0,025	1,0
24	Феноли	0,05	0,0005	0,0005	0,0005	1,06

* - ГДК взяте із ДСанПіН 2.2.4-171-10

Розбавлення зворотних вод БСА в водах р. Дніпро нижче місця їх скидання



В цілому, водні системи водовідвідного каналу БСА та р. Дніпро нижче його впадіння, за комплексною оцінкою їх екологічного стану (забруднення донних відкладів, поверхневих вод), можна оцінити як середній для водовідвідного каналу і слабкий для р. Дніпро нижче місця його впадіння на протязі 5 км.

Для більш точної оцінки екологічного стану р. Дніпро нижче місця впадіння каналу, а також в'яснення впливу м. Києва на екологічний стан річки, необхідно продовжити роботи на усій акваторії р. Дніпро від водовідвідного каналу і на 15 км нижче за течією.

гідрохімічний склад забруднення поверхневих та ґрунтових вод. Перед дужками – компоненти, вміст яких перевищує норматив для питних вод III класу якості (ДСТУ 4808): зверху біля символу компоненту (елементу) – його вміст у воді в мг/л, знизу – його коефіцієнт концентрації відносно нормативу; в дужках – компоненти вміст котрих перевищує їх фоновий вміст для ґрунтових вод Київської обл., зверху біля символу компоненту (елементу) – його вміст у воді в мг/л, знизу – його коефіцієнт концентрації відносно фонового вмісту; позначення головних гідрохімічних характеристик води: O₂ – перманганатна окиснюваність в мгO₂/л, Ж – загальна жорсткість в мг-екв./л, ПАР – поверхнево активні речовини.

ВИСНОВКИ:

Станом на 2014 рік роботу Бортницької станції аерації з очищення стічних вод можна вважати задовільною і такою, що не призводить до істотного забруднення акваторії р. Дніпро.

1. Концентрація головних компонентів забруднення в зворотних водах водовідвідного каналу БСА (NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , NH_4^+) відповідає встановленим лімітам ГДС. Після скидання зворотних вод в р. Дніпро відбувається розбавлення концентрацій головних компонентів забруднення в 10 разів, а нітратів майже в 30 разів. Не дивлячись на значне розбавлення зворотних вод БСА, в пробах вод р. Дніпро від гирла каналу і на 5 км вниз за течією вздовж лівого берега, відмічаються стабільні перевищення нормативів для поверхневих вод питного водопостачання III класу якості (ДСТУ 4808-2007) за концентрацією нітритів (NO_2^-) та фосфатів (PO_4^{3-}) в 5-10 разів, а нітратів (NO_3^-) і амонію (NH_4^+) в поодиноких пробах в 1,5-3 рази.

2. Геохімічними дослідженнями завислих речовини в зворотних водах каналу встановлено, що вони забруднені такими хімічними елементами як Ag, Hg, Cd, Cu концентрації яких в 2-8 разів перевищують їх фонові вмісти в завислих речовинах поверхневих вод контрольного пункту випробування на р. Дніпро.

3. Порівняння геохімічного складу забруднення донних відкладів водовідвідного каналу БСА (Ag-Cd-Hg-Sn-Cu-Mo), та дослідженого відтинку р. Дніпро (Ag-Hg-Pb-V-Mn), свідчить про їх геохімічний зв'язок, який проявляється у присутності елементів-індикаторів забруднення донних відкладів каналу у відкладах р. Дніпро, особливо в місцях акумуляції мулистих часток. Крім того, в донних відкладах р. Дніпро спостерігається присутність аномальних концентрацій елементів (Pb, V, Mn,) не характерних для донних відкладів каналу, що свідчить про наявність інших джерел забруднення.

4. За комплексною оцінкою екологічного стану водних систем (донні відклади – поверхневі води), водну систему водовідвідного каналу БСА можна віднести до середнього рівня забруднення, так як на фоні слабкого рівня забруднення його донних відкладів (середнє значення СПЗ – 4,8 од.) в поверхневих водах спостерігається стійке забруднення за нітритами (NO_2^-), нітратами (NO_3^-) і фосфатами (PO_4^{3-}) в концентраціях які у 10-95 разів перевищують норматив для поверхневих вод питного водопостачання III класу якості (ДСТУ 4808-2007). Щодо водної системи р. Дніпро нижче впадіння водовідвідного каналу то забруднення донних відкладів також характеризується слабким рівнем (середнє значення СПЗ – 7,7 од.), а для поверхневих вод характерне відносно не значне забруднення нітритами (NO_2^-) і фосфатами (PO_4^{3-}), що загалом дозволяє оцінити забруднення цього відтинку річки як слабке.

Дякую за увагу!

Бортницька станція аерації - еколого-геохімічні аспекти Частина-III

ДП «Українська геологічна компанія»

Володимир Клос – к.г.н. директор УкрНВЦГД

Ганна Колос – геохімік I кат. УкрНВЦГД

До еколого-геохімічних аспектів

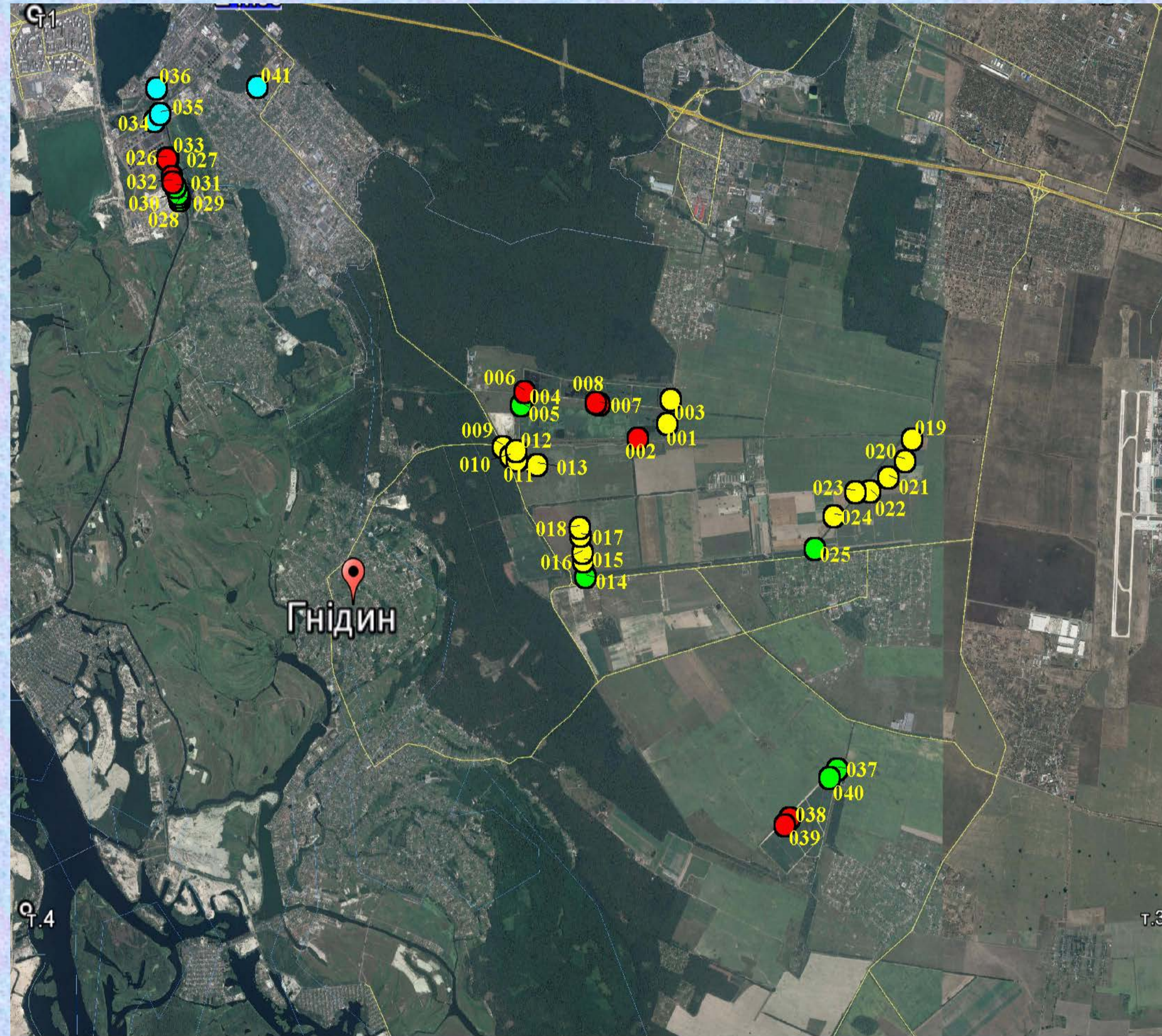
Бортницької станції аерації
можна віднести забруднення
важкими металами ґрунтів
сільськогосподарських угідь в
районі розташування мулових
полів БСА і як наслідок,
забруднення

сільськогосподарської продукції
вирощеної на цих землях, що є
фактором прямого екологічного
впливу важких металів на
здоров'я людини.



Геохімічні дослідження впливу забруднених земель мулами стічних вод на рослинність

Наявні дослідження рослинності не носили експериментально-наукового характеру, як це прийнято за класичними прийомами агрохімічних досліджень (Жеребна Л. О., 2003; Мислова Т. М., 2015), а мали прикладний характер еколого-геохімічного спрямування.



017

- пункти випробування поверхневих відкладів та рослинності і їх номер:
- - на землях сільськогосподарського призначення (поля, городи);
- - на цілинних землях (луки, лісосмуги, пустоші);
- - на землях вирощування декоративних рослин (клумби);
- - на мулових плях

Карта-схема розміщення пунктів випробування поверхневих відкладів та рослинності

Для досягнення мети було вибрано три групи ділянок різного господарського призначення та з різними концентраціями важких металів (аномальні і фонові). В пунктах випробування паралельно відбирались проби ґрунту та рослин. Із рослин випробувались найбільш поширені сільськогосподарські та декоративні види в межах ділянки, але з умовою, щоб один із них був відібраний на усіх ділянках. Такій вимозі відповідали багаторічні дикоростучі злаки - пирій повзучий. Попередніми дослідженнями (Клос В.Р., 2013) було доведено, що стебла багаторічних дикоростучих злаків є практично безбар'єрними для концентрації більшості важких металів.

Такий підхід до випробування дозволив порівняти коефіцієнти переходу рухомих форм важких металів від ґрунту до рослин на ділянках із різною їх концентрацією в ґрунтах, а також порівняти ці коефіцієнти переходу в багаторічних дикоростучих злаках із сільськогосподарськими та декоративними рослинами.

Перша група ділянок – мулові поля БСА (максимально висока концентрація важких металів – джерело забруднення).



Мулові поля

Друга група ділянок – забруднені мулами стічних вод сільськогосподарські та перелогові землі, декоративні клумби (висока концентрація важких металів).

Третя група ділянок – не забруднені мулами стічних вод сільськогосподарські та перелогові землі, декоративні клумби (умовно фонові концентрації важких металів).



Забруднені с/г землі



Забруднені землі клумб



Забруднені перелогові землі

Методика випробування та лабораторних робіт

Відбір проб поверхневих відкладів (грунтів) 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. 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 картах 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. Після висушування та просіювання на капроновому ситі 2 мм, відібрані проби квартувались, відбирались лабораторні наважки і дублікати та здавались на пробопідготовку і наближено кількісний спектральний аналіз на 32 елементи та на визначення валових і рухомих форм Hg, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn, Ag. (41 проба, 2016 р.).

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 в різних частинах пункту випробування (переважно в точках „конверту” випробування ґрунту) загальною вагою 0,5-1,0 кг.

Після висушування та більш мілкового подрібнення, відібрані проби квартувались, відбирались лабораторні наважки і дублікати та здавались на пробопідготовку (мокре озолення) 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; атомно-абсорбційний аналіз літохімічних проб на Hg методом „холодної пари” (AAS Cold vapors); аналіз літохімічних проб на рухомі форми виконувався за методикою ДСТУ EN 13651:2012 (витяжка розчином CaCl_2 +ДТПА). Визначення Hg виконувалось атомно-абсорбційним методом AAS Cold vapors. 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 Сорґ. обмінним хімічним методом.

Результати досліджень

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.

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); 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 при техногенному забрудненні, виділеним вибіркам була надана геохімічна характеристика.

Еколого-геохімічна характеристика поверхневих відкладів у вибірках

1. Поверхневі відклади мулових полів (10 проб) представлені торф'яно-муловими відкладами чорного кольору і характеризуються максимальним поліелементним забрудненням: Ag223-Hg97- Cd44-Cu20-Pb7-Zn7-Ni3 з СПЗ від 160 до 1003 од. при середньому значенні 548 од. E_{Zn} (цинковий еквівалент токсичності) змінюється від 807 до 5766 мг/кг при середньому значенні 2397 мг/кг. Середній вміст обмінних форм органічного вуглецю складає 0,93% .
2. Поверхневі відклади сільськогосподарських земель забруднених мулами стічних вод представлені піщано-суглинистим матеріалом темно-сірого і бурого кольору (11 проб) і характеризуються поліелементним забрудненням: Ag128-Hg26-Cd25-Cu6-Pb4-Zn3 з СПЗ від 93 до 267 од. при середньому значенні 196 од. E_{Zn} від 529 до 1428 мг/кг при середньому значенні 983,5 мг/кг. Вміст обмінних форм органічного вуглецю – 0,22% .
3. Поверхневі відклади перелогових земель забруднених мулами стічних вод представлені супісями темно-сірого і сірого кольору (4 проби) і характеризуються поліелементним забрудненням: Ag149-Cd38-Hg29-Cu11-Pb7-Zn5-Ni2 з СПЗ від 164 до 345 од. при середньому значенні 266 од. E_{Zn} від 736 до 2718 мг/кг при середньому значенні 1691 мг/кг. Вміст обмінних форм органічного вуглецю – 0,24% .
4. Поверхневі відклади декоративних клумб забруднених мулами стічних вод представлені торф'янистими супісями чорного і темно-сірого кольору (3 проби) і також характеризуються поліелементним забрудненням: Ag181-Cd54-Hg20-Cu14-Pb9-Zn6-Ni2 з СПЗ від 254 до 358 од. при середньому значенні 311 од. E_{Zn} 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: Ag18-Hg6-Pb3 з СПЗ - 79 од. і E_{Zn} – 261 мг/кг при вмісті обмінних форм органічного вуглецю – 0,25% .

Середні значення валових концентрацій та концентрацій рухомих форм важких металів у поверхневих відкладах досліджуваних ділянок

Вибірки за ділянками	Вміст важких металів в мг/кг																					С орг. обм у %	СПЗ	E _{Zn} в мг/кг
	Hg			Pb			Cd			Ni			Cu			Zn			Ag					
	вал	обм	% від вал	вал	обм	% від вал	вал	обм	% від вал	вал	обм	% від вал	вал	обм	% від вал	вал	обм	% від вал	вал	обмін	% від вал			
Мулові поля (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	11,7	3,2	434	25,8	6,2	6,68	0,00017	0,003	0,94	548	2397
Забруднені с/г землі (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	7,31	8,3	157,3	5,09	3,0	3,83	0,00207	0,047	0,22	196	983
Забруднені перелогові землі (n = 4)	0,87	0,11	19,6	109	9,94	10,4	11,4	2,78	25,5	45,8	4,13	13,0	226	8,35	8,5	303	7,07	2,7	4,48	0,00048	0,012	0,24	266	1691
Забруднені землі клумб (n = 3)	0,60	0,13	21,4	140	18,3	13,0	16,3	8,03	48,1	42,0	6,88	16,3	280	9,20	3,2	340	19,4	5,6	5,43	0,00008	0,002	0,68	311	2053
Фонові с/г землі (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
Фонові перелогові землі (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
Фонові землі клумб (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; $E_{Zn} = C_{Zn} + 2C_{Cu} + 8C_{Ni} + 50C_{Cd}$; СПЗ, або $Z_c = \sum C_i / C_{\phi} - (n-1)$

5. 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. E_{Zn} від 246 до 400 мг/кг при середньому значенні 344 мг/кг. Вміст обмінних форм органічного вуглецю – 0,17%.

6. 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., E_{Zn} від 99 до 449 мг/кг при середньому значенні 214 мг/кг. Вміст обмінних форм органічного вуглецю – 0,04%.

Рухомі форми важких металів

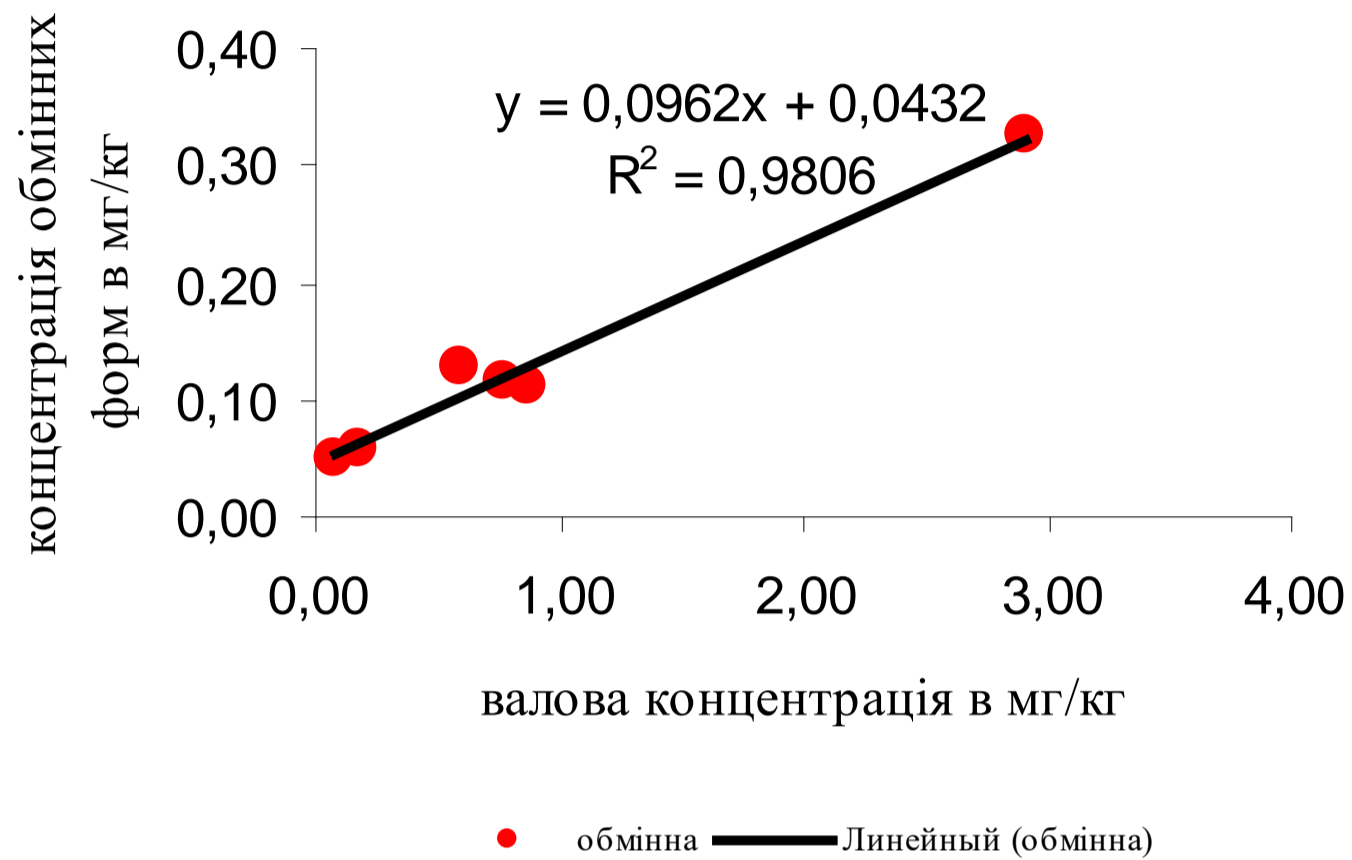
Щодо концентрації обмінних (рухомих) форм у поверхневих відкладах, то Макаренко Н. А. -2014; Мислова Т. М. -2015 вказують на те, що валовий вміст важких металів доцільно використовувати для загальної характеристики стану ґрунтів і потенційної небезпечності важких металів. Лише вміст рухомих форм буде зумовлювати рівень їхньої токсичності. Метали саме у рухомих сполуках негативно впливають на ґрунтовий біоценоз, що неодноразово було доведено вітчизняними і зарубіжними спеціалістами.

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. Виключенням із цього переліку елементів є Ag , для якого не відмічається такої залежності.

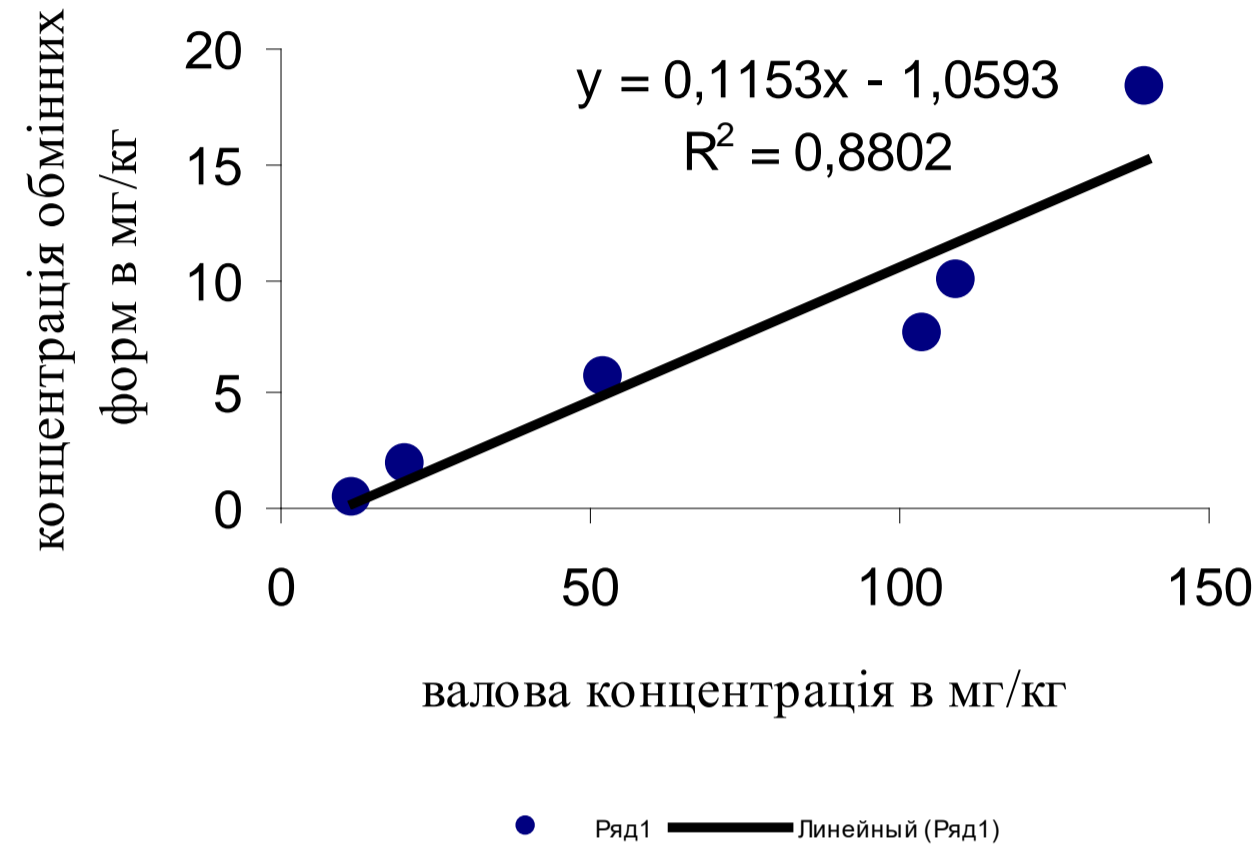


Кореляційні залежності валових концентрацій та концентрацій обмінних (рухомих) форм для досліджуваних важких металів

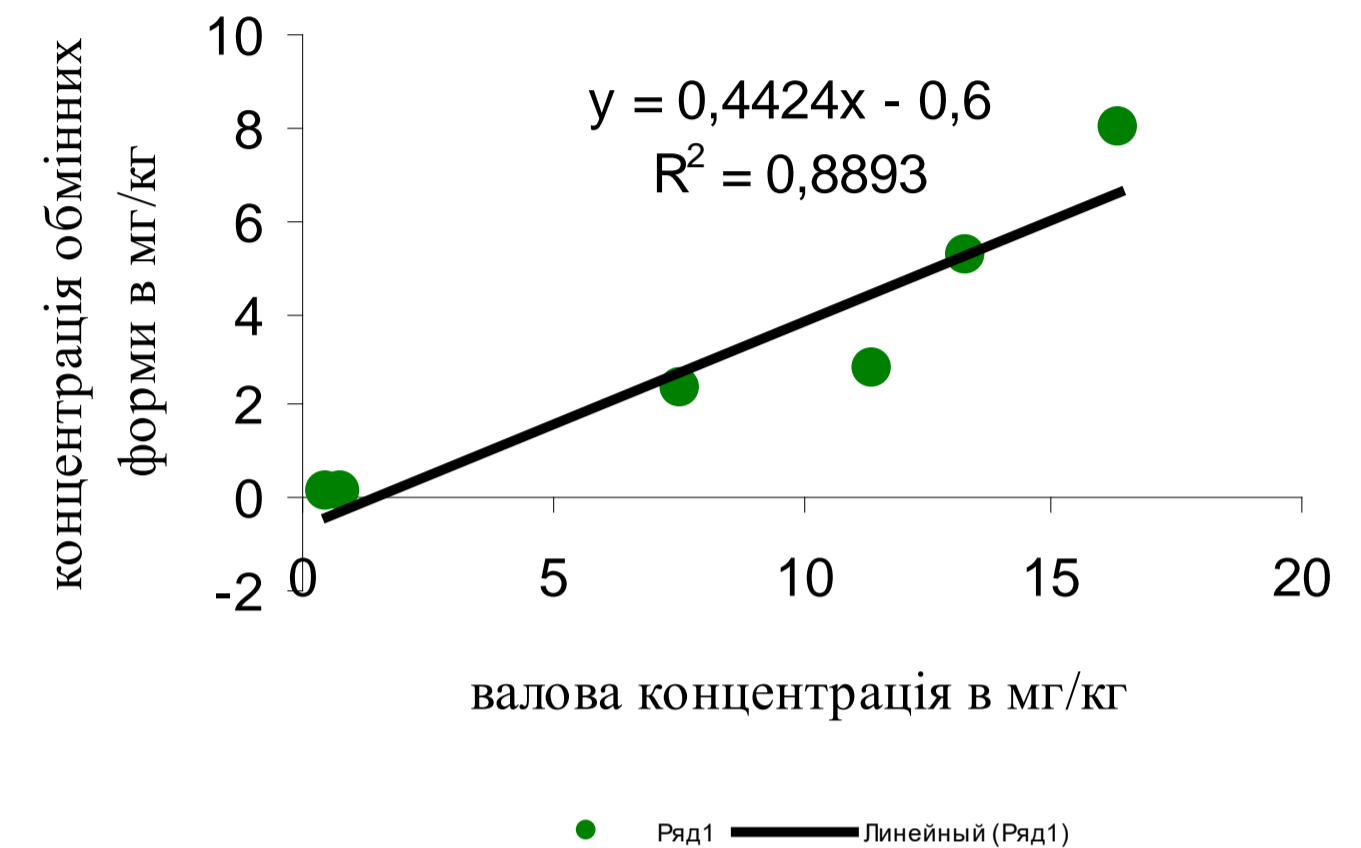
Hg



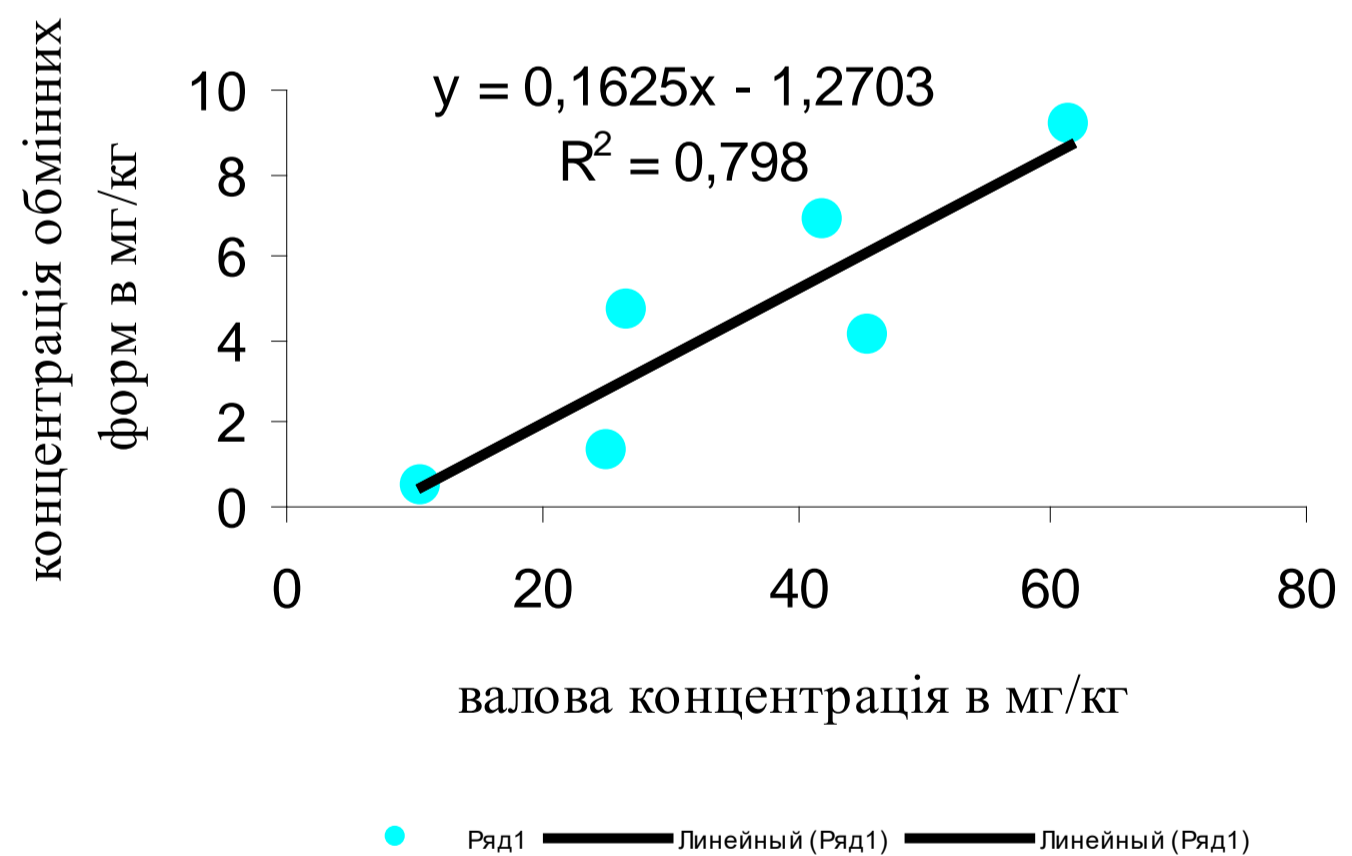
Pb



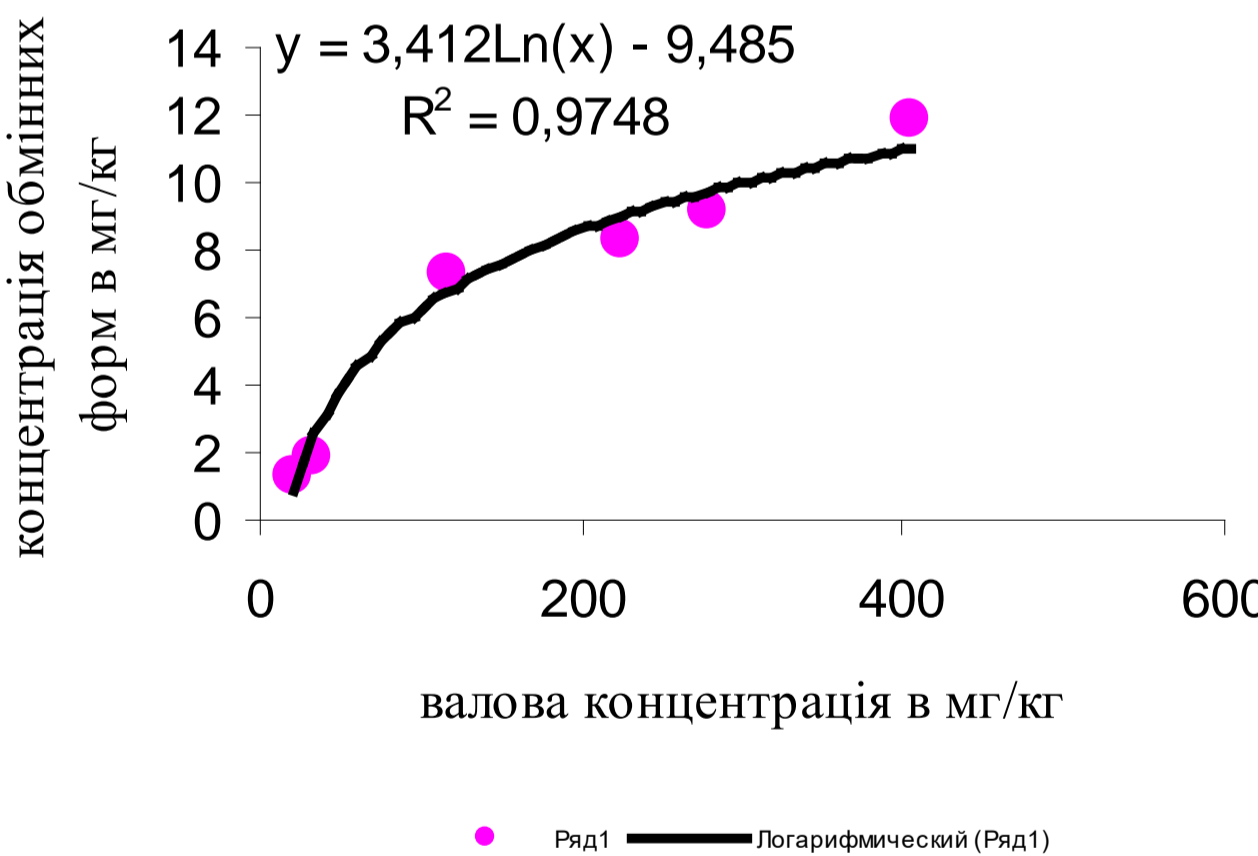
Cd



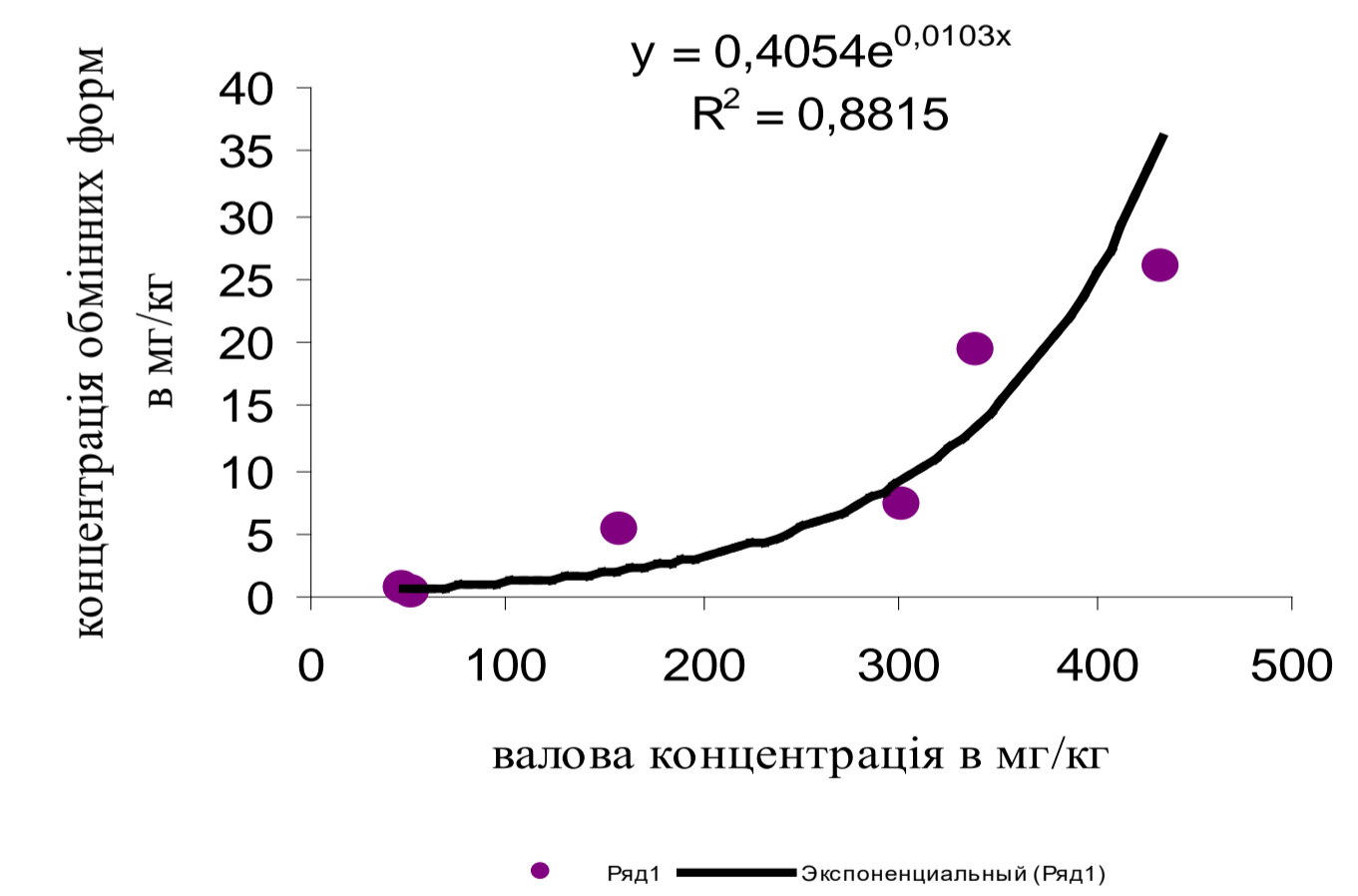
Ni



Cu

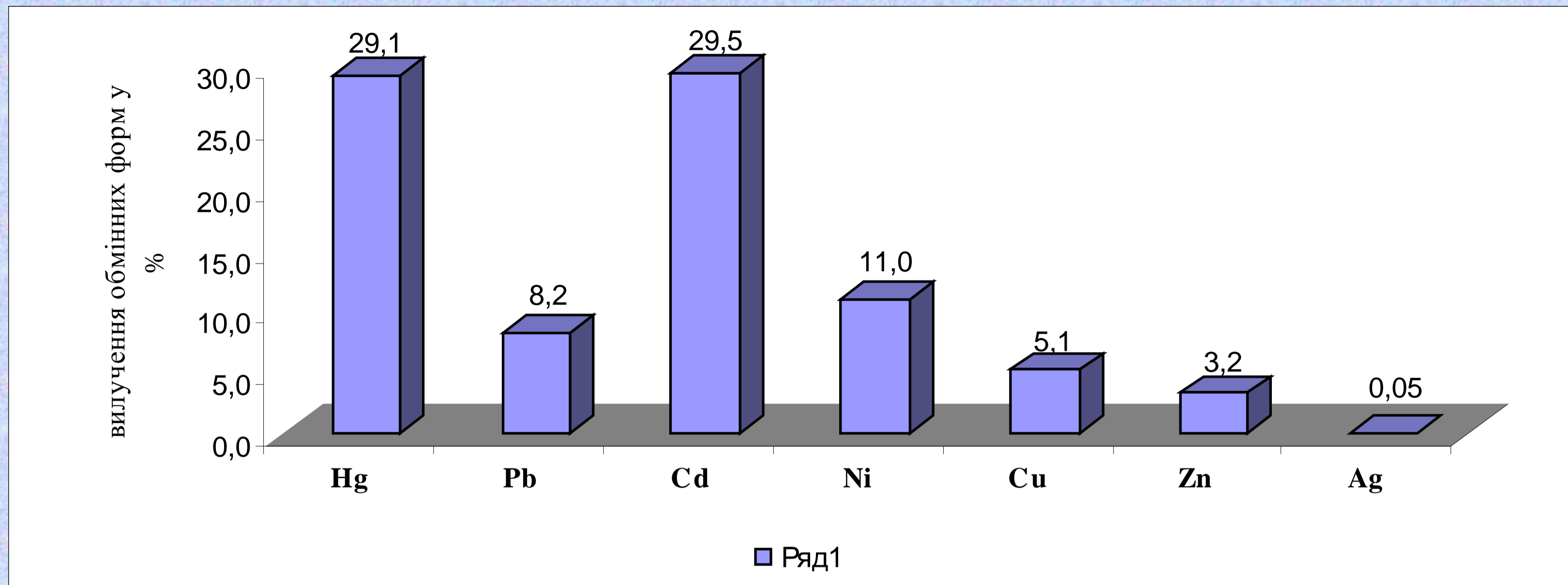


Zn

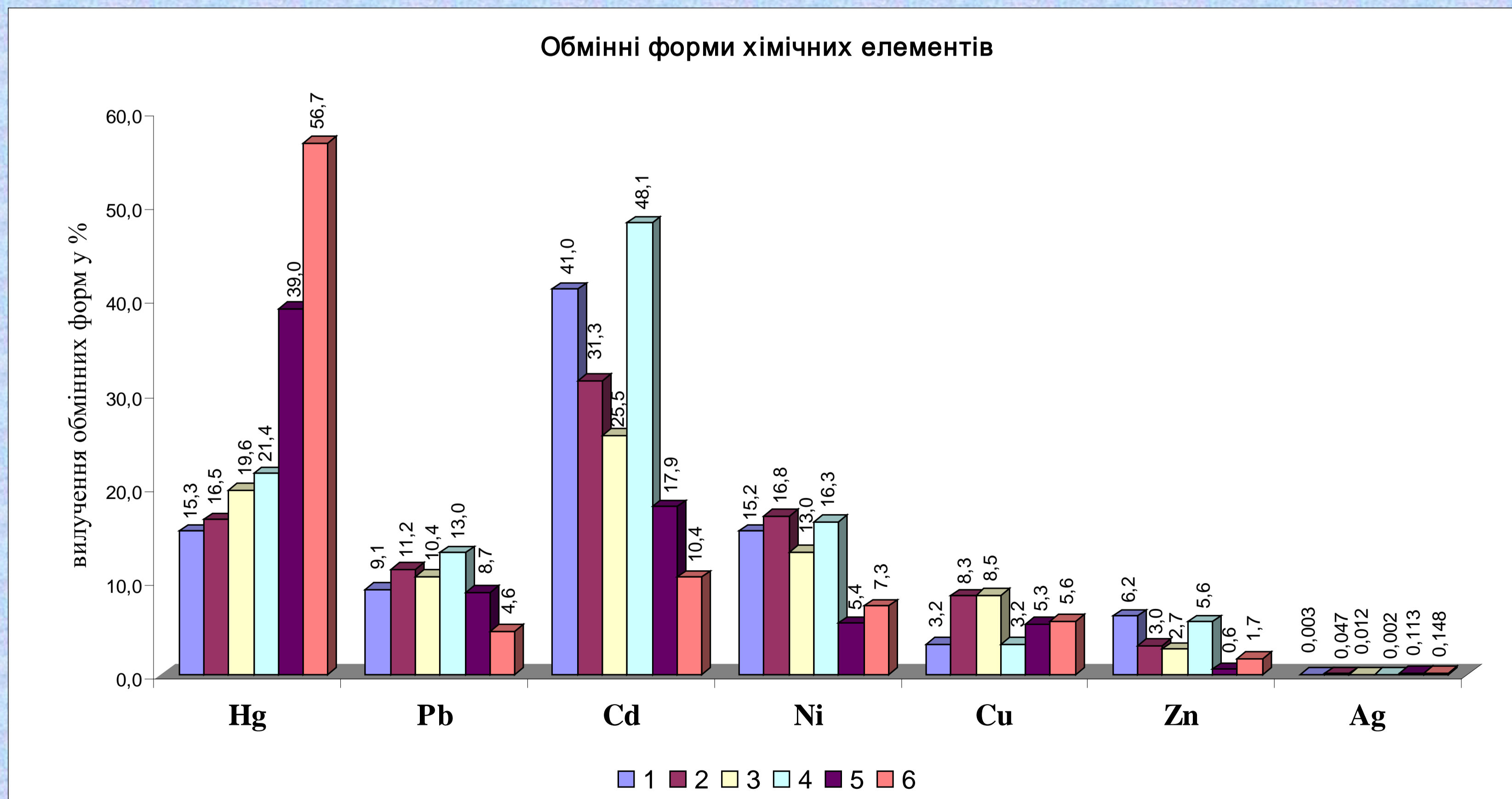


Кореляційні зв'язки між валовою концентрацією хімічних елементів та концентрацією обмінних форм підтверджують високу їх кореляцію: Hg $R = 0,99$, Pb $R = 0,94$, Cd $R = 0,94$, Ni $R = 0,89$, Cu $R = 0,99$, Zn $R = 0,94$), за виключенням Ag, для якого кореляційний зв'язок, між валовою та обмінною концентраціями, відсутній ($R = 0,11$).

Вилучення рухомих форм хімічних елементів із поверхневих відкладів



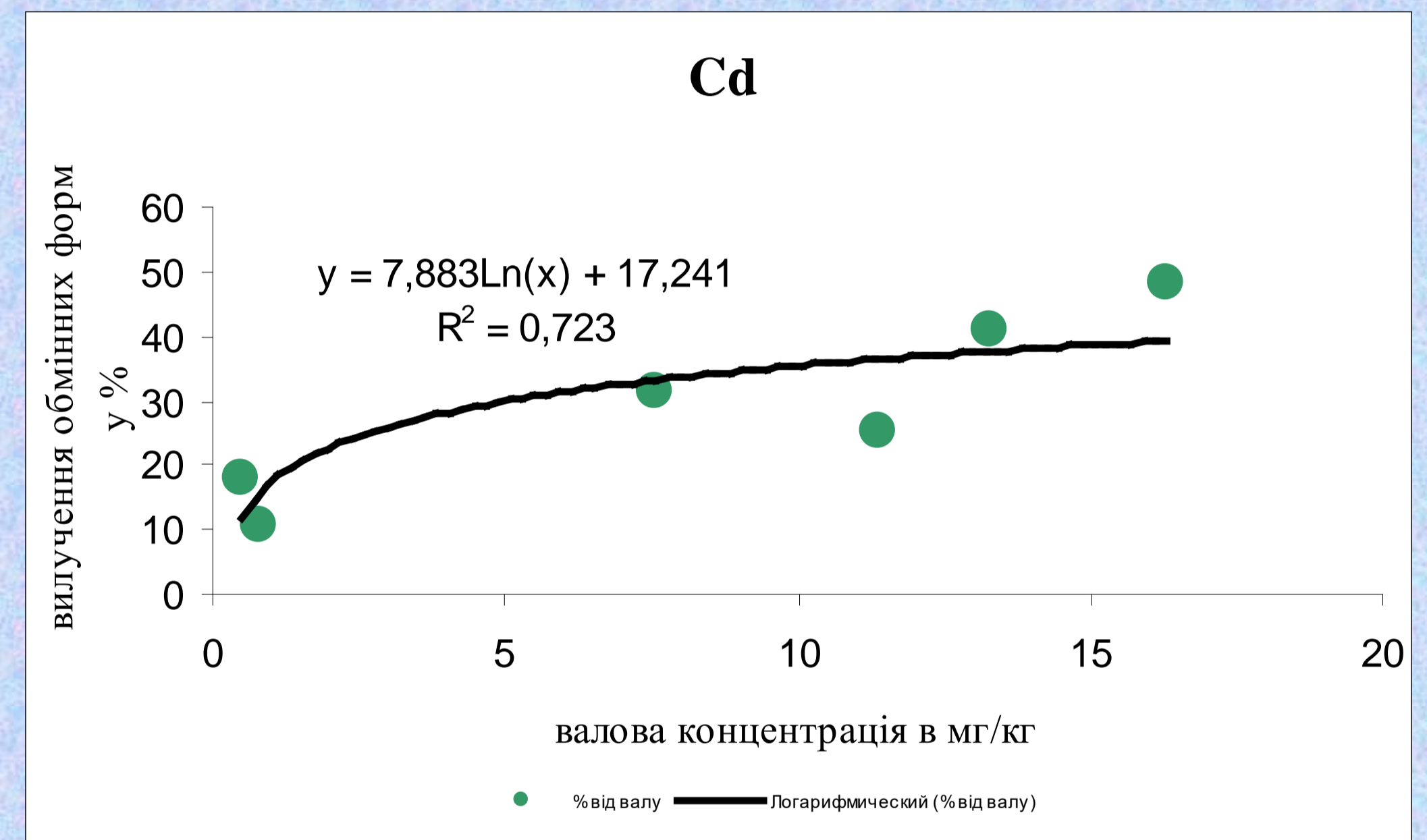
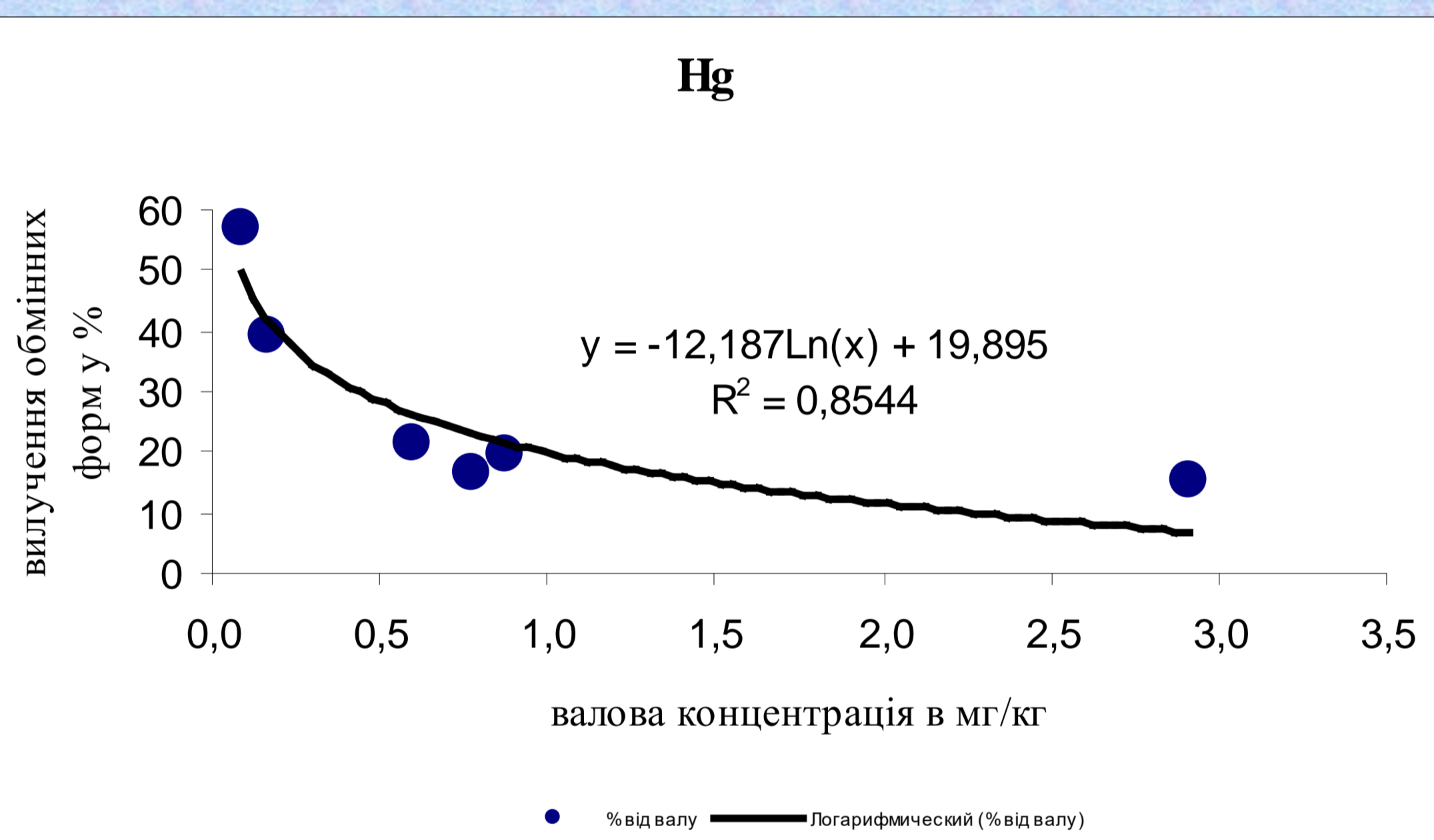
Вилучення рухомих форм елементів на ділянках різного використання



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).

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.

Залежність вилучення рухомих форм Hg і Cd в поверхневих відкладах на ділянках із різною їх концентрацією



Для Cd, як і для більшості досліджуваних елементів, відмічається максимальний відсоток вилучення його рухомих форм на забруднених ділянках та менший на фонових ділянках, а для Hg – навпаки.

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

Еколого-геохімічна характеристика рослинності

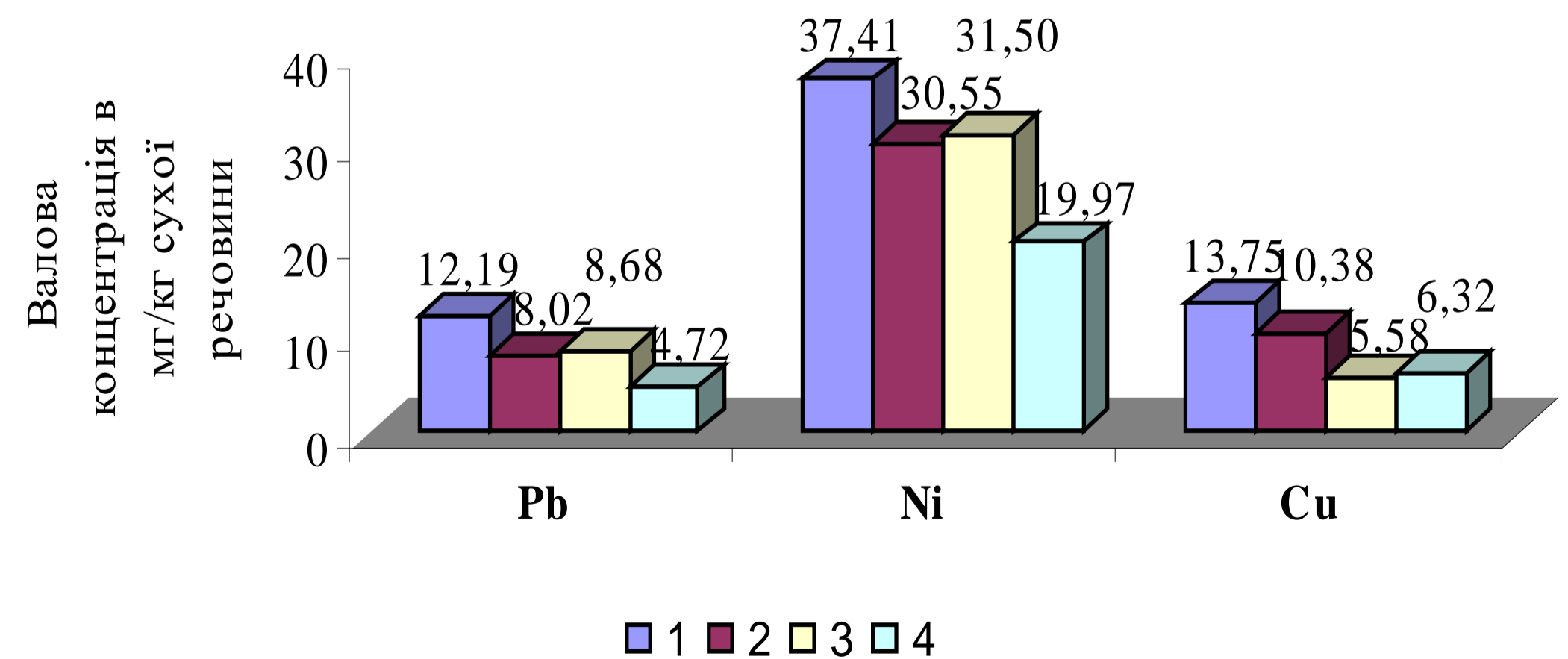
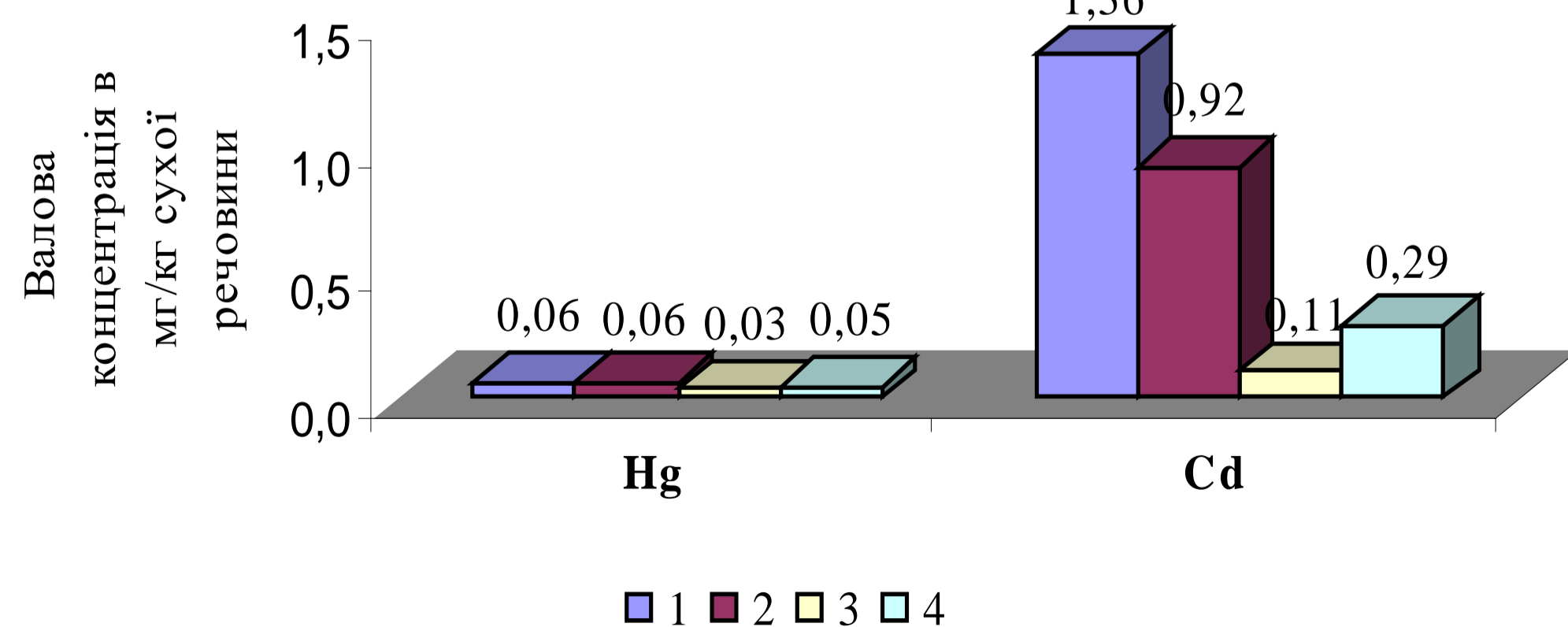
Найбільш повно ділянки досліджень охарактеризовані рослинністю за стеблами пирію повзучого (лат. *Elytrigia repens* - 28 проб), які відібрані на усіх ділянках досліджень за виключенням клумб та мулових полів. На мулових полях відбирались проби стебел іншого дикоростучого злаку – плоскухи звичайної (лат. *Echinochloa crus-galli* - 7 проб).



Стебла пирію повзучого для випробування

Концентрація досліджуваних важких металів (Hg, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn) в стеблах пирію змінюється у доволі широких межах. Відмічається пряма залежність між валовою концентрацією важких металів у стеблах пирію та їх валовими і обмінними концентраціями в поверхневих відкладах на різних ділянках досліджень.

Концентрація важких металів у стеблах пирію повзучого на ділянках різного використання



1 - сільськогосподарські землі забруднені мулами стічних вод; 2 - забруднені перелогові землі; 3 – «фонові» сільськогосподарські землі; 4 – «фонові» перелогові землі (контрольна вибірка).

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

Ділянка випробування стебел пирію повзучого	Вміст важких металів в мг/кг									
	Hg					Pb				
	валова пирій	валова ґрунт	обмінна ґрунт	Кб.п.*	Кб.п2**	валова пирій	валова ґрунт	обмінна ґрунт	Кб.п.	Кб.п.2
Мулові поля стічних вод (n=7 стебла плоскухи)	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

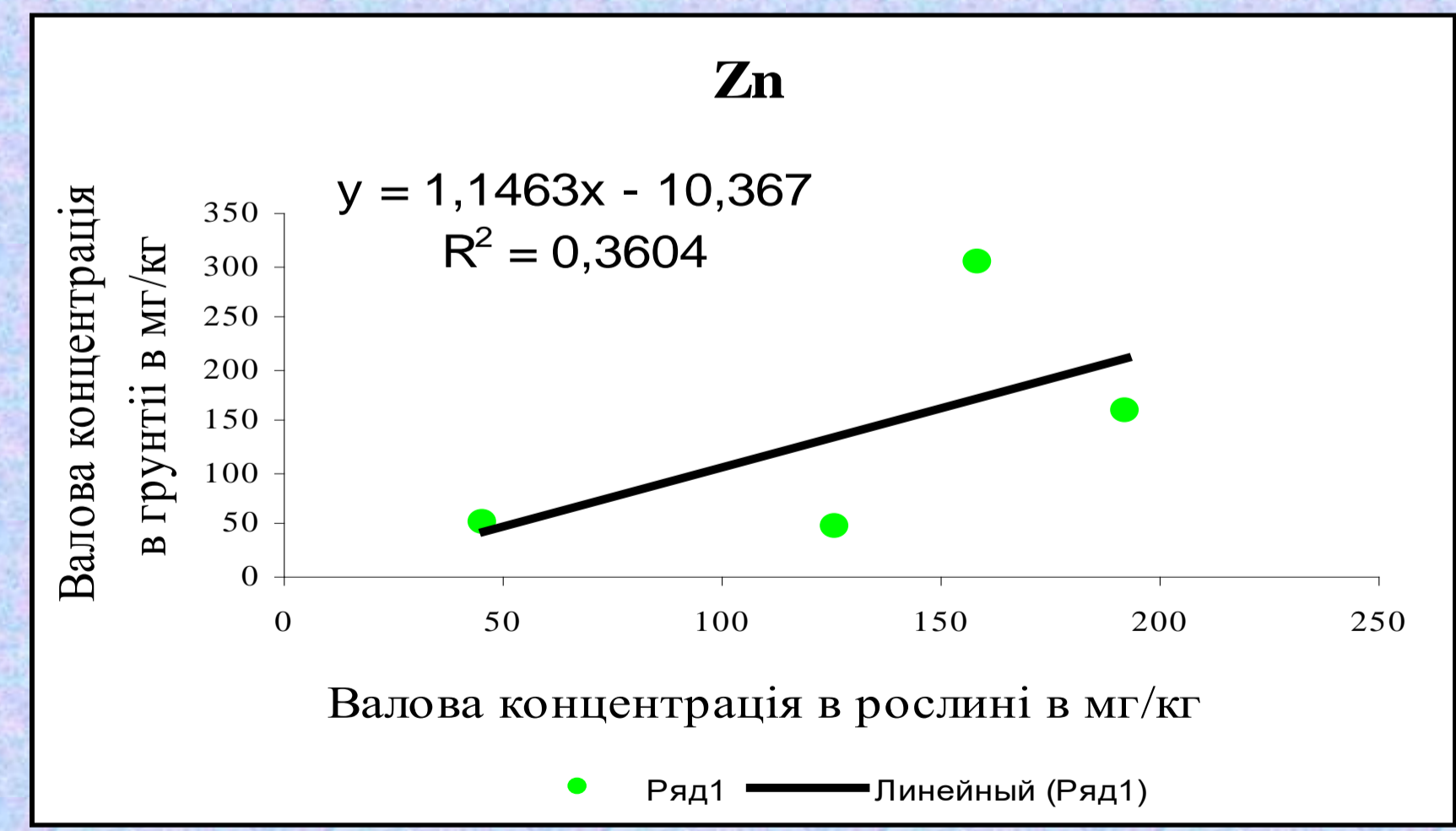
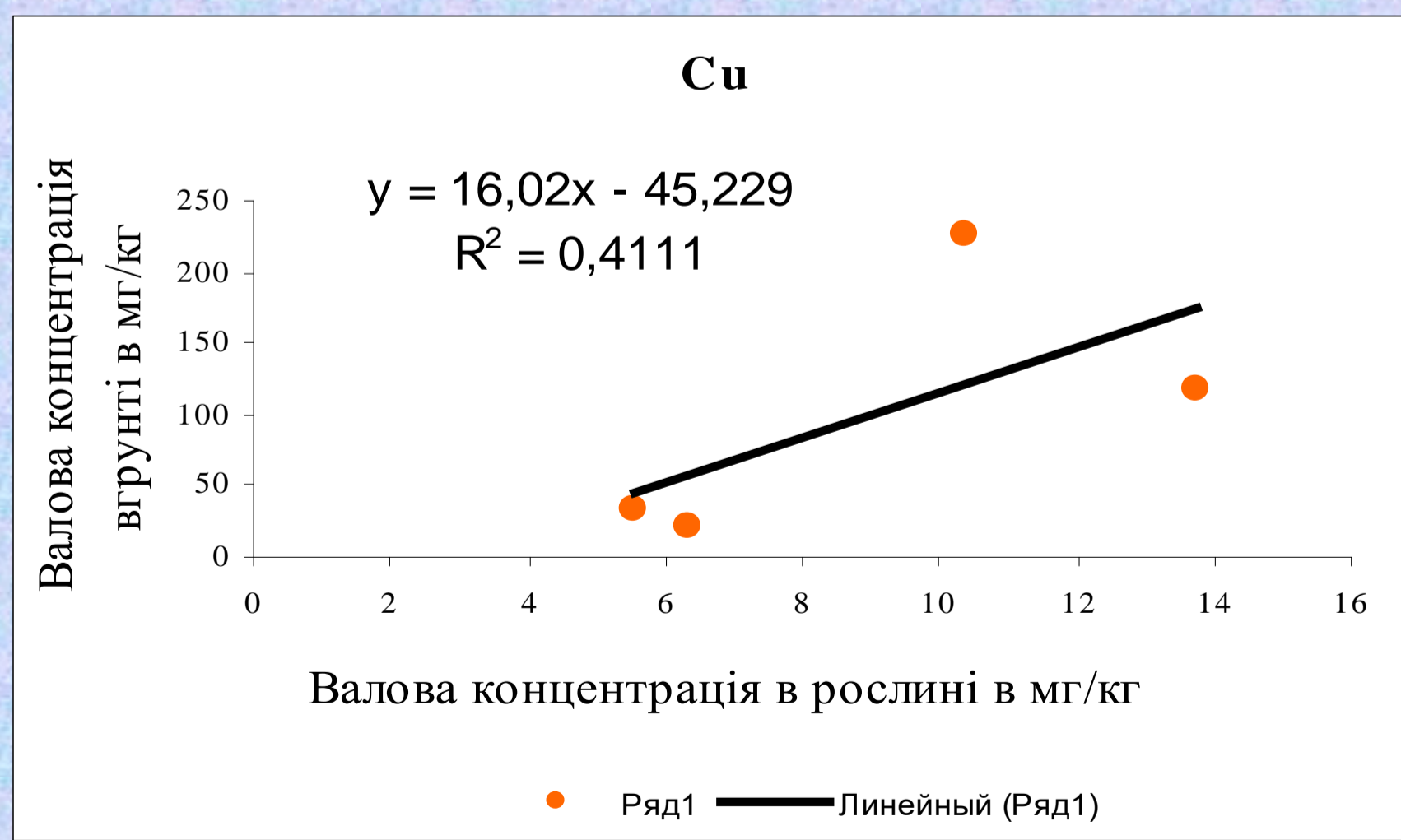
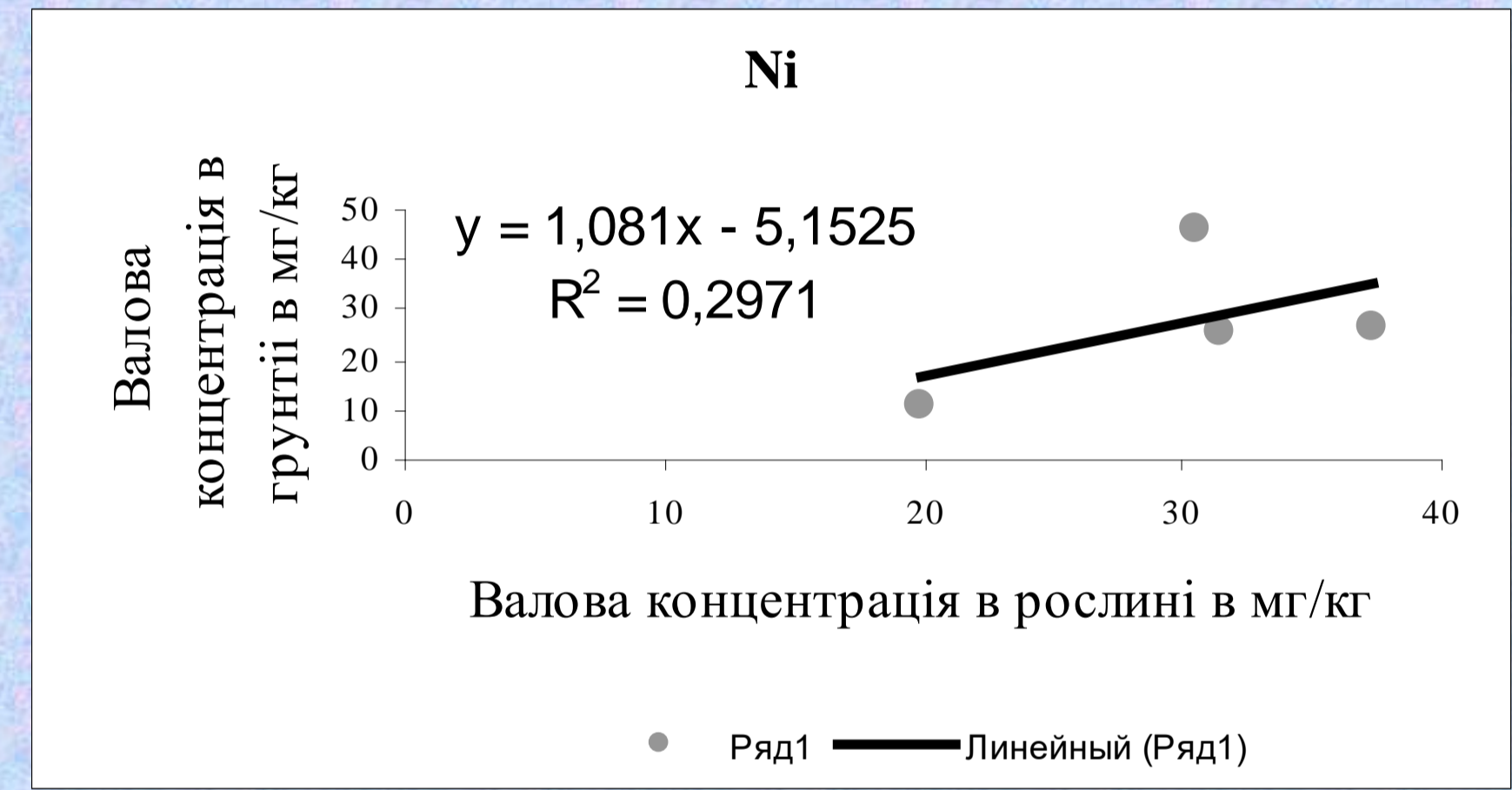
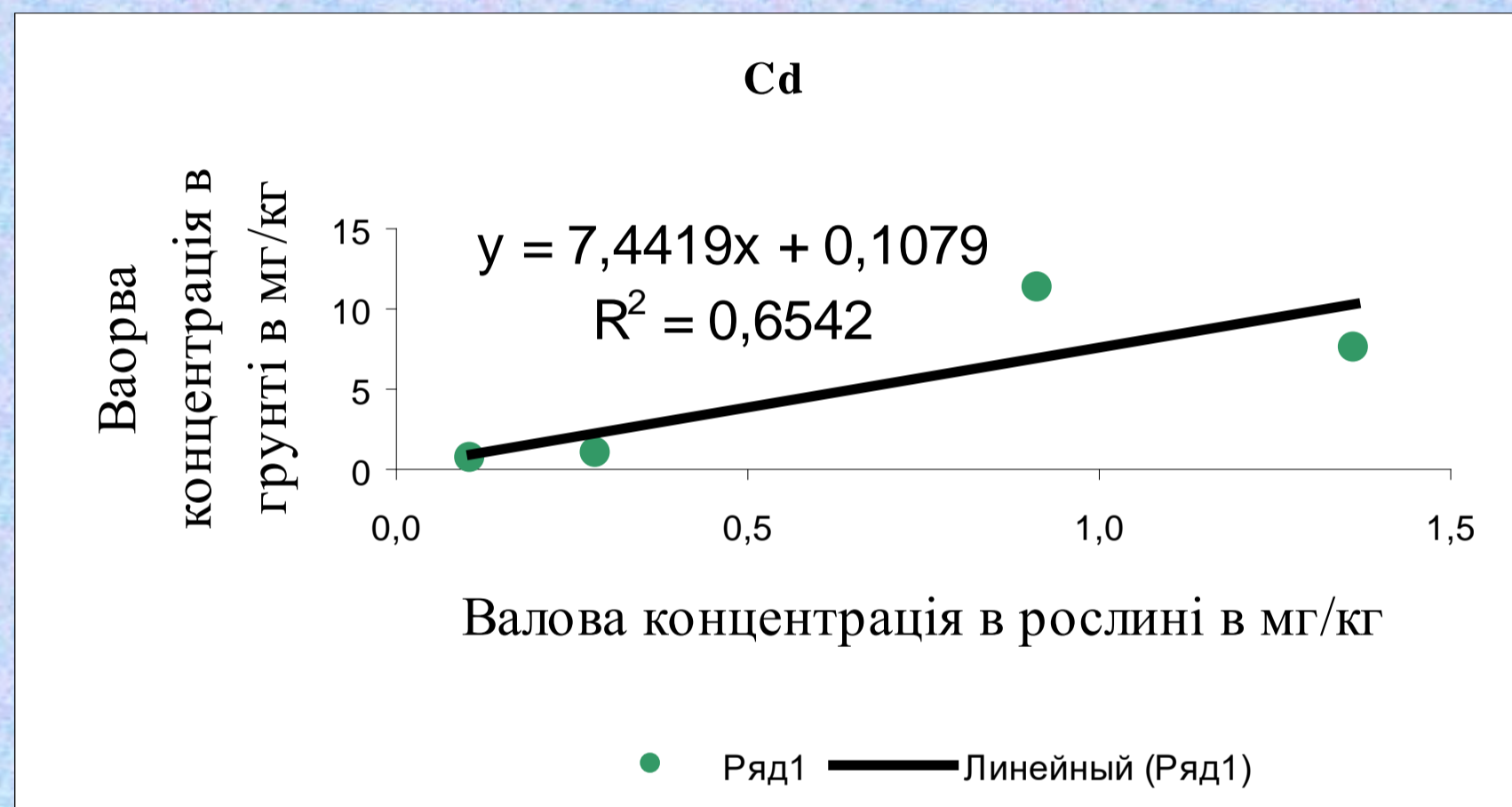
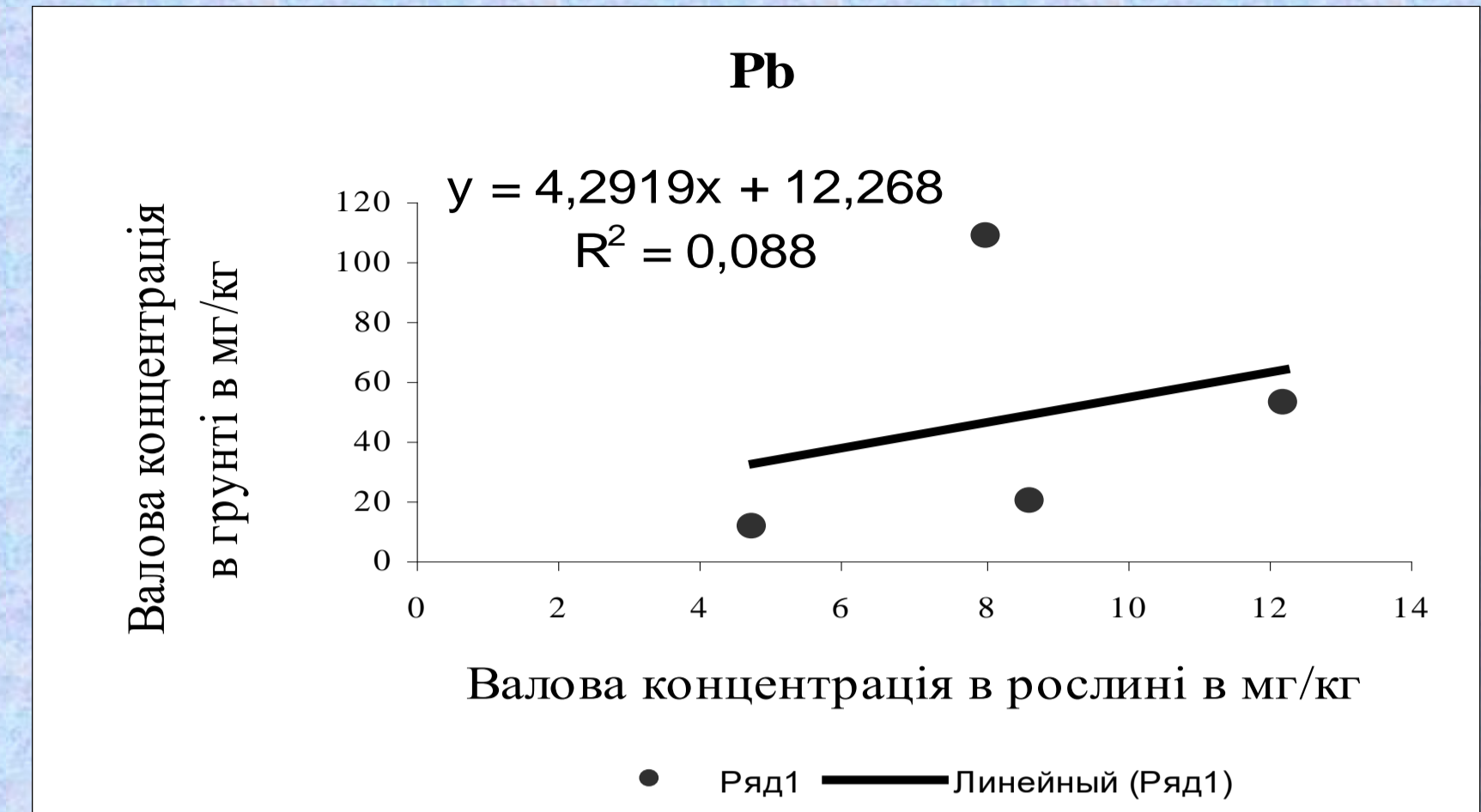
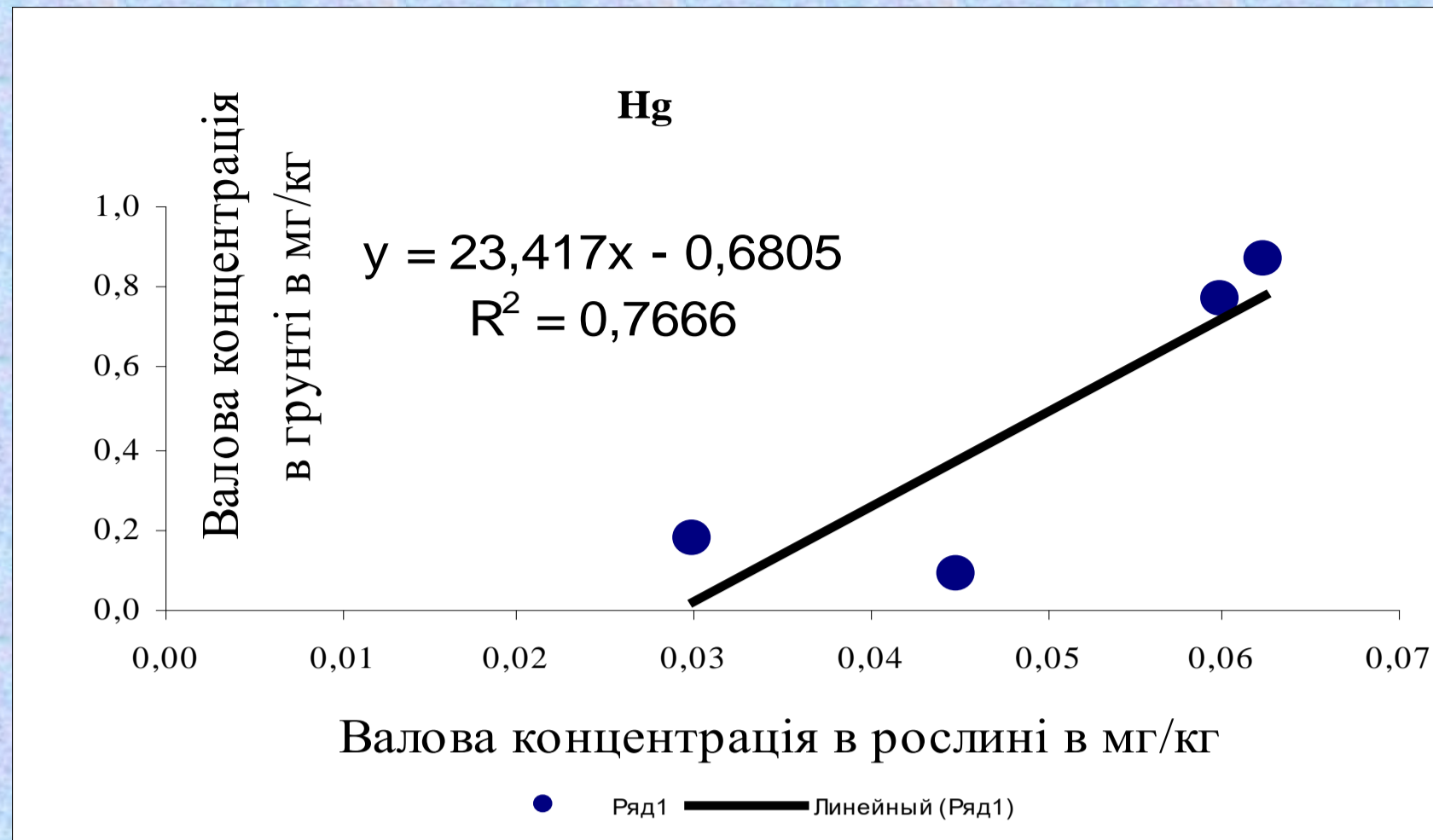
Продовження таблиці

Ділянка випробування стебел пирію повзучого	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 плоскухи)	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

Ділянка випробування стебел пирію повзучого	Вміст важких металів в мг/кг									
	Cu					Zn				
	валова пирій	валова грунт	обмінна грунт	Кб.п.	Кб.п.2	валова пирій	валова грунт	обмінна грунт	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

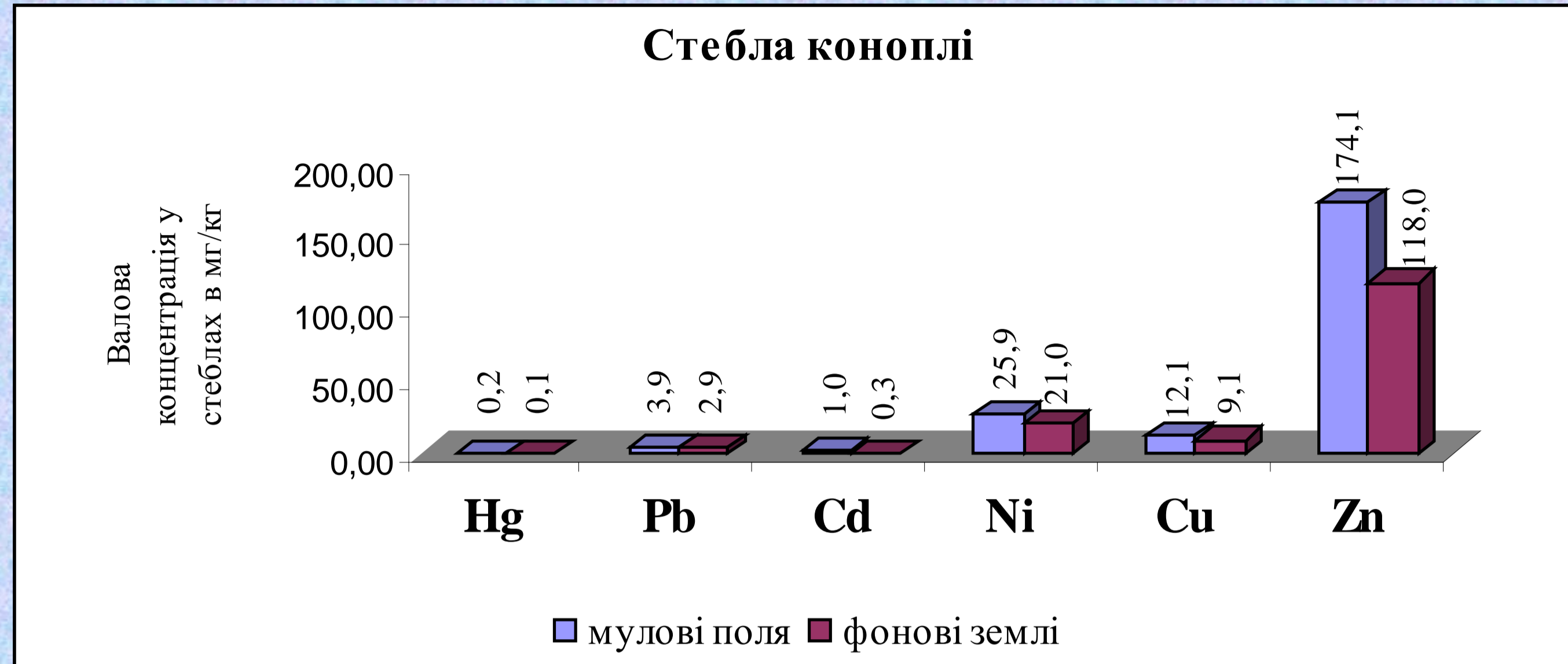
n - кількість проб у вибірці; * - Кб.п.- коефіцієнт біологічного накопичення елемента, або ґрунтово-рослинний коефіцієнти накопичення ($\text{Кб.п.} = \text{Сі-рос} / \text{Сі-вал.ґрунт}$; де Сі-рос – вміст елемента в рослині, а Сі-вал. ґрунт – валовий вміст елемента у ґрунті); ** - Кб.п.2 - коефіцієнт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

Кореляційні залежності валових концентрацій важких металів в стеблах пирію повзучого та в поверхневих відкладах

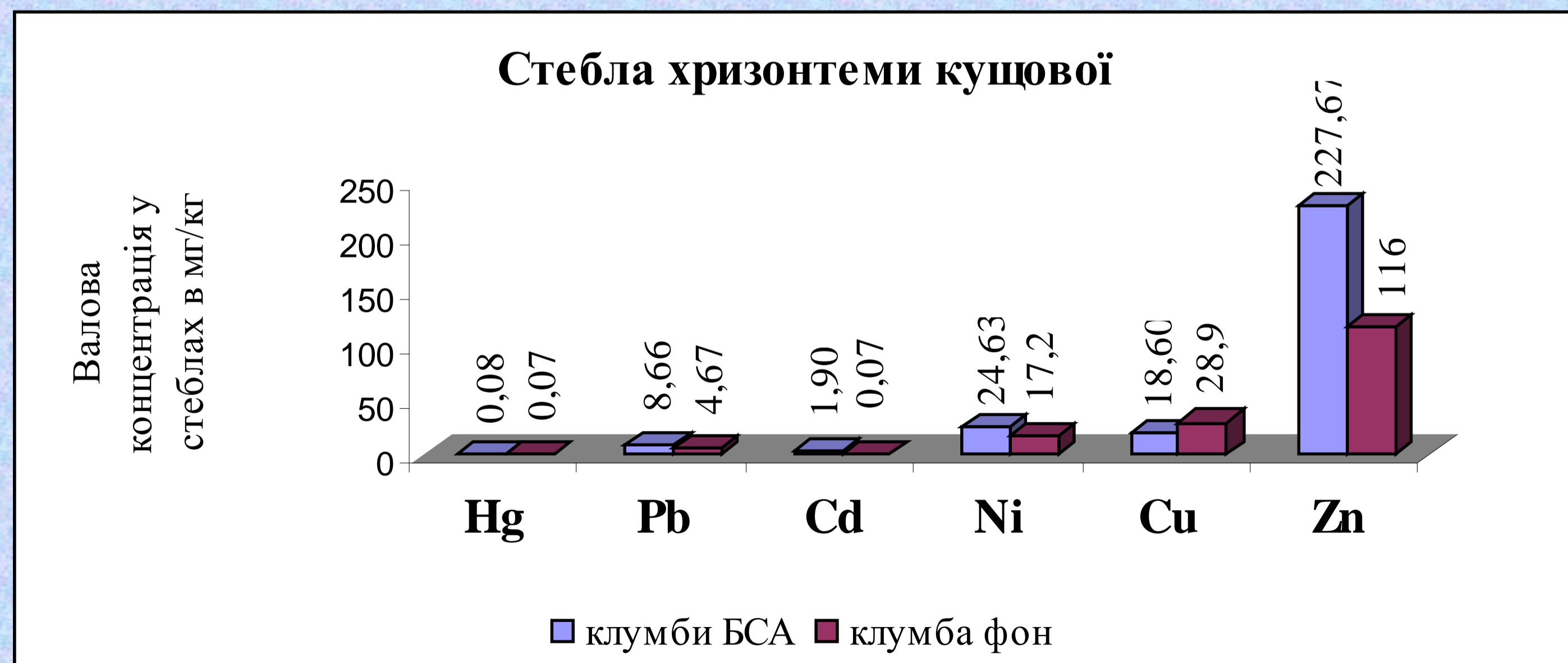


Коефіцієнти кореляції для досліджуваних елементів є значимими, за винятком Pb: Hg R = 0,87 (0,86), Pb R = 0,3 (0,42), Cd R = 0,81 (0,89), Ni R = 0,55 (0,8), Cu R = 0,64 (0,87), Zn R = 0,6 (0,78) - в дужках наведені коефіцієнти кореляції відносно концентрації рухомих форм).

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



Концентрація важких металів в стеблах хризантеми кущової на забруднених землях клумб та на землях «фонових» клумб (контрольна проба).



В досліджуваних сільськогосподарських рослинах також відмічається пряма залежність між концентрацією важких металів в їх стеблах та забрудненістю поверхневих відкладів

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 рослинн. продукції (Кисіль В.І. 2000)	Стебла пирію повзучого				Стебла плоску-хи	Стебла коноплі			Стебла сої	Боби сої	Стебла кукурудзи	Стебла перцю солод.	Стебла хризантеми кущової	
				забруд. с/г. землі (n=11)	забруд. перелогові землі (n=4)	фонові с/г землі (n=6)	фонові перелогові землі (n=6)	мулові поля (n=7)	мулові поля (n=10)	фонові перелогові землі (n=2)	забруд. с/г землі (n=9)	забруд. с/г землі (n=1)	забруд. с/г землі (n=1)	забруд. с/г землі (n=1)	забруд. с/г землі (n=1)	забруд. 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; **n** - кількість проб у вибірці

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 (Кисіль В.І., 2000), 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.

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.

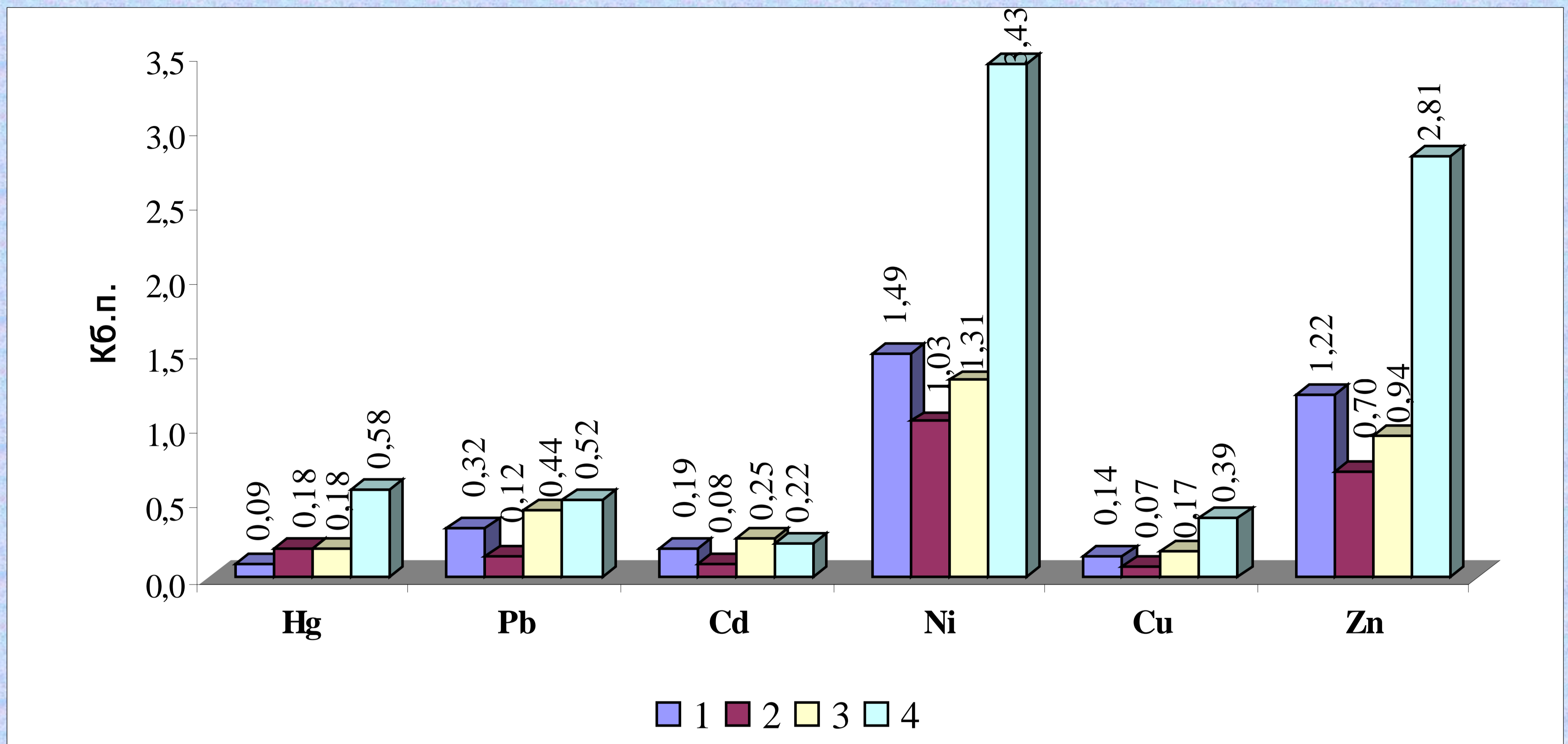
Коефіцієнти біологічного поглинання важких металів рослинами на землях забруднених мулами стічних каналізаційних вод

№ 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 поглинання елемента, або ґрунтово-рослинний коефіцієнти накопичення ($\text{Кб.п.} = \text{Cі-рос} / \text{Cі-вал.ґрунт}$; де Cі-рос – вміст елемента в рослині, а Cі-вал. ґрунт – валовий вміст елемента у ґрунті); *- Кб.п.2 - коефіцієнт біологічного поглинання елемента в рослині відносно обмінної (рухомої) його концентрації у ґрунті ($\text{Кб.п.2} = \text{Cі-рос} / \text{Cі-обмін.ґрунт}$; де Cі-рос – вміст елемента в рослині, а Cі-обмін.ґрунт – вміст обмінної (рухомої) форми елемента у ґрунті)

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

Коефіцієнти біологічного поглинання стеблами пирію повзучого на ділянках досліджень різного використання

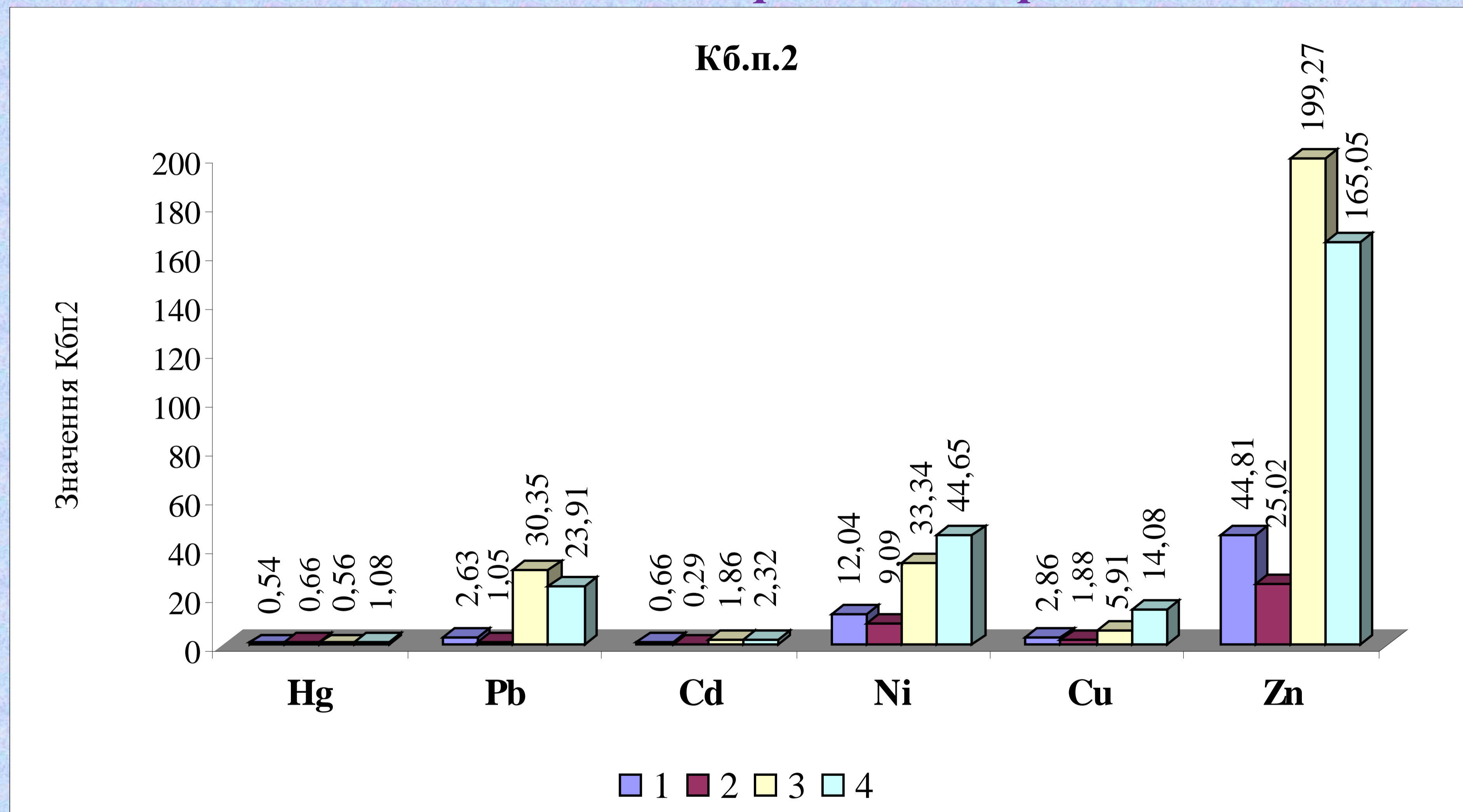


1 - сільськогосподарські землі забруднені мулами стічних вод; 2 - забруднені перелогові землі; 3 – «фонові» сільськогосподарські землі; 4 – «фонові» перелогові землі (контрольна вибірка).

Коефіцієнти біологічного поглинання стеблами пирію повзучого на фонових ділянках 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, у 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

Коефіцієнти біологічного поглинання (Кб.п.2) 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).

Коефіцієнти біологічного поглинання 2 стеблами пирію відносно рухомих форм важких металів ведуть себе аналогічно таким відносно валових їх концентрацій, тільки за своїми значеннями на порядок більші. Для таких елементів як Hg і Cd, відсоток рухомих форм яких в ґрунтах найбільший (29%), значення Кб.п.2 найменші.

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.

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%.

За літературними даними Zn і Cd є супутниками: чим більше у ґрунті Zn, тим більше у ньому Cd (Жеребна Л. О., 2003), для цих елементів притаманні схожі хімічні властивості (Мислива Т. М., 2015). 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.

У досліджах із зеленними 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.

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

- 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 фіто токсичності 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:

1. Ґрунти досліджуваних сільськогосподарських ділянок були забруднені мулами стічних каналізаційних вод ще в 70-х роках минулого сторіччя. 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.

2. Концентрація рухомих форм важких металів (Hg, Cd, Pb, Ni, Cu, Zn, Ag) в ґрунтах досліджуваних ділянок (супіщані підзолисті ґрунти) на пряму залежить від їх валових концентрацій 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 (грунтах) 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.



Дякую за увагу