

Важкі метали у ґрунтах радіоактивно забруднених лісових екосистем

Стеценко Д.О., Долін В.В.

Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України і МНС України, Київ

Досліджено вміст важких металів у ґрунтах лісових екосистем Чорнобильської зони відчуження. На основі отриманих даних розраховано балансовий вміст важких металів у ґрунтовому профілі дослідних ділянок. Встановлені закономірності розподілу важких металів у лісовій підстилці та шарах ґрунту.

Вступ. Високий рівень техногенного навантаження на геологічне середовище України обумовив комплексні зміни геохімічних умов. Ці зміни призвели до стійкого погіршення природної обстановки і набули трансграничного характеру. Техногенез спричинив значні зміни елементного складу компонентів біосфери. Найбільш яскраво це виявляється у забрудненні важкими металами. Оцінка екологічного стану для території України є нагальною проблемою. Це перш за все стосується тих регіонів і районів, де навколишнє природне середовище зазнало і зазнає суттєвих, іноді катастрофічних змін під впливом техногенної діяльності людини. Безумовно, для об'єктивної оцінки цих змін необхідно проведення спеціальних еколого-геологічних досліджень. Одним з важливих елементів цих досліджень, який забезпечує можливість узагальнення і висвітлення при цьому найбільш вагомих екологічних проблем, є генералізація еколого-геологічної інформації. Проблема антропогенного впливу на довкілля – це, передусім, проблема забруднення повітряного басейну у зв'язку з промисловими викидами. Найбільш чутливим індикатором еколого-геохімічної обстановки є ґрунт, який знаходиться на перетині всіх шляхів міграції хімічних елементів [1].

Ґрунт – унікальний незамінний природний ресурс, накопичувач сонячної енергії, основа життя рослин, тварин і людини, а також природний індикатор забруднення навколишнього середовища. Забруднення ґрунтів важкими металами викликає глобальний інтерес з боку сучасної науки в зв'язку з підвищенням техногенного впливу на навколишнє природне середовище. Природне забруднення ґрунтів пояснюється надходженням важких металів та їх різних форм з материнських порід та глибинних рудних родовищ корисних копалин [2]. Основними природними джерелами важких металів для ґрунтів є гірські породи. Набір і склад у них хімічних елементів визначає хімічні властивості ґрунтів. У результаті складних біохімічних і геохімічних процесів, що протікають у ґрунті, відбувається перерозподіл окремих елементів між генетичними горизонтами, при цьому властивості, успадковані ґрунтом від породи, зберігаються.

Важкі метали – забруднювачі довкілля. Важкі метали є одним з найбільш токсичних забруднювачів антропогенного походження. Небезпека надходження у довкілля важких металів визначається тим, що на відміну від органічних забруднювачів вони не руйнуються, а переходять з однієї форми в іншу, зокрема включаються у склад солей, оксидів, металоорганічних сполук. Історично склалось так, що на території України впродовж багатьох років діють потужні чинники забруднення довкілля саме цими поллютантами. Це обумовлено багатьма причинами і насамперед тим, що на населення України, яке становить всього 1 % від населення Землі, припадає близько 5 % загальносвітового видобутку і переробки мінеральних ресурсів. Крім того, майже 50 % врожаю вирощується на ґрунтах, що здобрюють хімікатами та обробляють пестицидами. У вигляді баласту у ґрунти водночас з мінеральними добривами надходить велика кількість токсичних металів [3]. Розподіл важких металів у ґрунтах значною мірою визначений джерелами забруднення. У техногенному відношенні розглядають два типи розсіювання: 1) техногенний, внаслідок викидів підприємств; 2) агрогенний, внаслідок використання мінеральних та органічних добрив.

Джерелом надходження важких металів до навколишнього середовища є відходи практично всіх галузей народного господарства. Найбільш токсичними є іони металів – Cu, Cd, Pb, Cr, Mn, Hg, Fe, Al, Se, Sn. Техногенний пил, який виділяється внаслідок функціонування підприємств важкої промисловості, в середньому містить, %: цинку – 6,72, свинцю – 0,11, кадмію – 0,01. Ґрунтова аномалія забруднення при цьому спостерігається в радіусі 7 км. Викиди від таких підприємств поширюються в радіусі 10–40 км, осідаючи на рослинах та приникаючи в ґрунт на глибину 10–15 см. Тому сільськогосподарські культури, які ростуть у промислових районах, накопичують токсичні компоненти таких викидів, що може призводити до зниження урожайності та загибелі рослин [4].

Геохімія ґрунтоутворювальних порід визначається їх хімічним складом. Встановлено, що збільшення вмісту кварцу в осадових породах обумовлює дефіцит більшості мікроелементів. Важкі суглинки, озерний алювій збагачено Mn, Cr, V, Cu, Ni, Sr. Вміст металів у лесах і глинах близький до вмісту в основних і кислих породах. Для осадових порід характерне накопичення цирконію, титану, олова, золота, платини. Вапняки і доломіти накопичують барій, стронцій, свинець, марганець, бор; такі елементи, як молібден, мідь, кобальт, йод та цинк становлять в них меншу кількість. Максимальним накопиченням мікроелементів відрізняються сланці звичайні і бітуміновані, а також глинисті і суглинисті пухкі відклади. Найбільший вміст Cu, Zn, Co, Ni спостерігається в лесовидних суглинках, глинах, найменший – у піщаних і супіщаних породах [5].

Аналіз вмісту металів у ґрунтоутворювальних породах України (таблиця) дозволяє зробити висновок про загальне збільшення рівня концентрації металів залежно від збільшення ваги механічного складу осадових порід. Кларки концентрації металів у важких суглинках і глинах становлять: Zn – 0,95; Cu – 0,71; Ni – 0,43; Co – 1,1; в середніх і легких суглинках вміст металів нижчий. Кларки концентрації металів у легкосуглинистих лесах становлять: Zn – 0,70; Cu – 0,75; Ni – 0,31; Co – 0,76; в середньосуглинистих: Zn – 0,76; Cu – 0,71; Ni – 0,31; Co – 1,01; у важкосуглинистих: Zn – 0,90; Cu – 0,88; Ni – 0,37; Co – 1,03. Найменший вміст металів спостерігається у флювіогляціальних піщаних і супіщаних відкладах. Кларки концентрації у флювіогляціальних і давньоалювіальних піщаних ґрунтоутворювальних породах становлять: Zn – 0,77; Cu – 0,10; Ni – 0,14; Co – 0,21 [3]. Характерним для ґрунтоутворювальних порід України є винесення міді, цинку, кобальту і нікелю.

Важкі метали, які випали на ґрунт, переміщуються з водними потоками і часто концентруються у донних відкладах. Важкі метали, які потрапляють у ґрунт у вигляді різних хімічних сполук, можуть значно накопичуватись у ньому, що небезпечно для нормального функціонування ґрунтової біоти. У малих концентраціях метали як мікроелементи необхідні для нормальної життєдіяльності організмів. У високих концентраціях важкі метали негативно впливають на структуру і функції природних екосистем, змінюють ґрунтовий біоценоз, функціонування якого підтримує родючість ґрунту. Під впливом важких металів відбуваються порушення в структурі комплексу ґрунтових мікроорганізмів, пригнічення їх біохімічної діяльності, інгібування активності цілого ряду ферментів — фосфатаз, протеаз, дегідрогеназ, інвертаз тощо [6].

У загальному комплексі проблем, пов'язаних з мінімізацією наслідків Чорнобильської катастрофи, провідним завданням є реабілітація радіоактивно забруднених територій. В останні роки більшість наукових програм, які виконувались в зоні відчуження та на інших забруднених територіях за її межами, були спрямовані саме на вирішення цього питання. Проте у цих дослідженнях недостатньо враховувалися інші екологічні чинники ризику. Зокрема, концентрації важких металів, які надходили в навколишнє середовище внаслідок техногенного впливу задовго до Чорнобильської катастрофи, перевищують концентрації радіонуклідів на декілька порядків. Іноді саме ці полютанти визначають загальну екологічну обстановку та виступають головним чинником ризику для здоров'я населення. Тому надзвичайно актуальною проблемою сьогодення при визначенні небезпечних екологічних факторів ризику є вивчення розподілу важких металів у біогеоценозах радіоактивно забруднених територій.

Дослідження, що проводилися на території зони протягом останнього десятиліття, виявили значний рівень забруднення ґрунтового профілю важкими металами. Наразі накопичено

численні дані про елементний склад забруднювачів та розподіл їх між компонентами лісових біогеоценозів. Одним з головних завдань сьогодення є узагальнення даних широкомасштабних досліджень, що необхідно для оцінювання швидкості автореабілітаційних процесів та при впровадженні реабілітаційних програм на території зони відчуження. Внаслідок аналізу отриманих даних виявлено ряд спільних показників концентрації важких металів на однакових рівнях ґрунтового профілю, але на різних дослідних майданчиках.

**Вміст важких металів в ґрунтоутворювальних породах України
(Зона мішаних лісів), мг/кг⁻¹ [3]**

Ґрунтоутворювальна порода	Параметр	Zn	Pb	Ni	Cd	Cu	Cr
<i>Житомирське полісся</i>							
Флювіогляціальні і давньооліувіальні піщані відклади	X	62	5.2	14	3.2	5.8	12
	I	27-82	3-20	2-10	2-4	2,2-7,7	2-40
<i>Київське полісся</i>							
Флювіогляціальні і давньооліувіальні супіщані відклади	X	47	10	12.8	3.4	7.2	23.3
	I	18-60	8-40	4-27	3-10	5-12	8-82
<i>Лісостепова зона</i>							
Морена піщана	X	48	8.2	20.3	4.6	12	20.5
	I	14-58	6-38	12-40	4-12	8-22	6.68

Примітка: X – середнє арифметичне, I – інтервал коливань.

Мета проведених досліджень полягає у визначенні причин формування чіткої картини розподілу важких металів у ґрунтах зони відчуження. Об'єктом дослідження є ґрунтові профілі лісових біогеоценозів зони відчуження. Предметом дослідження – процеси розподілу важких металів за ґрунтовим профілем.

Результати та їх обговорення. Для досліджень вибрано чотири дослідних ділянки лісових біогеоценозів з різним ступенем радіоактивного забруднення поблизу населених пунктів: Дитятки (Д1 та Д2), Копачі (К2), Ново-Шепеличі (Ш1).

Полігон Д1 знаходиться в 28 кілометрах на південь від ЧАЕС. Фітоценоз – широколисто-сосновий ліс. Тип ландшафту елювіальний, ґрунт підзолистий ілювіально-залізистий піщаний. Полігон Д2 знаходиться в 26 кілометрах на південь від ЧАЕС. Фітоценоз – чорновільховий різнотравний. Тип ландшафту акумулятивний, ґрунт болотний низинний торфово-глеєвий. Полігон К2 знаходиться в 6,5 кілометрах на південний схід від ЧАЕС. Фітоценоз – сосняк

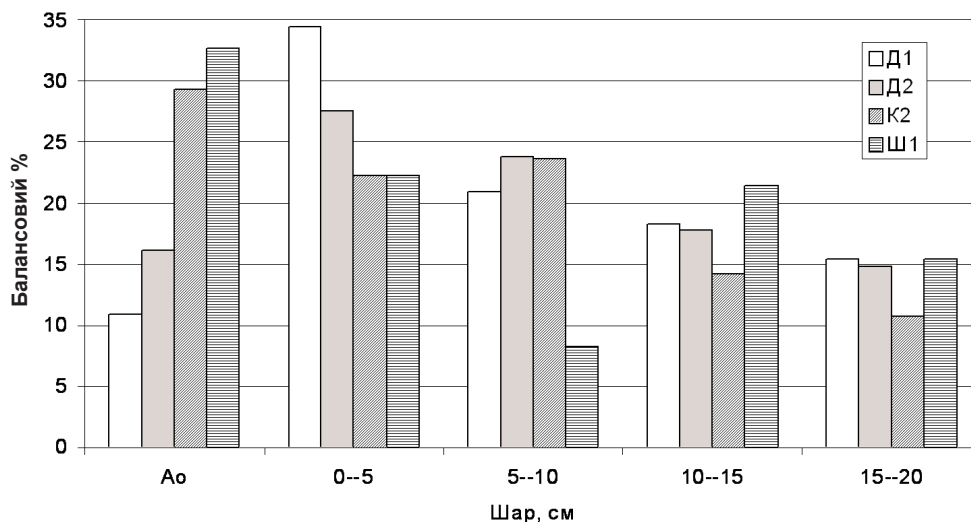


Рис. 1.
Розподіл цинку у ґрунтах досліджених полігонів

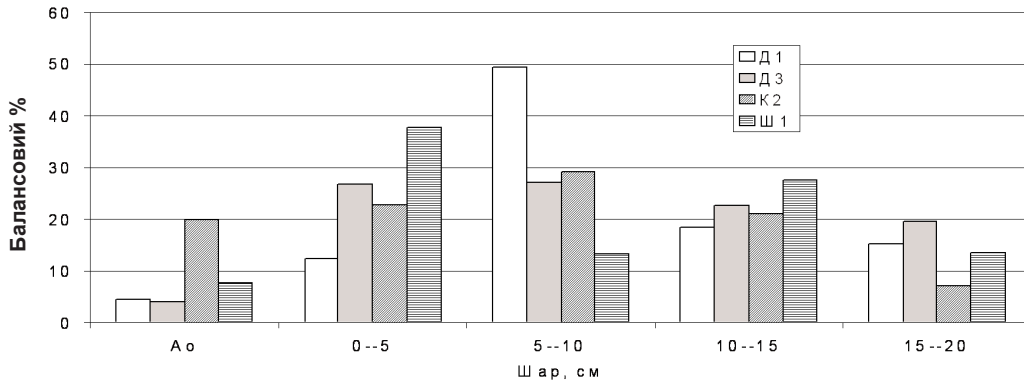


Рис. 2.
Розподіл свинцю у ґрунтах досліджених полігонів

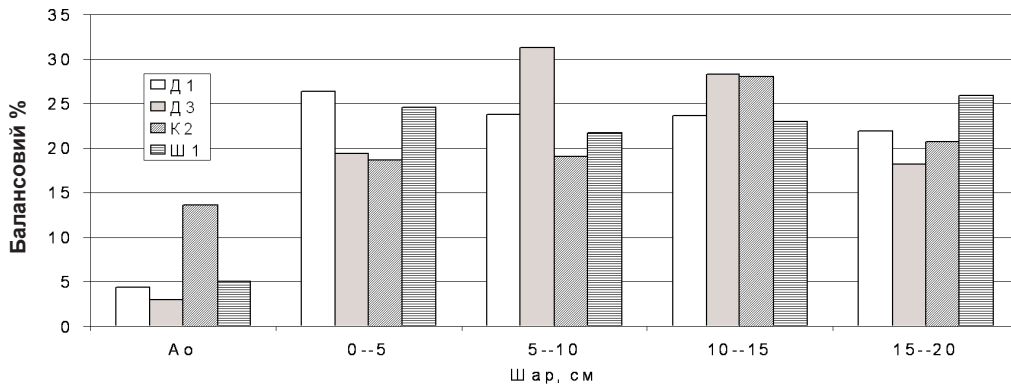


Рис. 3.
Розподіл стронцію у ґрунтах досліджених полігонів

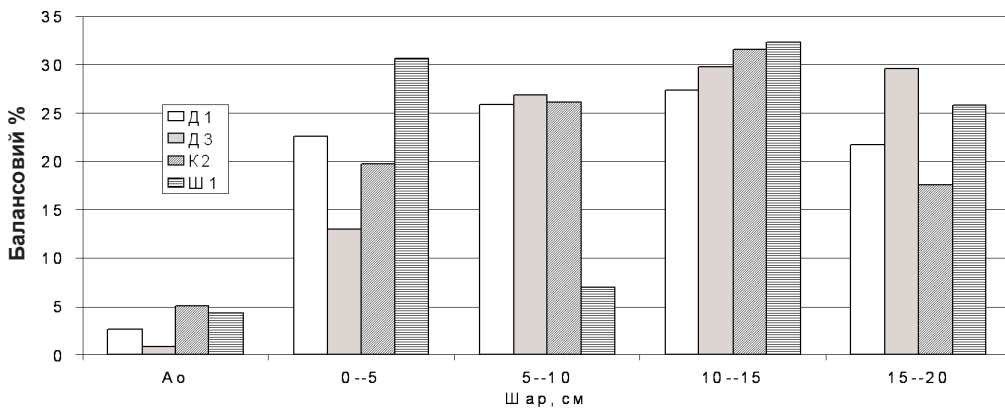


Рис. 4.
Розподіл нікелю у ґрунтах досліджених полігонів

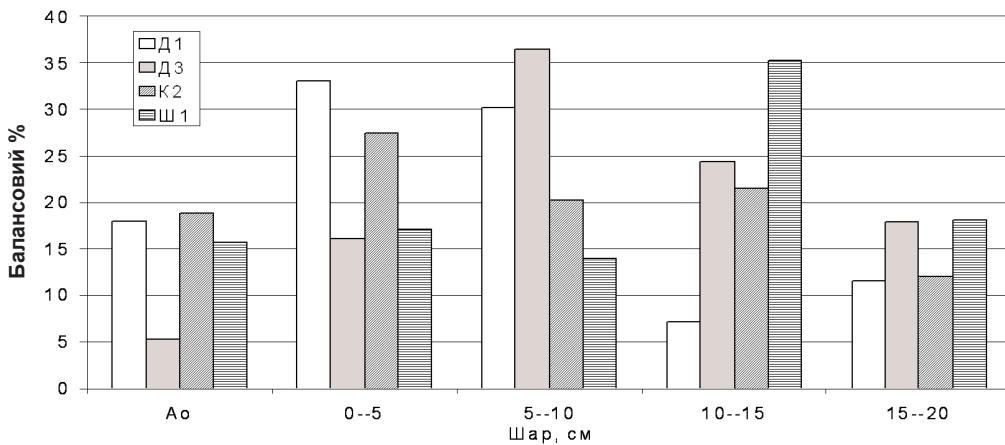


Рис. 5.
Розподіл кадмію у ґрунтах досліджених полігонів

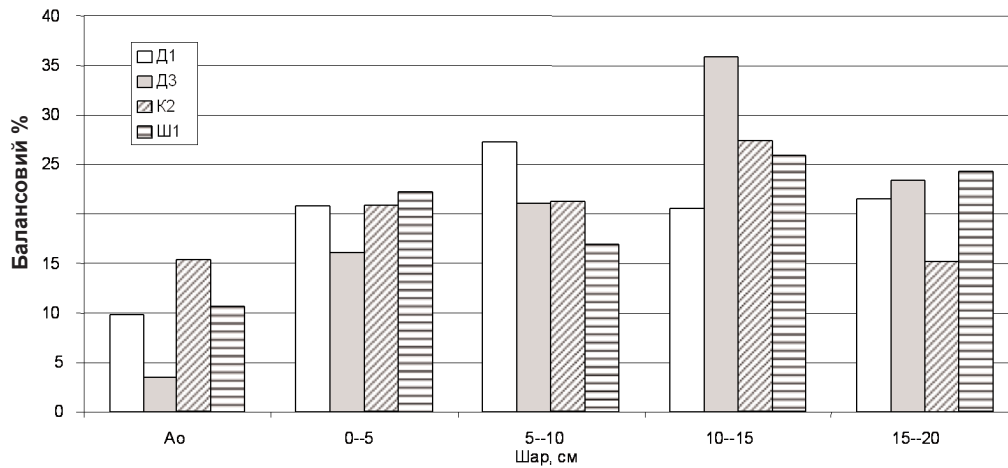


Рис. 6.
Розподіл міді у
грунтах досліджених
полігонів

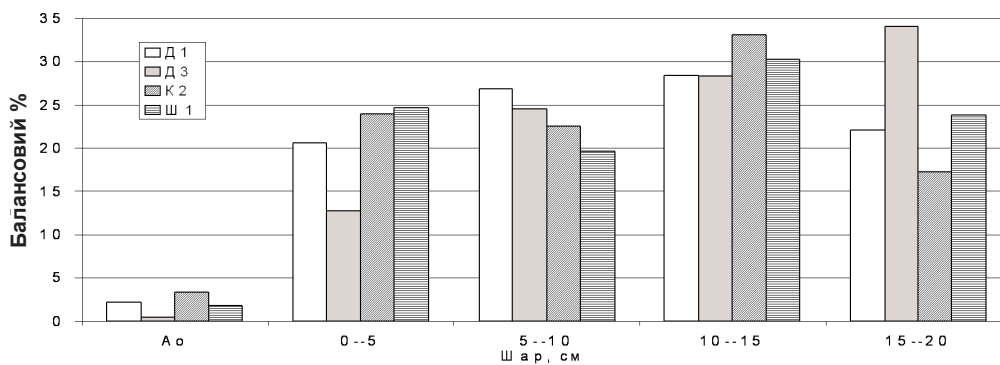


Рис. 7.
Розподіл хрому у
грунтах досліджених
полігонів

різнотравно-зеленомошний. Тип ландшафту транзитно-аккумулятивний, ґрунт вторинно-опідзолений піщаний. Полігон Ш1 знаходиться в 6 кілометрах на захід від ЧАЕС. Фітоценоз – широколисто-сосновий ліс. Тип ландшафту елювіальний, ґрунт слабопідзолистий слабодиференційований піщаний.

Серед розглянутих лісових екосистем переважають сосняки. Лісова підстилка чітко виражена на всіх полігонах, має повнопрофільну будову, що свідчить про природний хід процесів її формування. Середня товщина підстилки на всіх полігонах становить 4–5 см. Склад опаду в підстилці представлений хвойно-моховим компонентом. Запаси органічної речовини в складі підстилки знаходяться в межах 2–10 кг·м⁻².

У ґрунтовому профілі, відібраному до глибини 20 см влітку 1995 р., та підстилці дослідних полігонів досліджено вміст Zn, Pb, Sr, Ni, Cd, Cu, Cr. Питомий вміст важких металів перераховано на щільність забруднення та виражено у балансових відсотках від загального вмісту в 1 м² ґрунтового профілю.

Балансовий розподіл Zn у поверхневих шарах ґрунту дослідних полігонів (рис. 1) свідчить про акумуляцію металу в напіврозкладеному та розкладеному шарах лісової підстилки на полігонах К2 та Ш1 (близько 30 %). На полігонах Д1 та Д2 Zn акумулюється у шарі 0–5 см. У нижче розташованих мінеральних шарах ґрунту спостерігається зниження балансової частки Zn. При цьому на підстилку у точках спостереження Д1 та Д2 припадає 10–15 % від вмісту металу в ґрунтовому профілі.

У підстилці досліджених полігонів Д1 та Д2 міститься близько 4 % свинцю, частка металу в підстилці полігону К2 сягає 20 % (рис. 2). Акумуляція цього металу в ґрунті полігону Д1 спостерігається у мінеральному шарі 5–10 см (до 50 %). Близько 40 % Pb зосереджено у шарі 0–5 см полігону Ш1. Балансова частка Pb у ґрунтовому профілі К2 поступово зростає до шару 5–10 см до 30 %, нижче – дещо знижується. Загалом розподіл свинцю між підстилкою і п'ятисантиметровими шарами ґрунту у цій точці спостереження досить рівномірний.

У мінеральних шарах ґрунту полігону Д1 Sr розподілений порівняно рівномірно до глибини 20 см з незначною тенденцією до зниження частки металу з глибиною (рис. 3). У підстилці цього полігону міститься близько 4 % стронцію. Аналогічний розподіл характерний для полігону Ш1. У ґрунтах точок спостереження Д2 та К2 розподіл менш рівномірний – спостерігається акумуляція Sr у мінеральних шарах ґрунту нижче 5–15 см. На підстилку у точці спостереження К2 припадає 14 % Sr. Частка Ni у підстилці досліджених полігонів не перевищує 5 %. У мінеральних шарах ґрунту дослідних ділянок розподіл Ni досить рівномірний з тенденцією до акумуляції у шарі 10–15 см (рис. 4). За виключенням ділянки Ш1, де більша частина Ni розподілена між шарами 0–5 та 10–15 см. Акумуляція Cd спостерігається у мінеральних шарах ґрунту 0–5 см (Д1, К2), 5–10 см (Д2) та 10–15 см (Ш1) (рис. 5). На частку підстилочки припадає 15–20 % Cd, за виключенням точки Д2 (5 %).

Тенденції розподілу Cu подібні для ґрунтів усіх досліджених ділянок: спостерігається зростання балансової частки до шару 10–15 см зі зменшенням у нижньому шарі профілю (рис. 6). На підстилку припадає від 3,5 (Д2) до 15 % (К2) Cu. Розподіл Cr між мінеральними шарами ґрунту дослідних полігонів рівномірний з тенденцією до акумуляції у шарі 10–15 см (рис. 7). На підстилку припадає не більше 3 % Cr від запасу у ґрунтового профілі.

Висновки. Нами розглянуто розподіл важких металів на дослідних ділянках лісових екосистем радіоактивно забруднених територій Чорнобильської зони відчуження. Рівномірність розподілу Cr, Cu, Ni, Sr між мінеральними шарами ґрунту та незначна частка їх, що припадає на лісову підстилку, а також відповідність фоновим значенням свідчить про їхнє природне походження. Розподіл Zn, Pb, Cd у ґрунтах дослідних ділянок нерівномірний, тенденції балансового розподілу металу між підстилкою та мінеральними шарами ґрунту не співпадають для різних полігонів. Особливо це характерно для Zn, який акумульовано у напіврозкладеній підстилці, що свідчить про його техногенне походження.

1. Самчук А.І., Кураєва І.В. та ін. Важкі метали у ґрунтах Українського Полісся та Київського мегаполісу. – К.: Наук. думка, 2006.

2. Кирпичников Н.А., Черных Н.А., Черных И.Н. Влияние антропогенных факторов на распределение тяжелых металлов в почвах ландшафтов юга Московской области // Агрохимия. – 1993. – № 2. – С. 93–101.

3. Жовинский Э.Я., Кураева И.В. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины. – К.: Наук. думка, 2002. – 213 с.

4. Ягодин Б.А. Микроэлементы в биологии и их применение в сельском хозяйстве и медицине. – Архангельск, 1990. – Т. 1.

5. Міцкевич Б.Ф. Геохімічні ландшафти Українського щита. – К.: Наук. думка, 1971.

6. Гуральчук Ж.З. Механизмы устойчивости растений к тяжелым металлам // Физиология и биохимия культурных растений. – 1994. – т. 26, № 2.

Исследовано содержание тяжелых металлов в почвах лесных экосистем Чернобыльской зоны отчуждения. На основе полученных данных рассчитано балансовое содержание тяжелых металлов в почвенном профиле опытных участков. Определены закономерности распределения тяжелых металлов в лесной подстилке и слоях почвы.

Maintenance of heavy metals in soils of the forest ecosystems of Chernobyl Exclusion zone is explored. Balance distribution of heavy metals in soil profile of experimental areas has been studied. The regularities of heavy metals distribution in the forest bedding and layers of soil are discussed.