

## Розділ 5. Міграція поллютантів у системі ґрунт - рослина

### 5.1. Поняття про міграційну здатність забруднювачів у ґрунті

Актуальним питанням є контроль забруднення ґрунтів різними хімічними елементами, у тому числі і важкими металами. У даному розділі приводиться приклад наближеної оцінки розмірів зони забруднення ґрунтів важкими металами, запропонований Б.К. Бліновим [45].

Якщо розглядати термін “забруднення” як збільшення вмісту якогось хімічного елемента, або їх сукупності, то поняття “забруднення ґрунтів даним поллютантом” – це збільшення його концентрації у шарі ґрунту. Обмежимося розглядом верхнього шару ґрунту, в якому розміщується коренева система рослин. Цей шар ґрунту може бути джерелом забруднення сільськогосподарської продукції, а також вторинним джерелом забруднення повітря. На поверхневий шар постійно надходять забруднювачі від різних джерел. Ці забруднювачі включаються у різні біогеохімічні процеси міграції, які визначаються природою поллютанта і виносяться із шару ґрунту, який розглядається. Вміст хімічного елемента у поверхневому шарі у будь – який момент часу  $t$  можна представити як функцію ряду параметрів, які характеризують міграцію елемента:

$$C_t = C(t, \alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_n) \quad (5.1)$$

де  $\alpha_1$  — параметр, який характеризує міграцію елемента, що розглядається, на границі ґрунту із сусіднім середовищем.

У першому наближенні можна розглядати п'ять основних процесів, які визначають міграцію хімічних елементів:

- надходження елемента на поверхню ґрунту;
- винос із поверхневим водним стоком;
- міграція у глибокі шари ґрунту;
- відчуження із урожаєм;
- випаровування.

Маючи на увазі ці процеси, можна представити зміну запасу елемента у ґрунтовому шарі на одиниці площі за проміжок часу  $dt$  у вигляді:

$$dU = dW - dV - dR - dF - dM \quad (5.2)$$

де  $dU$  — зміна запасу інгредієнта у шарі ґрунту за час  $dt$  на одиниці площі;  $dW$  — надходження інгредієнта на елементарну площу за час  $dt$ ;  $dV$  — винесення інгредієнта із шару ґрунту водним стоком;  $dR$  — винесення в рослини і відчуження з урожаєм;  $dF$  — випаровування;  $dM$  — винесення у більш глибокі шари ґрунту.

Очевидно, що про забруднення можна говорити коли надходження елемента буде більшим за його винесення:

$$dW > dV + dR + dF + dM \quad (5.3)$$

Зручно оперувати не абсолютними величинами компонентів міграції, а з їх відношенням до регіонального фонового рівня  $U_{\Phi}$  забруднення кореневого шару ґрунту даним елементом:

$$v = \frac{dV}{U_{\Phi}}, \quad r = \frac{dR}{U_{\Phi}}, \quad f = \frac{dF}{U_{\Phi}}, \quad d = \frac{dM}{dW}$$

$v$ ,  $r$ ,  $f$  и  $d$  — параметри, які характеризують частину запасу елемента, що виноситься, відповідно, водним стоком, урожаєм, випаровуванням та ґрунтовими процесами міграції.

Отже, умову забрудненості ґрунту можна записати у вигляді:

$$v + r + f < (1 - d) \frac{dW}{U_{\Phi}} \quad (5.4)$$

Вказані тут основні елементи балансу речовини визначаються ґрунтово – кліматичними умовами і їх експериментальне визначення дозволяють оцінювати зону техногенного забруднення [45].

Розглянемо випадок забруднення ґрунту атмосферними викидами промислових підприємств. У цьому випадку необхідно використати залежності рівня забрудненості від віддалі до джерела викидів, які отримані у попередньому розділі. Проте часто використовують більш просту апроксимацію залежності густини потоку забруднення на підстилаючу поверхню від віддалі  $x$  до джерела, а саме:

$$dW = P_0 e^{-kx} dt + P_{\Phi} dt \quad (5.5)$$

де  $k$  — коефіцієнт, який залежить від напрямку та швидкості вітру;  $P_0$  — максимальне значення густини потоку елемента в районі джерела;  $P_{\Phi}$  — фоновий рівень потоку.

Таким чином, для віддалі від джерела, на якій буде відбуватися забруднення, отримуємо:

$$x < \frac{1}{k} \ln \frac{P_0 dt}{h C_{\Phi} \rho (r + v + f) - P_{\Phi} t (1 - d)} \quad (5.6)$$

де  $h$  — товщина кореневого шару ґрунту,  $C_{\Phi}$  — регіональна фоновіа концентрація елемента у ґрунті,  $\rho$  — об'ємна густина ґрунту.

Для прикладу, у таблиці 5.1.1. приведені параметри, що характеризують міграційну здатність деяких хімічних елементів в орних дерново – підзолистих ґрунтах Підмосков'я.

У першому наближенні, в рамках одного і того ж ґрунтового – кліматичного регіону параметри  $C_{\Phi}$ ,  $r$ ,  $v$ ,  $f$  і  $d$  можна вважати заданими і постійними. Тоді розміри зони забруднення будуть залежати лише від максимальної густини потоку елемента на поверхню, тобто від атмосферних викидів.

Табл. 5.1 Значення параметрів міграції для випадку орних дерново – підзолистих середньо – суглинистих ґрунтів, характерних для Підмосков'я [45].

Елемент	СФ, млн-1	Параметр			
		v	r	f	d
Ртуть	0,05	0,040	0,005	0,60	0,06
Кадмій	0,50	0,035	0,004	-	0,35
Свинець	22	0,010	0,004	-	0,20

## 5.2. Поведінка полютантів у ґрунті

Незалежно від того, де з'явилися полютанти – в прісноводній екосистемі чи на вегетативній поверхні рослин, більша частина полютантів буде, рано чи пізно, знаходитись у ґрунті. Цим визначається значення досліджень взаємодії полютантів із ґрунтовими компонентами, їх розподілу між твердою та рідкою фазами ґрунту. В кінцевому рахунку саме ці характеристики й визначають ймовірність надходження полютантів із ґрунту в рослини.

Для реалістичних оцінок наслідків довготривалого перебування в навколишньому середовищі полютантів необхідно оцінити швидкість їх міграції у ґрунті та ймовірність переходу у інші компоненти екосистеми.

Чорнобильська аварія, яка призвела до значного викиду радіоактивних матеріалів у атмосферу, продемонструвала, наскільки великі області навколишнього середовища можуть бути забруднені депонуванням радіоактивності. У такій ситуації, прийняття рішень та менеджмент забрудненими сільськогосподарськими територіями в значній мірі залежать від нашої здатності передбачити, як, і в якій мірі, вихідне забруднення може призводити до забруднення харчових продуктів. Крім того, ефективність моделей прогнозу визначається рівнем нашого розуміння механізмів, що управляють переходом радіоактивних речовин у системі ґрунт–рослина.

Багато обставин ускладнюють ідентифікацію найбільш важливих параметрів, що визначають переходи забруднюючих речовин із ґрунту в рослини, і, таким чином, виконання прогнозу. Зокрема, відомі фактори переносу, що фігурують у прогностичних моделях, підлягають багатьом змінам, природа яких залишається незрозумілою, оскільки теорія процесів взаємодії радіонуклідів із ґрунтовими частинками, міграція радіонуклідів у ґрунті, як сильно неоднорідному середовищі, і, нарешті, теорія проникнення радіонуклідів через кліткові мембрани у внутрішні тканини рослин, у багато чому знаходиться на низькому рівні розвитку.

Ситуація ускладнюється тим, що при екологічному моніторингу, з метою визначення ризику проживання населення на забрудненій території, за звичай, вимірюється коефіцієнт накопичення  $T_r$ , який визначається як відношення питомого вмісту, наприклад, радіонуклідів у сухій біомасі рослини (Бк/кг) до питомого вмісту радіонуклідів у сухій масі ґрунту (Бк/кг), або ж коефіцієнт переходу, що визначається по відношенню до густини поверхневого забруднення ґрунту (Бк/м<sup>2</sup>). В той же час, у динамічних математичних моделях, що найбільш часто використовуються для оцінки і прогнозу радіоекологічної ситуації на забрудненій території, а також для

модельовання міграції радіонуклідів харчовими ланцюгами, використовується швидкість поглинання (вірніше, ймовірність поглинання за одиницю часу) рослиною радіонуклідів  $k$ . Ця величина має розмірність 1/час. Наприклад, рівняння надходження радіонуклідів у рослину записується у вигляді

$$\frac{dQ_p}{dt} = \lambda + \kappa Q_{ss} - \chi Q_p, \quad (5.7)$$

де  $Q_p$  і  $Q_{ss}$  – вміст радіонуклідів у рослині та ґрунтовому розчині відповідно,  $\lambda$  – швидкість надходження радіонуклідів із зовні, наприклад, із атмосфери, а  $\chi$  – швидкість зворотного виходу радіонуклідів із рослини внаслідок вимивання атмосферними опадами, корневих виділень і т.д.

Величина  $k$  має зрозумілу фізичну інтерпретацію – це швидкість потоку частинок через поверхню кореневої системи рослини. Вона може бути розрахована по аналогії із хімічними реакціями в конденсованому середовищі, теорія яких на сьогодні досить добре розроблена. Однак, безпосереднє вимірювання цієї величини досить ускладнене. З іншого боку, величина  $T_r$  легко вимірюється, але не має чіткої фізичної інтерпретації. Дійсно, визначення  $T_r$  включає до розгляду вміст радіонуклідів у твердій фазі ґрунту, як в обмінній, так і у фіксованій формах, у той час, як хімічні елементи, що безпосередньо взаємодіють із кореневою системою, знаходяться у ґрунтовому розчині. Ефективний характер величини  $T_r$  ускладнює інтерпретацію експериментальних залежностей від фізико-хімічних властивостей ґрунту, від зовнішніх умов і т.д. У той же час, із метою розвитку математичних моделей, що дозволяють адекватно оцінювати ризик проживання населення на забрудненій радіонуклідами території, стан навколишнього середовища і для прогнозування радіоекологічної ситуації, необхідно знайти функціональні залежності  $T_r$  від параметрів, що описують властивості ґрунту, а також параметрів, які визначаються гідрометеоумовами. Тому необхідно встановити зв'язок між експериментально вимірюваною величиною  $T_r$  і теоретичною величиною  $k$ .

У даному розділі з'ясовуються деякі базові фізичні і фізико-хімічні процеси, що визначають потік забруднювачів в аграрних екосистемах – кореневе поглинання та взаємодію їх із ґрундово-вбирним комплексом, щоб мати можливість передбачати вплив забруднення і застосовувати контрзаходи, направлені на зменшення негативних наслідків наявності в агроекосистемах такого виду забруднення.

Основними факторами, які визначають процес надходження елементів у рослини є склад ґрунтового розчину та концентрація в ньому різних елементів. Концентрація елементів у рослинах залежить не тільки від їх концентрації у ґрунті в цілому, а перш за все від розподілу елементів між твердою та рідкою фазами [46].

Розвиток фізичних та біофізичних моделей переходу полютантів і, взагалі, мікроелементів із ґрунту в рослини має як самостійне, наукове, значення так і прикладне: Функціональні залежності від фізико-хімічних параметрів ґрунту та від параметрів, що характеризують зовнішні умови, що мають бути отримані при такому підході, можуть бути використані при моделюванні, наприклад, різних контрзаходів, спрямованих на зменшення ступеня забрудненості рослинної, а відтак, і тваринницької сільськогосподарської продукції.

Детально розглядаються одновалентні елементи цезій і його аналог – калій, але всі результати з точністю до позначень легко переносяться на випадок інших хімічних елементів.

Випадок взаємного впливу елементів різної валентності розглядається також аналогічно, однак, у цьому випадку, окрім умови збереження числа частинок, необхідно враховувати умови збереження заряду. У випадку однакової валентності ці умови співпадають.

### *5.3. Якісні характеристики переходу забруднювачів із ґрунту в рослину*

Для експериментального визначення інтенсивності переходу полютантів із ґрунту в рослини використовується поняття коефіцієнтів переходу. В основі його лежить експериментальне визначення відношення питомого забруднення рослинницької продукції до забруднення ґрунту і наступного використання його, в прогностичних цілях, як коефіцієнта пропорціональності між забрудненням рослин та ґрунту. В залежності від застосованої методики вимірювань ступеня забрудненості ґрунту, на сьогодні існує декілька визначень цієї величини [47].

*Агрегований коефіцієнт переходу  $T_{agg}$*  визначається як відношення вмісту активності у рослинах (Бк кг<sup>-1</sup> свіжої маси або Бк кг<sup>-1</sup> сухої маси) до густини забруднення ґрунту (Бк м<sup>-2</sup>). Ця величина корисна для швидкої, але наближеної оцінки інтенсивності переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини, особливо на першому після аварійному періоді. Агрегований коефіцієнт переходу широко використовується у практичних цілях.

*Коефіцієнт переходу  $T_r$*  (концентраційне співвідношення, у вітчизняній літературі – коефіцієнт накопичення) віднесений до стандартного шару ґрунту.  $T_r$  визначається як відношення концентрації активності у рослині (Бк  $\text{кг}^{-1}$  свіжої маси, або Бк  $\text{кг}^{-1}$  сухої маси) до концентрації активності у ґрунті (Бк  $\text{кг}^{-1}$  сухої маси) у при поверхневому шарі стандартної висоти (0,2 м для орного ґрунту, та 0,1 м для пасовищ). Концепція величини  $T_r$  була розроблена для використання для випадку агроєкосистем, де радіонукліди розподілені по шару ґрунту більш – менш рівномірно. Як і агрегований коефіцієнт переходу,  $T_r$  має обмежену застосовність, особливо у випадку ґрунтів з вираженою шаровою будовою та при явному вертикальному профілю концентрації забруднення.

Таблиця 5.2. Коефіцієнти переходу  $^{137}\text{Cs}$  із ґрунту в кормові культури, КП (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>) (на природну вологість рослин) в різні роки

Культура	Тип ґрунту, рН сольової витяжки					
	Дерново-підзолисті, 4.5-5.5			Чорнозем, 6.6-7.5		
	1987	1990	1994	1987	1990	1994
Сіно природних	20.0	6.2	4.1	-	-	-
Сіно сіяних трав	4.8	4.0	2.9	0.40	0.20	0.10
Вика	3.2	3.0	2.1	0.20	0.15	0.10
Конюшина	2.7	2.0	0.6	0.21	0.17	0.10
Люпин	2.2	1.8	1.4	-	-	-
Люцерна	1.4	1.1	0.8	0.10	0.08	0.06
Кормовий буряк	0.80	0.41	0.28	0.28	0.13	0.04
Кукурудза на си-	0.50	0.30	0.15	0.06	0.03	0.01
Кратність розбіжностей, рази	40	21	27	7	7	10

*Коефіцієнт переходу рослина – ґрунтовий розчин -  $T_{sr}$* . З огляду на те, що біологічно доступними полютантами, перш за все, є ті, що знаходяться у ґрунтовому розчині, рядом дослідників, внесена пропозиція про необхідність введення у розгляд величини, яка є відношенням вмісту радіонуклідів у рослинах (Бк  $\text{кг}^{-1}$  свіжа мас, або Бк  $\text{кг}^{-1}$  суха маса) до вмісту у ґрунтовому розчині (Бк л<sup>-1</sup>).

*Коефіцієнт переходу, віднесений до специфічних горизонтів ґрунту*  $Tr$  визначається як відношення питомого вмісту забрудненості рослинницької продукції (Бк кг<sup>-1</sup> свіжа маса, або Бк кг<sup>-1</sup> суха маса) до вмісту забрудненості у специфічному шарі ґрунту. Таке визначення було запропоноване наприкінці 80 років і обумовлене, головним чином, потребами моделювання міграції радіонуклідів у лісовій екосистемі, зокрема для прогнозування ступеня забрудненості грибів, особливо після визначення локалізації міцелію різновидностей грибів у лісах.

Таким чином, вихідним є співвідношення:

$$Tr = \frac{Q_p (Bq/kg)}{Q_S (Bq/kg)} \quad (5.8)$$

Знання цієї величини для даної пари «різновидність ґрунту – вид рослини» дозволяє здійснювати прогнозування ступеня забрудненості даного виду рослин, що вирощується на даному ґрунті.

У практичній екології часто використовується коефіцієнт виносу (КВ) полютантів з біомасою, тобто кількість забруднення, що виноситься із ґрунту з урожаєм. Так, у випадку радіонуклідів, коефіцієнт виносу визначається наступним чином [48]:

$$K_B = \frac{C \cdot Y}{A}, \quad (5.9)$$

де  $C$  - питома концентрація радіонуклідів у рослинах (Бк/кг),  $Y$  - урожай в кг з 1 км<sup>2</sup>,  $A$  - густина радіоактивного забруднення в Бк/км<sup>2</sup>. Зокрема, коефіцієнт виносу використовується при оцінці ефективності фіторемідації - очищенні забруднених ґрунтів за допомогою рослин з великими коефіцієнтами накопичення.



