

МІГРАЦІЯ Cu, Zn, Pb, Cd В ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТОМУ ҐРУНТІ ПРИ РІЗНИХ РІВНЯХ ІМПАКТНОГО ПОЛІМЕТАЛІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Встановлена динаміка міграції рухомих форм Cu, Zn, Pb і Cd в ґрунтовому профілі дерново-підзолистого супіщаного ґрунту протягом 2008–2010 років за рівнів імпактного забруднення, еквівалентних 1, 5, 10 та 15 ГДК; здійснено прогноз їх міграції на 2011–2013 рр. Визначені константи швидкості виведення важких металів із 0–20 см шару ґрунту та період їх напіввиведення. Переважна більшість внесених у ґрунт полютантів знаходиться у 0–20 см шарі. Міграція рухомих міді й цинку за ґрунтовим профілем при його забрудненні, еквівалентному 1, 5 10 і 15 ГДК, а свинцю та кадмію – на рівні 1 ГДК, має радіальний характер, а при збільшенні концентрації останніх – елювіально-ілювіальний.

Постановка проблеми

Інтенсивний розвиток промисловості та сільського господарства спричинив надходження значної кількості важких металів у компоненти навколишнього середовища, в тому числі і в ґрунтовий покрив [12, 13, 23]. Ґрунт є природним депонентом полютантів та основним джерелом забруднення інших компонентів навколишнього середовища, включаючи й вищі рослини [1, 20]. Гумусовий горизонт ґрунтів є найбільш потужним геохімічним бар'єром на шляху токсикантів [6, 10, 11]. Важкі метали надзвичайно легко накопичуються в ґрунтах, а виводяться десятки й сотні років: період напіввидалення для Cu становить 310–1500 років, Zn – 70–150, Pb – 40–5900, Cd – 13–110 років [8]. Забруднення довкілля важкими металами є одним із основних чинників погіршення екологічної ситуації, яка в Україні характеризується як напружена [25].

Враховуючи, що ґрунти Житомирського Полісся найбільше серед мікроелементів містять цинк та мідь, а пріоритетними забруднювачами навколишнього середовища є свинець та кадмій, саме їхнім особливостям міграції та акумуляції в ґрунтовому покриві приділена основна увага в наших дослідженнях.

Аналіз останніх результатів досліджень

У літературі існує велика кількість робіт, що досліджують особливості міграції та акумуляції Cu, Pb, Zn, Cd та інших елементів у ґрунтовому покриві окремих регіонів України: Закарпаття [4, 16], Полісся [9, 17, 28] та Лісостепу

України [17], міських ландшафтах великих мегаполісів [19, 23] та міст з перевагою промислових функцій [14, 30]. Незначна кількість наукових досліджень присвячена вивченню питання міграції й акумуляції свинцю та кадмію. Наявні роботи з дослідження міграційних властивостей свинцю в ґрунтах Київського Полісся [31], кадмію в ґрунтах Лівобережного Лісостепу та Степу України [29], свинцю та кадмію в умовах Західного Лісостепу України [21], в той час як зона Полісся залишилась поза увагою дослідників.

Завданням досліджень передбачалося: визначення закономірностей міграції рухомих форм Cu, Zn, Pb і Cd за профілем дерново-середньопідзолистого супіщаного ґрунту за рівнів забруднення еквівалентних 1, 5, 10 та 15 ГДК; встановлення константи швидкості виведення рухомих форм важких металів із 0–20 см шару ґрунту та періоду їх напіввиведення; прогнозування міграції рухомих форм Cu, Zn, Pb і Cd у 0–100 см шарі ґрунту на період 2011–2013 років.

Об'єкти і методика проведення досліджень

Дослідження проводилися протягом 2008–2010 рр. на базі біологічного стаціонару на території дослідного поля ЖНАЕУ (с. В. Горбаша Черняхівського району Житомирської області) на дерново-підзолистому глеюватому супіщаному ґрунті. Стаціонар закладений у 2006 році. Характеристика агрохімічних і фізико-хімічних властивостей орного шару, а також морфологічний опис ґрунтового профілю надано в роботі [5]. Схема стаціонару і система удобрення культур описана в [7]. У період проведення досліджень висівався овес сорту «Буг». Вміст рухомих форм важких металів на час закладання досліду становив: мідь – 2,9 мг/кг, свинець – 1,3 мг/кг, цинк – 6,8 мг/кг, кадмій – сліди. [7]. За речовини-забруднювачі були обрані мідь, цинк, кадмій та свинець. Ґрунт забруднювали сумішшю металів – 1, 5, 10 і 15 ГДК кожного на фоні застосування нітроамфоски. При цьому виходили з даних [1], що ГДК валових форм для Cu складає 55 мг/кг ґрунту, Zn – 100 мг/кг, Cd – 3 мг/кг; Pb – 32 мг/кг. Важкі метали вносили у 0–20 см шар ґрунту у вигляді оцтовокислих солей.

Вміст важких металів визначали за методом атомно-адсорбційної спектрометрії в модифікації ЦІНАО [22], а прогноз їх міграції по профілю ґрунту здійснювався за допомогою пакета прикладних програм Microsoft Excel та Statistica 6.0.

Результати досліджень

Під поняттям «міграція важких металів за ґрунтовим профілем» нами розуміється низхідна (вертикальна) міграція Cu, Zn, Pb, Cd. Токсикологічні властивості хімічних елементів характеризуються критерієм швидкості та характером їх міграції за ґрунтовим профілем. Міграція елементів у природних та штучних екосистемах відбувається у горизонтальному та вертикальному низхідному і висхідному напрямках [15, 18].

Встановлено, що за характером розподілу рухомих форм важких металів за ґрунтовим профілем дерново-середньопідзолистий супіщаний ґрунт належить до ґрунтів із елювіально-ілювіальним типом міграції елементів (рис. 1).

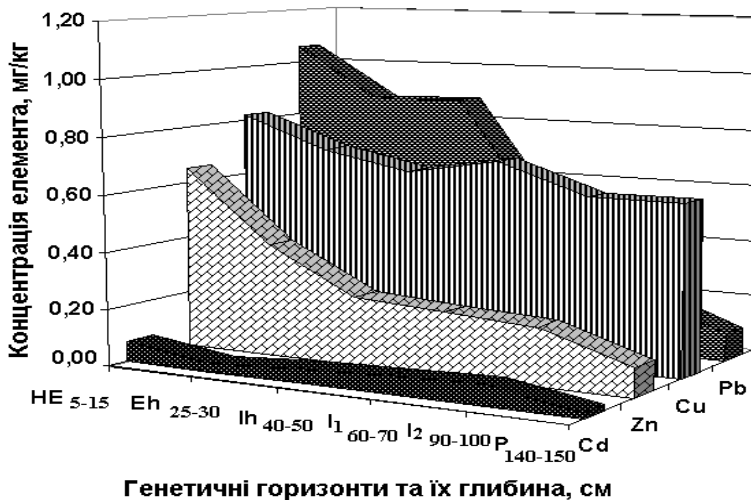


Рис. 1. Характер розподілу рухомих форм важких металів за профілем дерново-середньопідзолистого супіщаного ґрунту (контрольний варіант без забруднення) [24]

Ділянки, де на короткому проміжку відбувається зниження інтенсивності міграції хімічних елементів, що призводять до зміни їх концентрації, називають геохімічними бар'єрами, де одна геохімічна ситуація змінюється іншою [26]. Зростання концентрації досліджуваних важких металів в ілювіальному горизонті не забрудненого ґрунту можна назвати сорбційним бар'єром.

В умовах імпактного забруднення Cu, Zn, Pb, Cd елювіально-ілювіальний розподіл елементів за профілем, що притаманний дерново-середньопідзолистому незабрудненому ґрунту, викреслюється лише на третій рік після внесення токсикантів. Як показали дослідження, переважна кількість внесених у ґрунт полютантів знаходиться у верхньому горизонті, частково зв'язуючись органічною речовиною у нерухомі (недоступні) форми (Cu, Zn), адсорбуючись на поверхні глинистих часток у перший та другий роки після забруднення (Pb, Cd).

За умов посиленого техногенного впливу на довкілля, у тому числі й забруднення ґрунту важкими металами, постає проблема встановлення періоду умовного очищення ґрунту та часу його можливого використання. Дана проблема може бути вирішена шляхом встановлення констант швидкості виведення (K) рухомих форм Cu, Zn, Pb, Cd за межі 0–20 см шару. Швидкість міграції полютантів у 0–20 см шарі ґрунту описується експоненційною залежністю $C(t) = C_0 \cdot e^{-Kt}$, де $C(t)$ – кількість металу, що залишилася до часу t ;

C_0 – початкова концентрація металу; K – константа швидкості виведення металу з ґрунту; часовий крок t дорівнює 1 місяць.

При поліелементному імпактному забрудненні ґрунту кількість рухомих форм полютантів у 0–20 см шарі змінюється внаслідок процесів фітофільтрації, виносу у нижні шари, діяльності педомікробіоти. Швидкість проходження цього процесу залежить від природи полютанто, його кількості, характеру забруднення (імпактне чи хронічне), рН ґрунтового розчину, гранулометричного складу ґрунту і вмісту в ньому органічної речовини [18, 24]. За умови імпактного забруднення ґрунту на рівні 1 ГДК більш інтенсивно знижувалася концентрація міді, а найменш інтенсивно за межі його 0–20 см шару виводився свинець (рис. 2а). Характер міграції цинку і кадмію був подібним через те, що вказані елементи є досить подібними за хімічними властивостями [27]. При поліелементному забрудненні на рівні 5 ГДК спостерігалася тенденція до більш інтенсивного виведення за межі 0–20 см шару міді та цинку (рис. 2б).

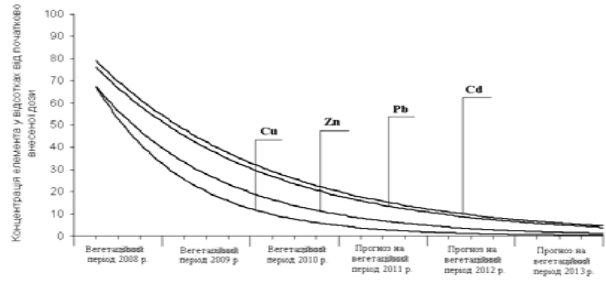
Найменш інтенсивно виводився з ґрунту свинець, концентрація якого на кінець трирічного періоду спостережень знизилася до 38 % від початково внесеної дози, тоді як для міді, цинку і свинцю цей показник склав 14, 18 і 31 % відповідно.

За умови забруднення ґрунту на рівні 10 ГДК більш інтенсивно виводилися за межі 0–20 см шару мідь і цинк, концентрація яких на кінець 3-го року спостережень становила 14 і 21 % від внесеної дози відповідно. Інтенсивність виведення свинцю та кадмію за межі верхнього шару ґрунту зі зростанням рівня забруднення знижувалася, а концентрація цих елементів на кінець терміну спостережень досягала 42 і 38 % від початково внесеної дози відповідно. Прогнозні розрахунки свідчать, що на кінець шестирічного періоду, що минув з часу імпактного забруднення, вміст у ґрунті кадмію складе 25 %, а свинцю – 32 % від початково внесеної дози (рис. 2в).

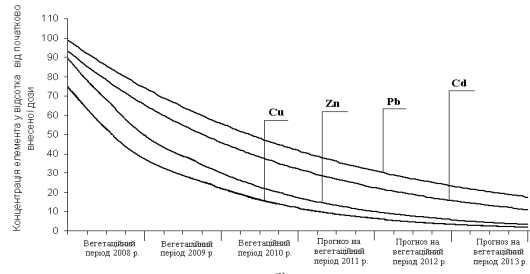
Зі зростанням рівня поліелементного забруднення ґрунту до 15 ГДК швидкість виведення всіх досліджуваних важких металів за межі 0-20 см шару знижувалась, що, на нашу думку, пов'язано зі зменшенням ролі фітофільтрації у міграції елементів, оскільки рослинний покрив на варіантах із такими рівнями забруднення протягом усього періоду спостережень був відсутній.

Мінімальною інтенсивністю виведення характеризувався свинець, концентрація якого за прогнозом на кінець шостого року від початку забруднення все ще буде становити 45 % від початково внесеної дози (рис. 2г). Встановлено також наявність середнього негативного кореляційного зв'язку ($r = -0,78 \dots -0,83$) між вмістом у ґрунті рухомих форм Pb і вмістом гумусу. Причиною цього, на наш погляд, є те, що Pb здатний утворювати комплексні сполуки з органічною речовиною ґрунту, внаслідок чого він стає тимчасово недоступним для рослин.

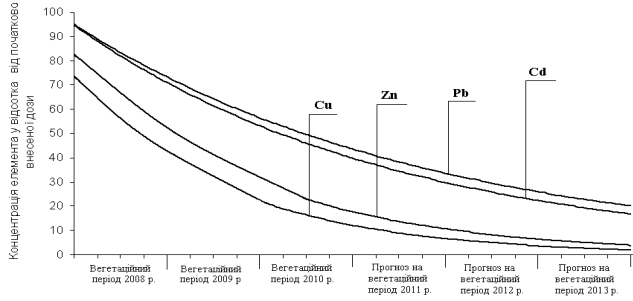
Висока інтенсивність виведення за межі 0–20 см шару міді пов'язана, на наш погляд, із тим, що при внесенні у ґрунт ацетатів відбувається підкислення ґрунтового розчину, що спричиняє зростання вмісту у ньому найбільш рухомої водорозчинної форми міді, яка й мігрує за профілем.



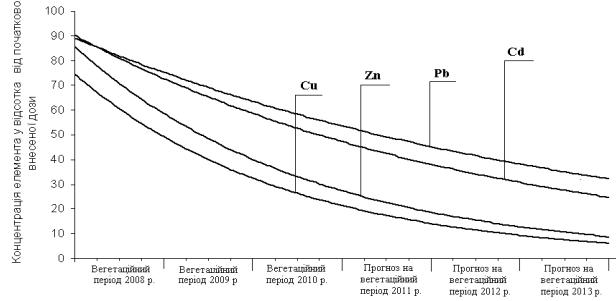
а)



б)



в)



г)

Рис. 2. Динаміка та прогноз міграції рухомих форм Cu, Zn, Pb і Cd у 0–20 см шарі дерново-середньопідзолистого супіщаного ґрунту за різних рівнів забруднення (а – 1 ГДК, б – 5 ГДК, в – 10 ГДК, г – 15 ГДК)

За швидкістю виведення рухомих форм поліютантів за межі 0–20 см шару ґрунту встановлено такий спадаючий ряд: Cu > Zn > Cd > Pb.

Значення константи швидкості міграції поліютанта певною мірою може слугувати показником його небезпечності, оскільки чим більша величина константи, тим вища інтенсивність зменшення вмісту рухомих форм елемента у ґрунті (табл. 1).

Таблиця 1. Константи швидкості виведення рухомих форм важких металів із 0–20 см шару дерново-середньопідзолистого супіщаного ґрунту, К, рік⁻¹

Назва показника	Cu	Zn	Pb	Cd
<i>Рівень забруднення 1 ГДК</i>				
K	0,2415	0,1763	0,1302	0,1244
R	0,94	0,95	0,98	0,94
<i>Рівень забруднення 5 ГДК</i>				
K	0,1611	0,1362	0,0887	0,072
R	0,94	0,98	0,95	0,93
<i>Рівень забруднення 10 ГДК</i>				
K	0,1499	0,1276	0,0722	0,0649
R	0,95	0,93	0,93	0,98
<i>Рівень забруднення 15 ГДК</i>				
K	0,1038	0,0950	0,0539	0,0424
R	0,96	0,98	0,98	0,97

Примітка: r – коефіцієнт кореляції між фактичними та теоретичними значеннями концентрації елемента.

Максимальні константи швидкості міграції, не залежно від рівня забруднення, були характерні для міді, а мінімальні – для свинцю. Простежується тенденція до зниження константи швидкості виведення зі збільшенням атомної маси елемента, що, вочевидь, пояснюється хімічною природою забруднювачів. Крім того, слід вказати на зниження констант швидкості виведення для всіх елементів зі зростанням рівнів забруднення.

Період напіввиведення забруднювачів за межі 0–20 см шару ґрунту залежить як від характеру поліютанту, так і від дози його внесення (табл. 2).

Зокрема, за умови забруднення, еквівалентного 15 ГДК, період напіввиведення з 0–20 см шару ґрунту Cd складає більше двох, а Pb – не більше 3-х років з часу внесення поліютантів.

Аналіз динаміки концентрації досліджуваних металів по періодах розвитку рослин вівса посівного дає можливість формалізувати процеси міграції важких металів за профілем дерново-середньопідзолистого ґрунту в межах 20–100 см шару (рис. 3–6). У кожному з генетичних горизонтів спостерігається тенденція до збільшення концентрації поліютантів із часом, причому, у міру збільшення глибини ґрунтового профілю різниця між концентрацією елемента, що залишилася до певного моменту часу, і початковою концентрацією зменшується.

Таблиця 2. Період напіввиведення важких металів із ґрунту за різних рівнів імпактного забруднення

Назва елемента	Рівень забруднення, ГДК	Період напіввиведення, діб
Cu	1	65
	5	75
	10	80
	15	110
Zn	1	80
	5	120
	10	345
	15	405
Cd	1	345
	5	420
	10	760
	15	800
Pb	1	340
	5	740
	10	790
	15	1100

Примітка: під періодом напіввиведення розуміють досягнення концентрації елемента у ґрунті, що дорівнює 50 % від початково внесеної дози.

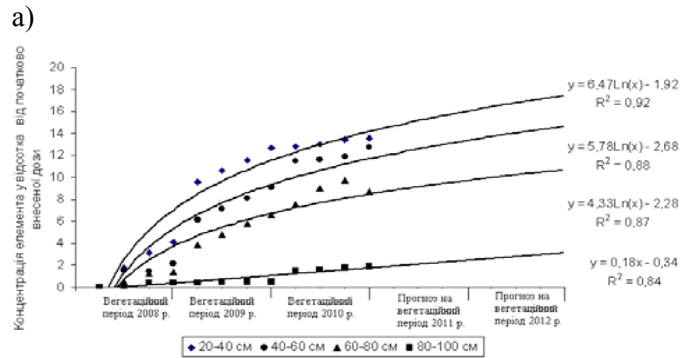
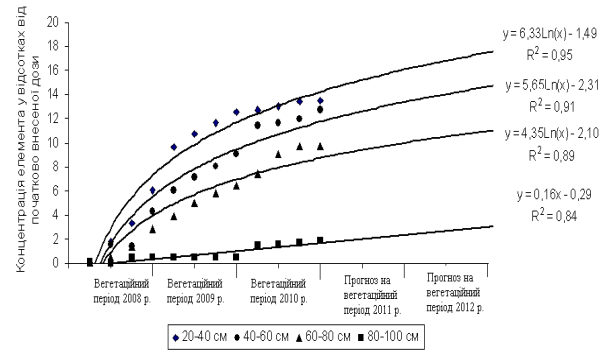
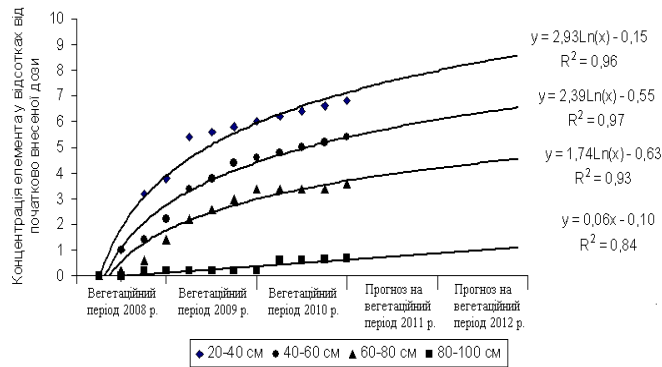
Характер міграції міді по профілю ґрунту при забрудненні на рівні 1 ГДК змінюється залежно від генетичного горизонту (рис. 3а). В гумусово-елювіальному та у верхній частині ілювіального горизонтів характер міграції Cu описується логарифмічною залежністю. Концентрація цього елемента, згідно з прогнозом, зростатиме і на кінець вегетаційного періоду 2012 р. та досягне величин 9,0; 6,5; 4,5 та 1,2 % від початково внесеної дози. Вірогідність прогнозу підтверджується коефіцієнтами кореляції, які знаходяться в межах 0,92–0,98.

Швидкість міграції Cu при забрудненні ґрунту на рівні 5–10 ГДК помітно знижується, порівняно з такою за рівня забруднення 1 ГДК, зокрема, за прогнозом на кінець вегетаційного періоду 2012 р. концентрація Cu у шарі 20–40 см досягне 19–20, у шарі 40–60 см – 15,8–16, 60–80 см – 12–13 і 80–100 см – 4–5 %. При забрудненні ґрунту на рівні 15 ГДК навіть через 5 років після забруднення у 20–40 см шарі ще фіксуватиметься до 21 % міді від початково внесеної дози (рис. 3г). Слід зазначити, що міграція рухомої міді за морфологічним профілем ґрунту за умови його імпактного забруднення, еквівалентного 1, 5, 10 і 15 ГДК, має радіальний характер, на відміну від незабрудненого ґрунту, де цей елемент мігрує за ілювіально-елювіальним типом.

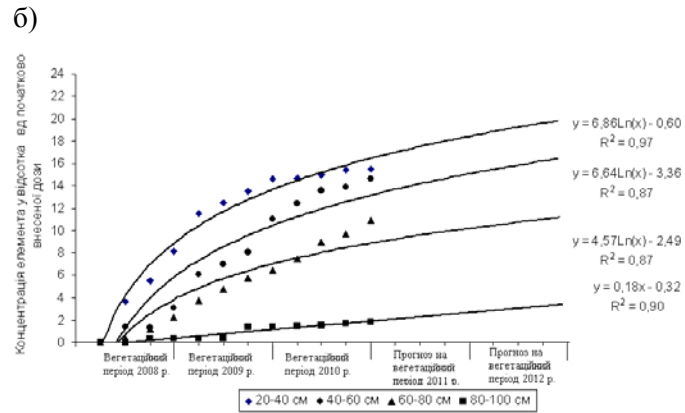
Характер міграції цинку по профілю ґрунту подібний до такого у міді й змінюється залежно від глибини та фізико-хімічних властивостей генетичного горизонту (рис. 4). За умови забруднення, еквівалентного 1 ГДК, у гумусово-елювіальному та верхній частині ілювіального горизонтів характер міграції Zn описується логарифмічною, а у нижній частині ілювіального – лінійною залежностями. Концентрація цього елемента, згідно з прогнозом, зростатиме і на кінець вегетаційного періоду 2012 р. досягне величин 26; 18; 12 та 4,5 % від початково внесеної дози (рис. 4а). Вірогідність прогнозу підтверджується коефіцієнтами кореляції, що знаходяться в межах 0,79–0,99. Аналогічні тенденції щодо міграції рухомих форм цинку за ґрунтовим профілем простежуються і за умови забруднення, еквівалентного 5, 10 і 15 ГДК.

Однак швидкість міграції цинку при забрудненні ґрунту на рівні 5–10 ГДК помітно знижується, порівняно з такою за рівня забруднення 1 ГДК, зокрема, за прогнозом на кінець вегетаційного періоду 2012 р. концентрація рухомих форм Zn у шарі 20–40 см досягне 37–39, у шарі 40–60 см – 21–22, 60–80 см – 11–12 і 80–100 см – 5–5,5 % (рис. 4б та 4в). При імпактному забрудненні ґрунту на рівні 15 ГДК навіть через 5 років після внесення полютантів у 20–40 см шарі ще фіксуватиметься до 40 % цинку від початково внесеної дози (рис. 4г). Зауважимо, що міграція рухомих форм цинку за профілем дерново-середньопідзолистого ґрунту за умови його імпактного забруднення, еквівалентного 1, 5 10 і 15 ГДК, має радіальний характер на відміну від незабрудненого ґрунту, де цей елемент мігрує за ілювіально-елювіальним типом.

Характер міграції свинцю за профілем ґрунту, підданого імпактному поліелементному забрудненню, в гумусово-елювіальному та верхній частині ілювіального горизонтів описується логарифмічною, а у нижній частині ілювіального – лінійною залежностями, однак він відрізняється від такого у міді та цинку (рис. 5). За умови забруднення, еквівалентного 1 ГДК, зберігається радіальний характер міграції рухомого свинцю за профілем, тоді як при зростанні забруднення до рівня 5 і більше ГДК він змінюється на елювіально-ілювіальний. Причиною цього є хімічна природа даного полютанта, характерною

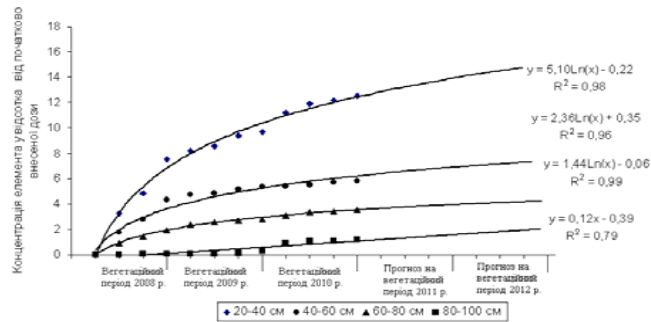


в)

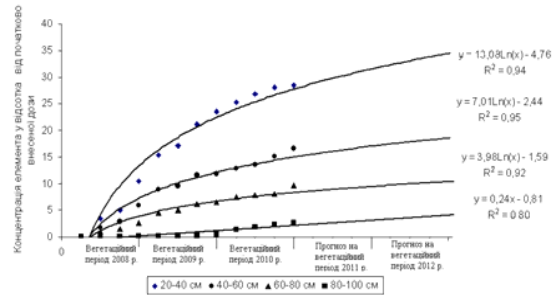


г)

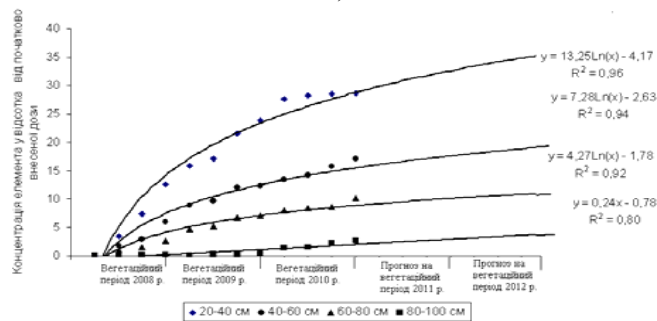
Рис. 3. Динаміка та прогноз міграції рухомих форм Si у 20-100 см шарі дерново-середньопідзолисто-супіщаного ґрунту за різних рівнів забруднення (а – 1 ГДК, б – 5 ГДК, в – 10 ГДК, г – 15 ГДК)



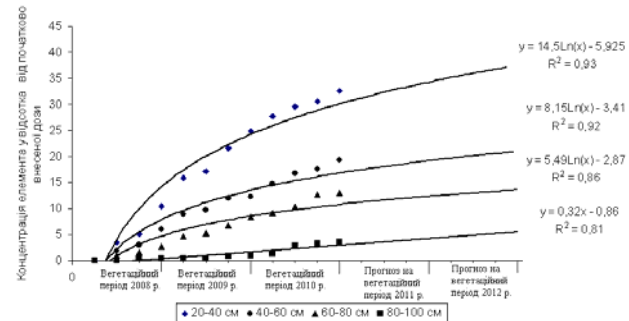
а)



б)



в)



г)

Рис. 4. Динаміка та прогноз міграції рухомих форм Zn у 20-100 см шарі дерново-середньопідзолистого супіщаного ґрунту за різних рівнів забруднення (а – 1 ГДК, б – 5 ГДК, в – 10 ГДК, г – 15 ГДК)

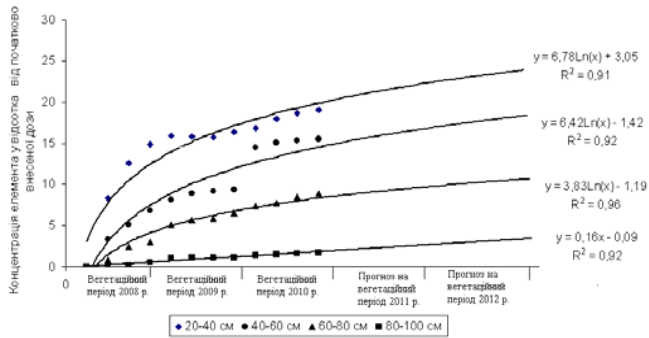
рисую якого є акумуляція у верхніх горизонтах, багатих на органічну речовину, та у нижній частині елювіального горизонту, що пов'язано із вилуговуванням свинцю у вигляді розчинних хелатних комплексів з органічними сполуками. Це є результатом комплексної дії природних (біологічна акумуляція) і техногенних (привнесення в якості забруднювача) чинників [12]. Саме тому швидкість міграції Pb за ґрунтовим профілем є найнижчою серед усіх досліджуваних елементів. Навіть через 5 років після забруднення, залежно від дози внесеного у ґрунт полютанта, у 20–40 см шарі ґрунту фіксуватиметься від 40 до 45 % його рухомих форм. Максимальні ж концентрації свинцю, за прогнозом на 5-й рік після забруднення, будуть зосереджені у 40–60 см шарі ґрунту, де вони досягнуть 65–70 % від початково внесеної дози (див. рис. 5б – 5г).

Міграція кадмію за профілем ґрунту подібна до такої до свинцю і в гумусово-елювіальному та верхній частині ілювіального горизонтів описується логарифмічною, а у нижній частині ілювіального – лінійною залежностями (рис. 6). За умови забруднення, еквівалентного 1 ГДК, зберігається радіальний характер міграції рухомого кадмію за профілем, тоді як при зростанні забруднення до рівня 5 і більше ГДК він змінюється на елювіально-ілювіальний. Має місце збіднення на кадмій елювіальних горизонтів, із яких він інтенсивно вимивається у нижні ілювіальні горизонти, де концентрується. Низька міграційна здатність кадмію за профілем дерново-середньопідзолистого ґрунту пов'язана, насамперед, із хімічною природою цього полютанта. Провідним процесом зв'язування кадмію ґрунтом є конкуруюча адсорбція на глинах і органічній речовині. Процес сорбції кадмію ґрунтом відбувається досить швидко: за 10 хв. сорбується 95 % Cd, а через годину встановлюється рівновага. В інтервалі рН 4,0–7,7 сорбційна ємність ґрунтів збільшується втричі при зростанні рН на одиницю [35].

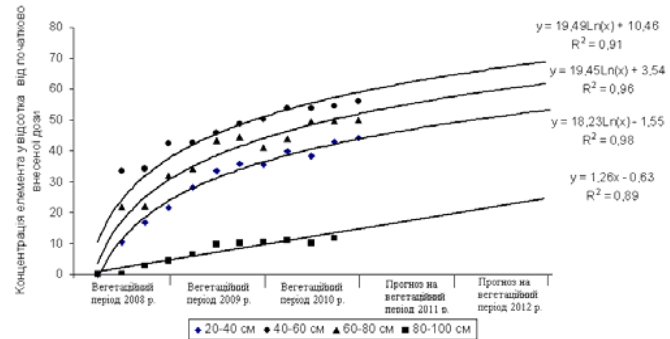
Навіть через 5 років після забруднення, залежно від дози внесеного у ґрунт полютанта, у 20–40 см шарі ґрунту фіксуватиметься від 14 до 18 % його рухомих форм. Максимальні ж концентрації свинцю, за прогнозом на 5-й рік після забруднення, будуть зосереджені у 60–80 см шарі ґрунту, де вони досягнуть 40–42 % від початково внесеної дози (рис. 6б–6г).

Для оцінки небезпечності полютантів при імпакті забрудненні доцільно враховувати термін досягнення металами 100 см глибини з метою оцінки можливості їх виносу за межі ґрунтового покриву. Мідь, цинк, свинець та кадмій за умови забруднення, еквівалентного 1 і 5 ГДК, досягають глибини 100 см через 60 діб після забруднення, а при забрудненні 10–15 ГДК – через 30 діб, але в різній концентрації. Так при забрудненні, еквівалентному 10 ГДК, концентрація Cu, Zn, Pb і Cd у метровому шарі ґрунту досягла 0,45; 0,60; 7,5 та 5,6 % від початково внесеної дози відповідно, а при забрудненні 15 ГДК – 0,52; 0,75; 8,0 та 7,5 % відповідно.

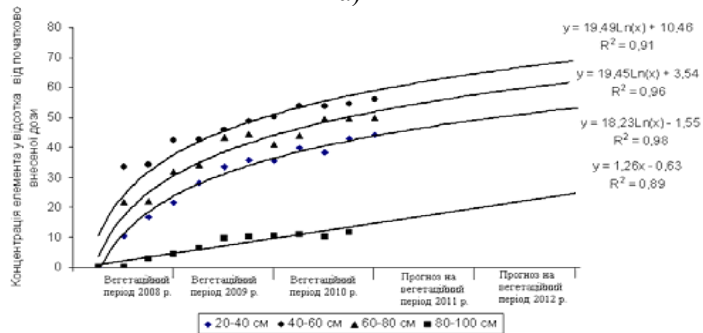
Концентрація міді у метровому шарі ґрунту перевищувала 1 % на кінець 3-го року спостережень, цинку – на початок 3-го року спостережень, свинцю – на початок, а кадмію – на кінець 2-го року після забруднення.



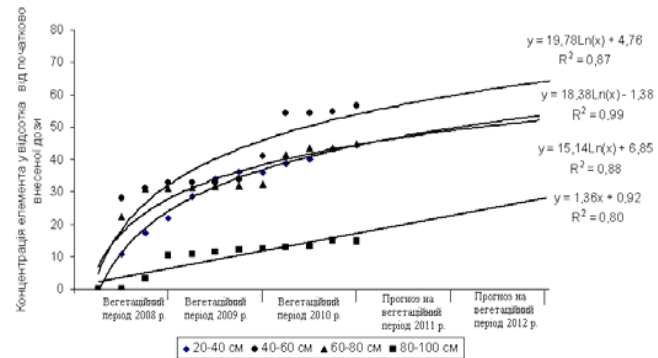
а)



б)

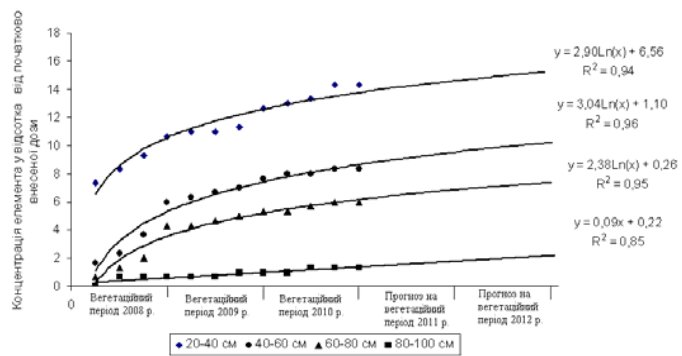


в)

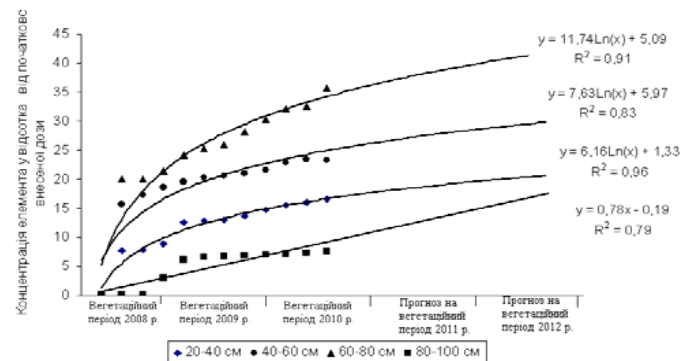


г)

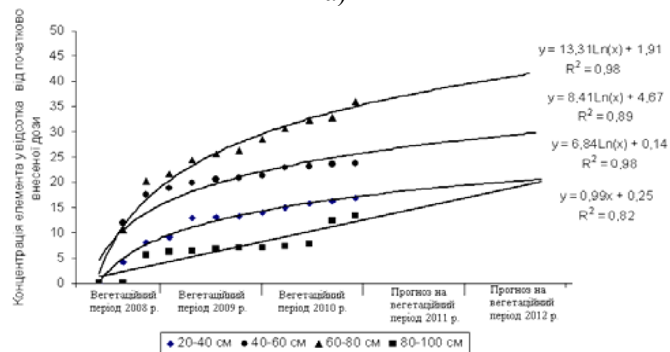
Рис. 5. Динаміка та прогноз міграції рухомих форм Рв у 20-100 см шарі дерново-середньопідзолисто-супіщаного ґрунту за різних рівнів забруднення (а – 1 ГДК, б – 5 ГДК, в – 10 ГДК, г – 15 ГДК)



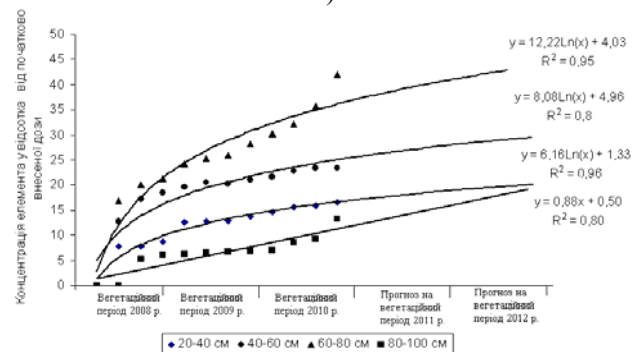
а)



б)



в)



г)

Рис. 6. Динаміка та прогноз міграції рухомих форм Cd у 20–100 см шарі дерново-середньопідзолисто-супіщаного ґрунту за різних рівнів забруднення
(а – 1 ГДК, б – 5 ГДК, в – 10 ГДК, г – 15 ГДК)

Висновки

- при імпактічному поліелементному забрудненні дерново-середньопідзолистого ґрунту, еквівалентному 1, 5, 10 і 15 ГДК забруднювачів, переважна кількість внесених у ґрунт поліютантів знаходиться у 0–20 см шарі;
- швидкість міграції поліютантів у 0–20 см шарі ґрунту описується експоненційною, у шарах 20–40, 40–60 та 60–80 см – логарифмічною, а у шарі 80–100 см – лінійною залежностями;
- за швидкістю виведення рухомих форм поліютантів за межі 0–20 см шару ґрунту встановлено такий спадаючий ряд: $Cu > Zn > Cd > Pb$;
- період напіввиведення забруднювачів за межі 0–20 см шару ґрунту залежить як від характеру поліютанта, так і від дози його внесення і становить для 5 ГДК по $Cu - 75$, $Zn - 120$, $Pb - 740$, $Cd - 420$ діб;
- міграція рухомих міді і цинку за ґрунтовим профілем за умови його імпактічного забруднення, еквівалентного 1, 5 10 і 15 ГДК, має радіальний характер, на відміну від незабрудненого ґрунту, де цей елемент мігрує за ілювіально-елювіальним типом;
- за умови забруднення, еквівалентного 1 ГДК, зберігається радіальний характер міграції рухомих свинцю та кадмію за профілем, тоді як при зростанні забруднення до рівня 5 і більше ГДК він змінюється на елювіально-ілювіальний, характерний і для незабрудненого ґрунту.

Подальші дослідження слід зосередити на встановленні закономірностей міграції важких металів у системі «ґрунт–рослина».

Література

-
1. Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель : метод.-норм. забезпечення / за заг. ред. *В.П. Патики, О.Г. Тараріка*. – К. : Фітосоціоцентр, 2002. – С. 35–37.
 2. *Алексеев Ю.В.* Тяжелые металлы в почвах и растениях / *Ю.В. Алексеев*. – Л. : Агропромиздат, 1987. – 142 с.
 3. Влияние высоких концентраций тяжелых металлов на гумусное состояние и биологическую активность чернозема обыкновенного карбонатного / *О.С. Безуглова, В.Ф. Вальков, К.Ш. Казеев* и др. // Известия высших учебных заведений. – Северо-Кавказский регион. Сер. Естественные науки. – 1999. – № 2. – С. 65–71.
 4. *Біланіч М.М.* Свинець, кобальт і цинк у ґрунтах Закарпатської області / *М.М. Біланіч, В.І. Ніколайчук* // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2008. – № 3. – С. 19–26.
 5. *Бобрусь С.В.* Агроекологічний стан дерново-підзолистого глеюватого супіщаного ґрунту та система удобрення зерно-кормової сівозміни / *С.В. Бобрусь* // Вісн. держ. агрокол. ун-ту. – 2005. – № 1. – С. 300–305.

6. Микроэлементы в сельском хозяйстве / С.Ю. Булыгин, Л.Ф. Демишев, В.А. Доронин и др.; под ред. д-ра с.-х. наук С.Ю. Булыгина. – Д. : Січ, 2007. – 100 с.
7. Валерко Р.А. Важкі метали в урбоедафотобах та фітоценозах м. Житомира і його приміської зони : автореф. дис. ... канд. с.-г. наук : 03.00.16 / Р.А. Валерко. – Житомир, 2009. – 20 с.
8. Добровольский В.В. Биосферные циклы тяжелых металлов и регуляторная роль почвы / В.В. Добровольский // Почвоведение. – 1997. – № 4. – С. 431–441.
9. Довбиш Л.Л. Забруднення важкими металами дерново-підзолистих ґрунтів лісоаграрних ландшафтів Полісся : автореф. дис. ... канд. с.-г. наук : спец. 03.00.16 / Л.Л. Довбиш. – Житомир, 2002. – 19 с.
10. Дмитрук Ю.М. Вплив ландшафтно-екологічних умов на профільний розподіл важких металів у ґрунтах Покутсько-Буковинських Карпат / Ю.М. Дмитрук // Агроеколог. журн. – 2005. – № 2. – С. 28–37.
11. Жовинский Э.Я. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины / Э.Я. Жовинский, И.В. Кураева. – К. : Наук. думка, 2002. – 214 с.
12. Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях : пер. с англ. / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М. : Мир, 1989. – 439 с.
13. Касьмова Ж.С. Закономерности распределения тяжелых металлов (Zn, Cd, Cu, Pb) в системе «почва–растение» при разных уровнях загрязнения (в условиях модельных опытов): автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Ж.С. Касьмова. – Алматы, 1999. – 24 с.
14. Клименко Т.К. Біоекологічні особливості розподілу важких металів в урбосистемах промислового Дніпродзержинська : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16 / Т.К. Клименко. – Дніпропетровськ, 2007. – 20 с.
15. Ковда В.А. Основы учения о почвах / В.А. Ковда. – М. : Наука, 1973. – Т. 1–2. – 426 с.
16. Козловський В.І. Важкі метали в екосистемах висотного профілю Чорногори (Українські Карпати) : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16 / В.І. Козловський. – Л., 2002. – 20 с.
17. Козьякова Н.О. Екотоксичний вплив важких металів (Cd, Pb, Cu, Zn) на систему "ґрунт–рослина" в умовах Полісся та Лісостепу України : автореф. дис. ... канд. с.-г. наук : 03.00.16 / Н.О. Козьякова. – К., 2002. – 17 с.
18. Кураева И.В. Основные геохимические факторы подвижности микроэлементов в почвах Украины / И.В. Кураева // Минералогический журнал. – 1996. – № 6. – С. 26–29.
19. Розподіл важких металів у ґрунтах південнополіських ландшафтів Києва та приміської зони / І.В. Кураєва, А.І. Самчук, Л.Ю. Сорокіна та ін. // Мінерал. журн. – 2010. – 32, № 1. – С. 77–90.
20. Лисенко Л.Л. Перспективы решения проблемы загрязнения почв тяжелыми металлами / Л.Л. Лысенко, М.И. Пономарев, Б.Ю. Корнилович // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2001. – № 4. – С. 58–63.

21. *Лозовицька Т.М.* Міграційні та екотоксикологічні властивості свинцю і кадмію в системі „грунт–рослина” в умовах західного Лісостепу України : автореф. дис. ... канд. с.-г. наук : 03.00.16 / *Т.М. Лозовицька*. – Д., 2006. – 21 с.
22. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. – М. : ЦИНАО, 1991. – 58 с.
23. *Мислива Т.М.* Важкі метали в урбоедафотобах і фітоценозах на території м. Житомира / *Т.М. Мислива, Л.О. Онопрієнко* // Вісник ХНАУ. – 2009. – № 1. – С. 89–95.
24. *Мислива Т.М.* Мідь у ґрунтах Житомирського Полісся / *Т.М. Мислива* // Вісник ЖНАЕУ. – 2010. – № 2. – С. 30–45.
25. *Пелинець М.В.* Форми знаходження важких металів у ґрунтах міста Львова та його околиць: автореф. дис. ... канд. геол. Наук : 04.00.02 / *М.В. Пелинець*. – Л., 2000. – 20 с.
26. *Перельман А.И.* Геохимия : учебн. / *А.И. Перельман*. – 2-е изд. – М. : Высш. школа, 1989. – 528 с.
27. *Плеханова В.А.* Характер сопряжения накопленных цинка и кадмия растениями в условиях фитоценоза и агрокультуры : автореф. дисс. ... канд. биол. наук : спец. 03.00.16, 03.00.12 / *В.А. Плеханова*. – Уфа, 2007 – 18 с.
28. *Самчук А.И.* Тяжелые металлы в почвах Украинского Полесья / *А.И. Самчук, В.В. Долин* // Минерал. журн. – 1999. – 21, № 5/6. – С. 40–47.
29. *Семенов Д.О.* Рухомість кадмію в ґрунтах лівобережного лісостепу та степу України та його транслокація до злакових культур і соняшнику: автореф. дис. ... канд. с.-г. наук : 06.01.03 / *Д.О. Семенов*. – Х., 2009. – 20 с.
30. *Ситіна О.М.* Міграція важких металів у системі ґрунт - рослина техногенних ландшафтів (на прикладі м. Луганська) : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.18 / *О.М. Ситіна*. – Х., 2010. – 22 с.
31. *Скопецька О.В.* Еколого-фізіологічна оцінка свинцевого навантаження в системі "грунт–рослина" та прогнозування ступеня забруднення агроценозів: автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16 / *О.В. Скопецька*. – К., 2001. – 20 с.
32. *Щетинина Л.Л.* Содержание подвижных форм цинка, молибдена, марганца и меди в почвах Житомирской области / *Л.Л. Щетинина, Г.А. Корбут, И.М. Мерзвинская* // Микроэлементы в жизни растений, животных и человека : тр. координац. совещ. проблемной коллегии АН УССР (22-23 февраля 1963 г.). – К. : Наук. думка, 1964. – 325 с.
33. *Просторова* неоднорідність вмісту важких металів у ґрунтах Івано-Франківщини / *М.М. Якимів, О.П. Заклінський, М.Д. Лучин, М.С. Романюк* та ін. // Агроекол. журн. – 2008. – № 4. – С. 54–57.
34. *Abd-Elfattah A.* Adsorption of lead, copper, zinc, cobalt and cadmium by soils that differ in cation-exchange materials / *A. Abd-Elfattah, K. Wada* // *Jornal Soil Sci.* – 1981. – Vol. 32. – P. 271.
35. *Christensen T.H.* Cadmium soil sorption at low concentrations / *T.H. Christensen* // *Water, Air, Soil Pollut.* – 1984. – Vol. 21. – P. 105–115.
-
-