

Радіоекологічний стан ґрунтів сільськогосподарських угідь Житомирського Полісся

Василюк Тетяна Павлівна, ст. 5-го курсу агроекологічного факультету
Державного агроекологічного університету (м. Житомир)
Наукові керівники: Малиновський Антон Станіславович, професор
Васенков Григорій Іванович, доцент

За 18 років, які минули з часу аварії на Чорнобильській АЕС, визначилися географія і рівень радіоактивного забруднення ландшафтів. Рівні і масштаби їх радіоактивного забруднення оцінені на основі питомої активності цезію - ^{137}Cs у верхньому шарі ґрунту.

Відомо, що випадання радіонуклідів на ґрунт відбувалося як за рахунок повільного дифузійного сухого осідання, так і конвективного вологого вимивання атмосферними опадами, що в поєднанні з геоморфологічними факторами та ландшафтними характеристиками місцевості визначило ясно виражену плямисту структуру радіоактивного забруднення.

На поверхню ґрунту радіонукліди потрапили в результаті гравітаційного осідання крупнодисперсних частинок, сухих випадінь шляхом затримання дрібних частинок і газів на поверхні і вологих випадінь з атмосферними опадами. Радіоактивний слід у північних районах Полісся в межах Житомирської і Київської областей сформувався осіданням випадінь паливних частинок з радіонуклідним складом, близьким до складу продуктів ділення в реакторі на момент аварії.

Пізніше на цей слід наклались випадіння аерозольних частинок конденсаційного типу, збагачених переважно радіоцезієм, які сформували забруднення у вигляді “цезієвих” плям. Таким чином, радіоактивне забруднення лісоаграрних ландшафтів Полісся України визначає радіоцезій.

Надходження радіоцезію вглиб ґрунту проходить не лише у вільній іонній формі, але й у вигляді комплексних сполук. Швидкість розкладання рослинності складає не менше 1-2 роки. Незафіксована частина радіонуклідів вступає в контакт з поглинаючим комплексом ґрунту одразу після осідання в результаті вимивання опадами.

Безпосередньо в ґрунті мобільність радіонуклідів визначається швидкістю та міцністю сорбції вилужених радіонуклідів твердою фазою ґрунту.

Трансформація форм проходить повільно (Ю.О. Иванов, М.О. Лоцилов та інш., 1992). У ґрунтах Полісся вертикальний розподіл водорозчинного ^{137}Cs коливається від сотих часток відсотка в шарі 0-1 см, до 0,7-0,9% у нижче розташованих шарах. В обмінному стані ^{137}Cs більше, особливо в збагачених органічними речовинами ґрунтах. Основна ж частина знаходиться в необмінному стані, причому 36-70% міцно зв'язана кристалічною структурою ґрунтових мінералів. Щільне закріплення радіоцезію обумовлене залученням його в склад кристалічної решітки глинистих мінералів шляхом ізоморфного заміщення калію в структурі мінералів.

Поведінка радіоцезію у довкіллі залежить від того, в якій початковій хімічній формі він потрапив на поверхню ґрунту і як трансформується та перерозподіляється в ґрунтовому поглинаючому комплексі.

Радіоцезій, як більшість хімічних елементів, міститься в ґрунтах в основному у трьох формах: водорозчинній, обмінній і необмінній, необоротно сорбованій кристалічною решіткою мінералів. Форми знаходження радіоцезію в ґрунті варіюють просторово в межах радіоактивно забруднених територій. Форми радіоцезію в ґрунті, будучи найважливішим фактором його вторинної міграції, варіюють залежно від типу ґрунту та агрофону. У дерново-підзолистих ґрунтах концентрація необмінних форм ^{137}Cs значно перевищує концентрацію його обмінних і водорозчинних форм.

Для ґрунтів під лісовими насадженнями характерна відносно висока концентрація обмінних і водорозчинних форм радіоцезію.

Необмінні форми ^{137}Cs у дерново-підзолистих ґрунтах значно перевищують обмінні і водорозчинні (табл. 1). Відносно високий вміст обмінних (до 16,6%) і водорозчинних (1,4%) форм радіоцезію характерний для ґрунтів під лісовими насадженнями у порівнянні із ріллею та перелогом.

1. Форми ^{137}Cs в ґрунтах різних агрофонів (с. Яжберень, Народицький район, 2001р.)

Агрофон, тип ґрунту	Щільність забруднення кБк·м ⁻²	Форми цезію-137, %		
		необмінні (6М НСl)	обмінні (CH ₃ COONH ₄)	водорозчинні (H ₂ O)
Рілля, дерново-середньопідзолистий, супіщаний	163	94±0,8	5,4±0,04	0,6±0,14
Лісова смуга, дерново-середньопідзолистий глинисто-піщаний	240	82±0,6	16,6±0,08	1,4±0,09
Колишня рілля, (зона відселення) зі злаковим різнотрав'ям	630	90±0,3	9,1±0,10	0,9±0,11

Необмінні форми включені в кристалічну решітку мінералів і необоротно пов'язані з нерозчинними фракціями органічної речовини. У складі геміцелюлози, лігніну і целюлози утримується 43,9±3,43; 25,3±3,00; 15,7±2,33% радіоцезію від його вмісту в органічній речовині дерново-підзолистого ґрунту (М.И. Долгилевич, Г.И.Васенков, 2001).

Активність верхнього шару досліджених дерново-середньопідзолистих ґрунтів в межах експериментальних величин, поряд з іншими факторами, що визначають розповсюдження радіоцезію, має зв'язок із вмістом гумусу при коефіцієнті кореляції 0,80 (рис.1)

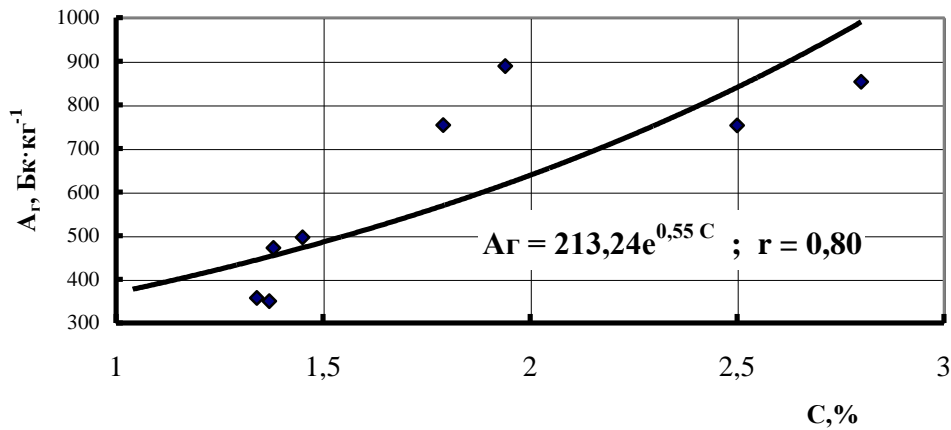


Рис. 1 Зв'язок активності 0-10 см шару дерново-підзолистих ґрунтів ($A_{г}$, $Bк \cdot кг^{-1}$) із вмістом гумусу (C , %)

Проведені дослідження показали, що глинисті і мулуваті фракції, займаючи в легких за гранулометричним ґрунтах всього лише 0,6÷6,2%, несуть в собі значну частину балансу активності радіоцезію. За всіма вивченими різновидностями ґрунтів активність ^{137}Cs у виділеній глинистій фракції перевищує його питому активність в орному шарі та у ґрунті загалом: для важко-суглинкових - у півтора рази, середньосуглинкових - у два, супіщаних - у 4-5 разів і зв'язнопіщаних - у 6-7 разів. Залежно від гранулометричного складу ґрунту активність ^{137}Cs у глинистій фракції зростає у 15,9 – 7,1 разу порівняно із загальною активністю загалом. Причому перевищення активності ^{137}Cs в глинистій фракції ґрунту характерне для всіх щільностей його забруднення (табл. 2.).

Залежність активності радіоцезію в глинистій фракції ґрунту від його вмісту в ґрунтах легкого гранулометричного складу має особливості при достатньо високому ступені кореляційного зв'язку (рис. 2.). Дані особливості проявляються в різкому збільшенні активності ^{137}Cs у глинистій фракції ґрунту з її забрудненням від 500 до 2000÷2500 $Bк \cdot кг^{-1}$.

2. Характеристика активності ^{137}Cs у глинистій фракції дерново-підзолистого ґрунту по відношенню до ґрунтів різної щільності забруднення (шар 0-10 см, фракція < 0,01 мм - 0,6-6,2 %)

Щільність забруднення, $кБк \cdot м^2$ ($Кі \cdot км^2$)	Питома активність ^{137}Cs , $Bк \cdot кг^{-1}$			Перевищення активності в глинистій фракції над ґрунтом, разів
	ґрунту	глинистої фракції	% від активності глинистої фракції	
37,0-111,0 (1,0-3,0)	610 ± 26	4171 ± 123	$11,6 \pm 2,1$	$7,1 \pm 0,8$
111,1-185,0 (3,1-5,0)	952 ± 18	13258 ± 201	$12,3 \pm 1,8$	$13,8 \pm 1,3$
185,1-259,0 (5,1-7,0)	1822 ± 74	24427 ± 413	$22,3 \pm 4,6$	$13,6 \pm 1,1$
259,1-370,0 (7,1-10,0)	2300 ± 134	36470 ± 321	$25,4 \pm 6,4$	$15,9 \pm 3,2$

>370,0 (>10,0)	3811±202	49536±830	8,2±1,3	9,2±2,1
-------------------	----------	-----------	---------	---------

Потім відбувається падіння активності до забруднення $\approx 4000 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, з наступною стабілізацією. У цьому випадку очевидно в межах питомої активності $2000 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, в ґрунтах легкого гранулометричного складу відбувається максимальне насичення цезієм фракцій ґрунтів $< 0,01 \text{ мм}$.

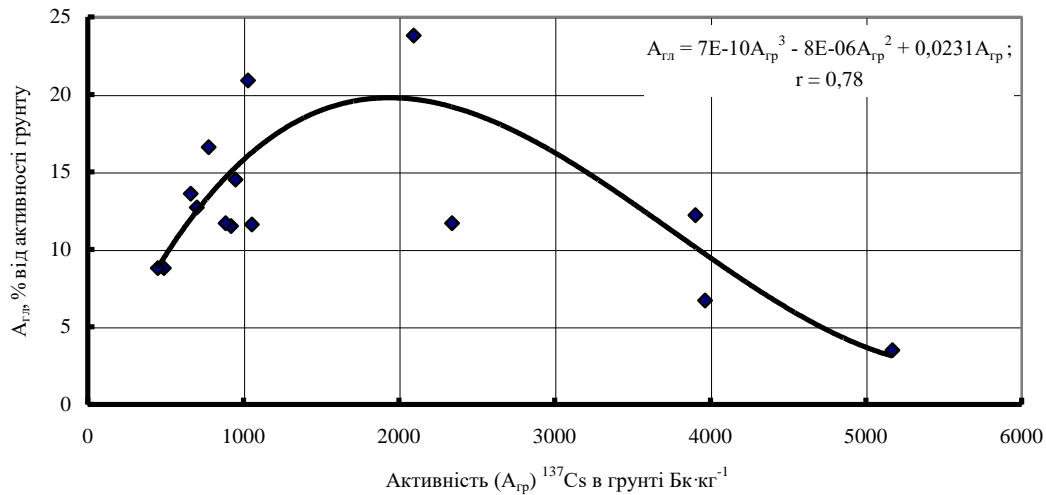


Рис. 2 Залежність вмісту ^{137}Cs у глинистій фракції ($A_{\text{ґл}}$, %) від його активності в ґрунтах легкого гранулометричного складу, що не оброблюються ($A_{\text{ґр}}$, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$)

Висока активність глинистих і мулуватих фракцій ґрунту є наслідком їх великої фізичної поглинаючої здатності у вигляді адсорбції ^{137}Cs за рахунок сильної диспергованості та наявності тонкодисперсних фракцій з великою сумарною поверхнею.

Питома активність радіоцезію зростає із зменшенням розмірів фракцій (рис. 3).

Між питомою активністю ^{137}Cs і розміром структурних фракцій у середньому за період існує зв'язок при коефіцієнті кореляції 0,68.

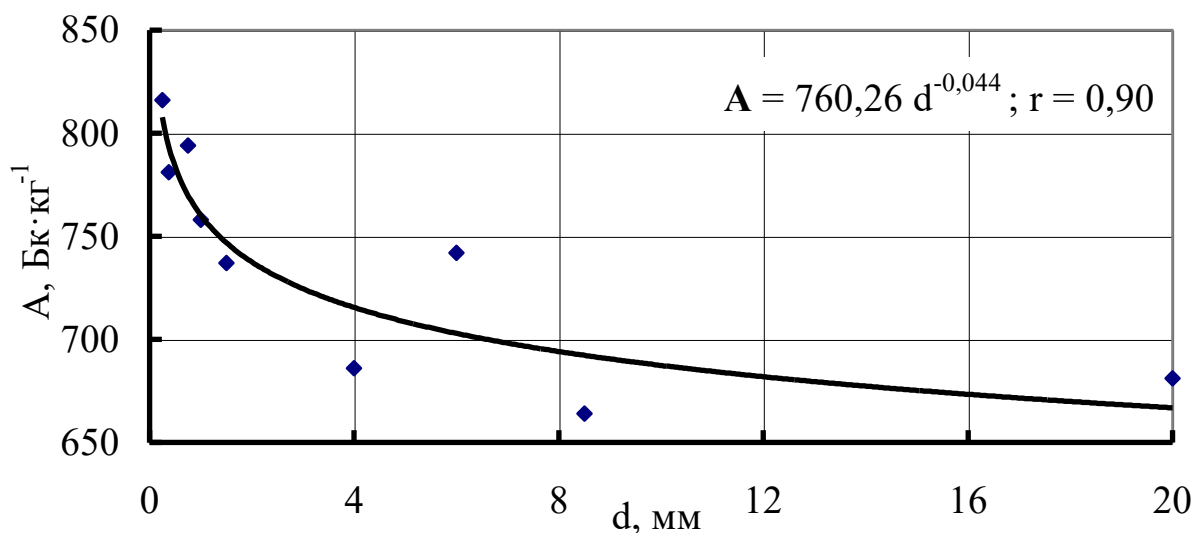


Рис 3.3. Залежність питомої активності радіоцезію (Бк·кг⁻¹) від розміру структурних фракцій (d, мм) дерново-підзолистого ґрунту

Таким чином, сумісний вплив ряду факторів та процесів, які визначили фракціонування суміші продуктів ядерного ділення і нейтронної активності в момент викиду із зруйнованого реактора, їх перенесення в атмосфері та надходження на поверхню ґрунту, зумовило надзвичайно неоднорідне за радіонуклідним складом і щільністю забруднення ландшафтів. На даний час ґрунти агроландшафтів Полісся мають складний радіоекологічний стан, відбувається перерозподіл радіоактивності по горизонтальних і вертикальних складових ландшафтів. Форми перебування ¹³⁷Cs у ґрунтах різні, їх співвідношення неоднакове і не постійне в часі і просторі. Глиниста фракція дерново-підзолистих ґрунтів різного гранулометричного складу є основним “носієм” ¹³⁷Cs, який міститься у верхньому шарі ґрунту .

Література

1. Динамика мобильных форм цезия-137 выпадений аварийного выброса ЧАЭС в почвах / Иванов Ю.А., Лоцилов Н.А., Орешич Л.А. и др. // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. Науч. Тр. / Под ред. Н.А. Лоцилова. – К.: 1992. – С. 43 – 56.
2. Долгилевич М.И., Васенков Г.И. Активность ¹³⁷Cs в органическом веществе почв под лесными насаждениями в связи с накоплением в растениях. // Агроекологічний журнал. К. – 2001. - №1. – С.31-34