

РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ОЦІНКИ РАДІАЦІЙНИХ НАСЛІДКІВ ВИКОРИСТАННЯ  
ЗАБРУДНЕНИХ АГРОЦЕНОЗІВ

О. П. Кравець, Д. М. Гродзинський, Ю. О. Павленко

*Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України, Київ*

Розроблено екологічну модель оцінки радіаційних наслідків надходження радіонуклідів у трофічні ланцюжки. Модель включає три модулі й враховує: комплекс процесів самоочищення ґрунту; трансформацію біологічної доступності радіонуклідів та вплив цього процесу на довгострокові зміни коефіцієнта переходу "ґрунт - рослина"; міграцію радіонуклідів у трофічних ланцюжках та надходження в організм людини. Проведено всебічну кількісну характеристику радіоекологічної якості агроценозів Українського Полісся з різноманітними вихідними природними характеристиками, надано ретроспективне відновлення та прогноз складної динамічної картини впливу надходження  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у рослину на радіаційні наслідки використання їх продукції.

## Вступ

Формування радіаційних наслідків Чорнобильської аварії - процес, що визначається не тільки безпосередньо масштабами та особливостями викидів, але й комплексом діючих на момент аварії та в поставарійний період природних та соціальних факторів. Зокрема, на формування доз людини від внутрішнього опромінення, пов'язаного із вживанням забруднених харчів, крім рівнів, масштабів та радіонуклідного складу забруднення, значною мірою впливають:

*екологічні параметри агроценозів (тип ґрунту, зволоження), що визначають темпи включення радіонуклідного забруднення в трофічні ланцюжки;*

*соціально-економічні фактори, що впливають на масштабність державних контрзаходів (відселення, повне вилучення землі з використання, поліпшення ґрунтів, зміна структури їх використання, вилучення та розподіл забрудненої сільгосппродукції, завіз у забруднені регіони чистих продуктів);*

*характер харчування населення, типовий для забруднених місцевостей;*

*впровадження індивідуальних контрзаходів (обізнаність людей, бажання та можливість харчуватися чистими продуктами).*

Оцінюючи з точки зору сказаного реалії поставарійної ситуації в Україні, треба відзначити надто складний збіг обставин, при яких майже кожен із перерахованих факторів проявляється з негативного боку.

Як відомо, одним з головних наслідків Чорнобильської аварії є значні рівні та величезні масштаби радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь. Це створило умови тривалого та безперервного надходження радіонуклідів у сільськогосподарську продукцію. Погіршення економічної ситуації обумовило те, що соціальний буфер, який мав пом'якшувати дію екологічних негараздів, майже зник і рівень забруднення продуктів харчування та територіальний їх розподіл майже безпосередньо визначається дією природних факторів та особливостей аварії.

У зв'язку з цим метою дослідження була розробка формальної екологічної моделі, що відображає радіаційну ситуацію в Україні та оцінка з її використанням можливого впливу природного розмаїття забруднених агроценозів на динаміку формування та рівні доз від внутрішнього опромінення  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ , що надійшли з харчами, при умові використання без обмежень місцевої продукції.

Відомо, що для сучасної, відновлювальної стадії поставарійного періоду основним механізмом забруднення продуктів рослинного й тваринного (через корми) походження є

включення радіонуклідів у рослинну ланку з ґрунту. Для цих умов загальна потужність потоку радіонуклідів, що надходить у трофічні ланцюжки, визначається двома динамічними змінними: рівнем забруднення ґрунтів та коефіцієнтом переходу “ґрунт - рослина”. Відповідно із сучасними уявленнями як інтенсивність переходу радіонуклідів “ґрунт - рослина”, так і темпи самоочищення ґрунту знаходяться в значній залежності від природних властивостей забруднених агроценозів.

Таким чином, за цих умов екологічні особливості забруднених територій стають важливим фактором, що обумовлює складну динамічну картину формування радіаційних наслідків аварії за рахунок трофічного шляху надходження радіонуклідів у організм людини.

Кількісний аналіз формування та надходження потоку радіонуклідного забруднення з агроценозу до людини проведено в ряді сучасних екологічних дозових моделей [1, 2, 3, 4, 5]. Вони застосовувалися для відповідних оцінок у гострому періоді радіоактивних випадів та менш пристосовані до прогнозу в умовах тривалої відновлювальної стадії, коли значну роль у розвитку радіаційної ситуації починають відігравати вихідні природні характеристики забруднених сільськогосподарських угідь.

Специфіка радіонуклідного забруднення території України обумовила те, що проведення оцінок повинно враховувати ґрунтове розмаїття, притаманне забрудненим агроценозам, та вплив цього фактора не тільки на коефіцієнти переходу “ґрунт - рослина”, але й на темпи самоочищення та динаміку біологічної доступності радіонуклідів. У зв'язку з цим модель об'єднує три модулі. Перший розглядає довгостроковий з урахуванням природних механізмів цього процесу прогноз самоочищення ґрунтів різних типів від  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Другий - це довгостроковий прогноз головних тенденцій динаміки коефіцієнтів нагромадження  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  рослиною в умовах змін рухомості радіонуклідів. Третій - інтенсивність надходження радіонуклідів в організм людини з продуктами харчування.

Оцінки базуються на сучасній радіоекологічній інформації, яку одержано в дослідженнях поведінки радіонуклідів у ґрунті, надходження в рослину та міграції в трофічних ланцюжках. Для проведення розрахунків розроблено відповідну екологічну дозову модель, що враховує ці основні складові процесів ґрунтового шляху включення забруднення в біологічний обіг.

### Екологічна модель оцінки радіаційних наслідків (ЕМОРН) використання забруднених агроценозів

#### Перший модуль. Оцінка швидкості природного очищення ґрунтів

Дослідження та оцінку темпів природного очищення ґрунту проведено з використанням моделі трансформації розчинності та міграції радіонуклідів у ґрунті [6]. Ця модель є об'єднанням модифікованого рівняння масопереносу, що широко використовується в радіоекології, та двох кінетичних рівнянь зміни в розчинності елементів:

$$\partial A_m / \partial t = D/R \partial A_m^2(t) / \partial^2 x - V/R \partial A_m(t) / \partial x + K_{hm} A_h(t) + K_{cm} A_c(t) - \lambda A_m(t) - \beta A_m(t),$$

$$dA_h/dt = - (K_{hm} + \lambda) A_s(t),$$

$$dA_c/dt = \beta A_m(t) - (K_{cm} + \lambda) A_s(t),$$

$$A_s(t) = A_c(t) + A_h(t), \quad (1)$$

де  $A_m$  - питома радіоактивність рухомої частини забруднення;  $A_s$  - питома радіоактивність, що знаходиться в необмінному стані;  $A_h(t)$  - у вигляді “гарячих” частинок та ( $A_c(t)$ ) - закріплена в кристалічних ґратках мінералів ґрунту;  $\lambda$  - константа радіоактивного розпаду

для певного радіонукліда;  $K_{hm}$  - відносна швидкість розчинення "гарячих" частинок;  $K_{cm}$  - відносна швидкість десорбції радіонуклідів із мінеральної складової ґрунту;  $\beta$  - відносна швидкість переходу до необмінносорбованого стану;  $D$  - коефіцієнт дифузії;  $V$  - коефіцієнт інфільтрації;  $R = 1 + \rho K_d/Q$  - фактор уповільнення міграції, пов'язаний з пористістю середовища;  $K_d$  - коефіцієнт розподілу радіонукліда між розчинною та сорбованою фракцією;  $Q$  - специфічний для кожного ґрунту об'єм пористого простору,  $\rho$  - питома щільність ґрунту.

У теперішній час не існує методів хімічного розрізнення необмінних форм на паливні частинки та незворотносорбований стан, пов'язаний із включенням у кристалеві гратки мінералів ґрунту [7]. Разом із тим за останні роки з'явилися відомості про спільність поведінки паливних частинок та частинок ґрунту із включеними радіонуклідами [8]. Це дало підстави для об'єднання стану (компаратментів)  $A_c(t)$  та  $A_h(t)$  в компартмент нерухомих форм  $A_s(t)$  та переходу до більш спрощеної моделі загального вигляду:

$$\begin{aligned} \partial A_m / \partial t &= D/R \partial A_m^2(t) / \partial^2 x - V/R \partial A_m(t) / \partial x + K_{sm} A_s(t) - \lambda A_m(t) - \beta A_m(t), \\ dA_s / dt &= \beta A_m(t) - (K_{sm} + \lambda) A_s(t). \end{aligned} \quad (2)$$

При параметризації такої системи стало можливим використання єдиної відносної швидкості як для розчинення паливних частинок, так і для процесу десорбції радіонуклідів з мінералів ґрунту, тобто  $K_{hm} = K_{cm} = K_{sm}$ .

Проведені розрахунки показали, що для  $^{137}\text{Cs}$  час напівочищення ґрунтів перерахованих типів знаходиться в інтервалі від 280 до 360 міс. Аналогічні оцінки для  $^{90}\text{Sr}$  свідчать, що для цього більш мобільного елемента час напівочищення знаходяться в інтервалі від 220 до 267 міс [6, 9].

### Другий модуль. Прогноз основних тенденцій довгострокової поведінки коефіцієнта нагромадження радіонуклідів рослиною

В основу дослідження головних тенденцій динаміки коефіцієнта нагромадження було покладено загальноприйняте положення про те, що надходження радіонуклідів як і інших мінеральних елементів у рослину та питома активність біомаси в області низьких та наднизьких концентрацій лінійно залежить від рухомої компоненти, тобто

$$A_p(t) = \kappa A_m(t). \quad (3)$$

Питома активність ґрунту експериментально оцінюється як сума рухомих та малорухомих форм забруднення

$$A_l = A_m(t) + A_s(t). \quad (4)$$

У такому разі коефіцієнт нагромадження буде прямо пропорційно залежати від співвідношення рухомих та малорухомих форм, тобто

$$K_n = A_p / A_l = \kappa A_m(t) / (A_s(t) + A_m(t)). \quad (5)$$

Вираз (5) дозволяє безпосередньо, виходячи з поведінки рішень динамічної системи (2) оцінювати головні тенденції поведінки коефіцієнта нагромадження для радіонуклідів різних геохімічних властивостей. Такі оцінки було здійснено, і в розрахунках надходження радіонуклідів в організм прийнято, що час напівзниження коефіцієнта переходу "ґрунт - рослина" для  $^{137}\text{Cs}$  для ґрунтів різних типів становить 8 - 10 років [10].

### Третій модуль. Оцінка формування потоку радіонуклідів “агроценоз – людина”

Для встановлення кількісного взаємозв'язку між ланкою “грунт - рослина”, з якого починається формування та забруднення трофічних ланцюгів, та можливими радіаційними наслідками використання продукції забруднених агроценозів було розвинуто наступну субмодель міграції радіонуклідів по трофічним ланцюгам та їх надходження в організм людини з врахуванням розмаїття типів ґрунту та рослинницької продукції [11, 12].

Формальна модель розглядає ситуацію, при якій забруднення організму радіонуклідами відбувається при їх надходженні з продуктом  $j$ -типу, що у випадку його рослинного походження (картопля, листові овочі) безпосередньо формується на ґрунті  $i$ -типу з певним рівнем забруднення  $A_{1i}(t)$ , а у випадку тваринного походження – пов'язане з ланкою “грунт - рослина” як початком трофічних ланцюжків декількома проміжними етапами (рослини - корми - тварина - молоко, рослини - корми - тварина - м'ясо) та відповідно декількома коефіцієнтами переходу. У даному випадку тип ґрунту та продукту, що з нього одержується, характеризується певним коефіцієнтом переходу “грунт - рослина”  $K_{ij}$ , і питомою активністю  $A_{2ij}$  продукту  $j$  можна визначити в загальному вигляді як

$$A_{2ij}(t) = K_{ij}(t) A_{1i}(t). \quad (6)$$

Для певної вікової групи  $n$  існує й певна швидкість надходження цього продукту (кг/доба), яка дорівнює  $V_{jn}$ . Тоді за рахунок продукту  $j$  добове надходження радіоактивності до організму становить

$$Q_{nij}(t) = V_{jn} A_{2ij}(t) = V_{nj} K_{ij}(t) A_{1i}(t). \quad (7)$$

Таким чином, залежність (7) безпосередньо відображає внесок активності в організм за рахунок продукту  $j$ -типу, пов'язаного своїм формуванням із ґрунтом  $i$ -типу, поточний рівень забруднення якого становить  $A_{1i}(t)$ .

При цьому рівень надходження радіоактивності в організм за рахунок повного раціону або за рахунок його основних, залежних від віку, складових становить

$$Q_m(t) = \sum_1^j Q_{nji}(t) = \sum_1^j V_{jn} K_{ij}(t) A_{1i}(t). \quad (8)$$

Рівняння (8) в узагальненому вигляді відображає залежність функції надходження радіонуклідів в організм від раціону людини, його вікової залежності, структури використання та типу ґрунту, де починають формування трофічні ланцюжки (коефіцієнт  $K_{ij}(t)$ ), рівня його забруднення  $A_i(t)$  - тобто характеристик, які в загальному випадку є динамічними.

Представлення функції надходження забруднення в організм у такій формі дає можливість:

введення в розрахунок та кількісне врахування впливу на функцію надходження міграційних процесів у ґрунті та їх інтенсивності залежно від його типу ( $A_{1i}(t)$ );

врахування динамічної природи коефіцієнтів переходу “грунт – рослина” і далі, по трофічних ланцюжках;

врахування ефективності різних форм контрзаходів як таких, що впливають на рівень забруднення продукту через дію на рівень забруднення ґрунту ( $A_{1i}(t)$ ) та біологічну рухомість забруднення ( $K_{ij}$ ), так і тих, що впливають на структуру забрудненого раціону ( $V_{jn}$ ). Наприклад, вапнування ґрунту знижує рухомість забруднення й одночасно коефіцієнт переходу “грунт - рослина”, що може бути враховано при конструкції функції надходження.

Одержання в загальному вигляді швидкості надходження радіонуклідів в організм дозволяє записати основне для розрахунку дози кінетичне рівняння, яке таким чином

враховує дію екологічних факторів на можливе нагромадження радіоактивності в організмі та формування дози [14, 15]

$$D = K_n \int_0^T Q_{nj}(t) dt$$

або

$$D_{in} = K_n \sum_0^T \sum_1^J V_{jn} K_{ij}(t) A_{1i}(t) = K_n \sum_0^T Q_{ni}(t), \quad (12)$$

де  $K_n$  - залежний від віку дозовий коефіцієнт (Зв/Бк поглинутої активності) є ефективною еквівалентною дозою за життя на надходження одиниці активності, тобто дозовим коефіцієнтом для вікової групи  $n$ ;  $Q_{nj}(t)$  - надходження активності з раціоном;  $T$  - час надходження.

### Параметризація моделі

Розрахунки проведено для шести основних типів ґрунту Українського Полісся: дерново-підзолистого супіщаного (1), дерново-підзолистого легко- та середньосуглинистого (2), дерново-підзолистого важкосуглинистого (3); сірого лісового (4), чорнозему (5) та торф'яно-болотного (6). Для параметризації моделі було створено бази даних, одержаних при радіоекологічному та радіобіологічному дослідженнях забруднення довкілля, і враховано:

кількісні параметри вертикальної міграції – коефіцієнти дифузії та інфільтрації для ґрунтів різних типів [16, 17];

швидкість руйнації малорухомих форм забруднення та швидкість “старіння” радіонукліда, що впливають на коефіцієнти переходу радіонуклідів “ґрунт - рослина” [7, 16, 17];

коефіцієнти переходу “ґрунт - рослина” для основних типів рослинної продукції та ґрунтів Українського Полісся [17, 18, 19, 20, 21, 22];

коефіцієнти переходу “корми – продукція тваринництва” [23, 24, 25];

дані про рівні радіонуклідного забруднення сільськогосподарських угідь України - карти РН-забруднення Державного Комітету України по геології та використанню надр та Мінчорнобиль України [17];

структура раціону та його модифікації для окремих вікових груп (1 - 3, 3 - 7, 7 - 12, 12 - 17, 17 - 70 років). Ці оцінки ґрунтувалися на рекомендаціях МКРЗ для умовної людини та зведеннях по фактичному вжитку по Україні [26];

сучасні оцінки радіаційного ризику та дозові коефіцієнти, рекомендовані в останніх публікаціях МКРЗ [13, 14].

### Розрахунки радіаційних наслідків

Запропонована радіоекологічна модель (ЕМОРН) дозволяє проведення комплексу оцінок впливу екологічних факторів на інтенсивність надходження радіонуклідів у трофічні ланцюжки та його внеску в радіаційні наслідки аварійного забруднення довкілля. Розрахунки залежності від типу ґрунту річних референтних доз ( $\text{мкЗв/кБк/м}^2$ ), пов'язаних ґрунтовим вжитком забрудненої продукції, показали, що ґрунтове розмаїття агроценозів, яке впливає на інтенсивність надходження в рослинну ланку трофічних ланцюжків, обумовлює значну територіальну варіабельність можливих референтних доз, діапазон яких для Українського Полісся становить від 0,21 (чорнозем (5)) до 10,5  $\text{мкЗв/кБк/м}^2$  (торф'яно-болотний ґрунт(6)) по  $^{137}\text{Cs}$  та від 0,75 до 6,6  $\text{мкЗв/кБк/м}^2$  по  $^{90}\text{Sr}$  відповідно (рис. 1 і 2).

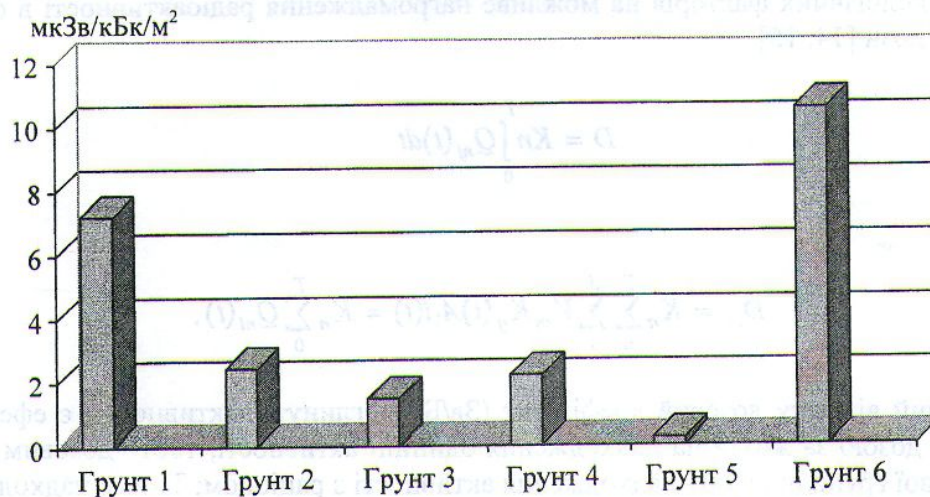


Рис. 1. Залежність від типу ґрунту агроценозу, де формуються трофічні ланцюжки, річних референтних доз для дорослих від інкорпорованого <sup>137</sup>Cs.

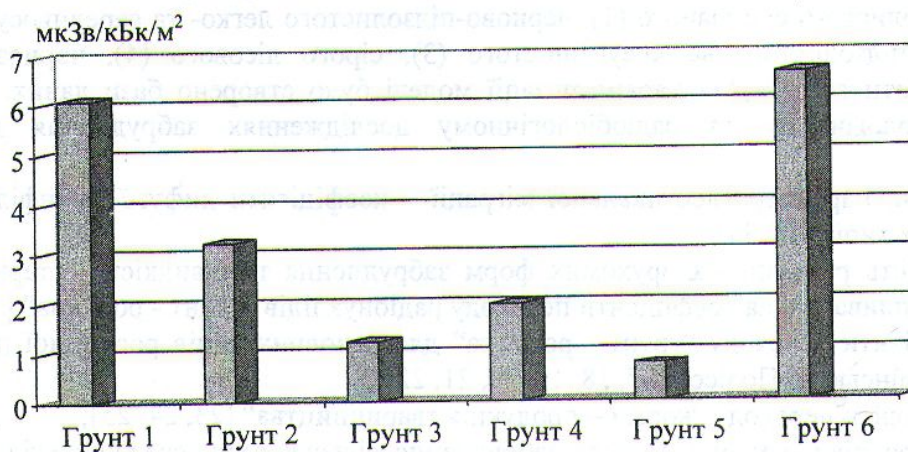


Рис. 2. Залежність від типу ґрунту агроценозу, де формуються трофічні ланцюжки, річних референтних доз для дорослих від інкорпорованих <sup>90</sup>Sr.

Базуючись на цих розрахунках було побудовано найпростіші номограми, що встановлюють зв'язок між типом ґрунту з довільним рівнем забруднення та річною дозою (рис. 3 і 4).

Для агроценозів, що мають різні типи ґрунту проведено розрахунок динаміки річних доз від інкорпорованих <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr. Ці розрахунки враховували комплексний вплив на функцію надходження  $Q(t)$  як змін у часі коефіцієнта переходу "ґрунт - рослина", так і рівня очищення ґрунту (рис. 5 і 6) і свідчать про значну чутливість цього процесу до дії екологічних факторів.

Досліджена динаміка нагромадження доз за життя (70 років) (рис. 7 і 8) також свідчить про суттєву залежність як рівнів, так і динаміки нагромадження дози від екологічної якості довкілля. Рівні референтних доз, нагромаджених за життя, можуть знаходитися в інтервалі від 7 (чорнозем) до 298 мкЗв/кБк/м<sup>2</sup> (торф'яно-болотний ґрунт) по <sup>137</sup>Cs та від 25 до 235,5 мкЗв/кБк/м<sup>2</sup> по <sup>90</sup>Sr відповідно. Аналіз одержаних залежностей свідчить, що в процесі нагромадження доз спостерігається зміна діапазону їх варіабельності за рахунок різних темпів екологічного очищення ґрунтів різних типів.

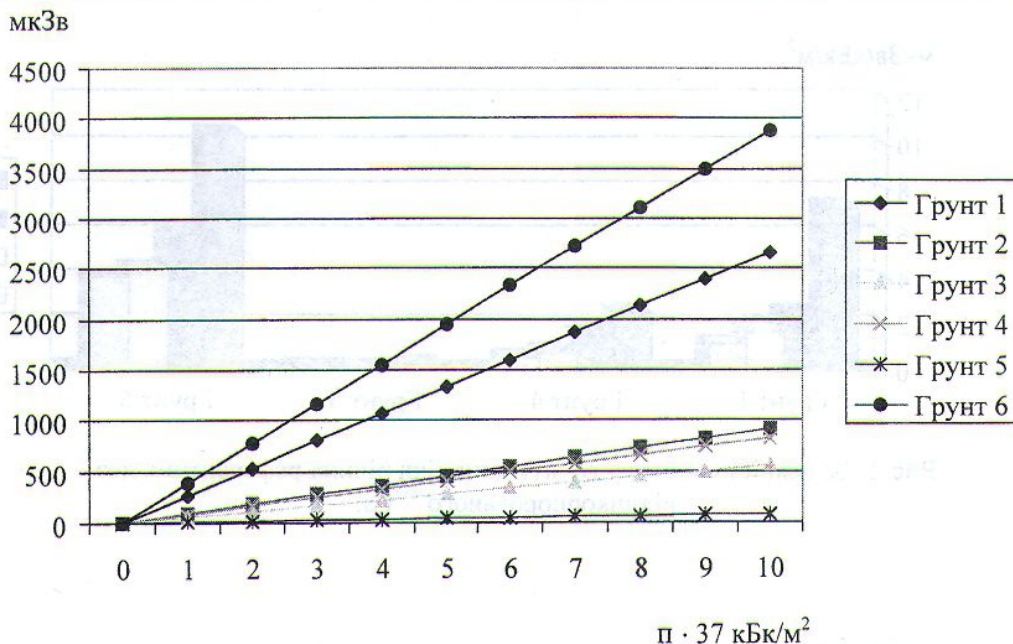


Рис. 3. Залежність від типу та рівня забруднення ґрунту річних очікуваних доз від інкорпорованого  $^{137}\text{Cs}$ .

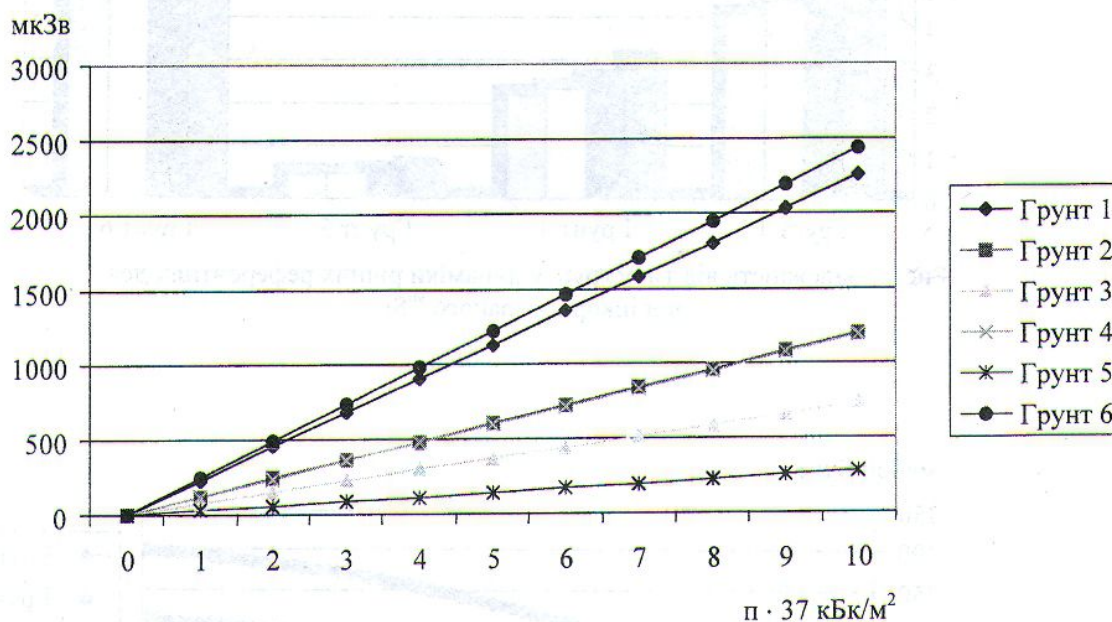


Рис. 4. Залежність від типу та рівня забруднення ґрунту річних очікуваних доз від інкорпорованого  $^{137}\text{Cs}$ .

Останні розрахунки дозволяють перейти від референтних нагромаджених за життя доз, які можна очікувати на ґрунтах різних типів, до доз при довільному рівні забруднення (рис. 9 і 10).

Таким чином, запропонована екологічна модель дозволяє проводити широке коло оцінок та вичерпно визначити вплив різних природних чинників на процес забруднення біологічних ланцюжків та формування доз від інкорпорованих радіонуклідів. Значимість внеску ґрунтового шляху в забруднення трофічних ланцюжків та його залежність від

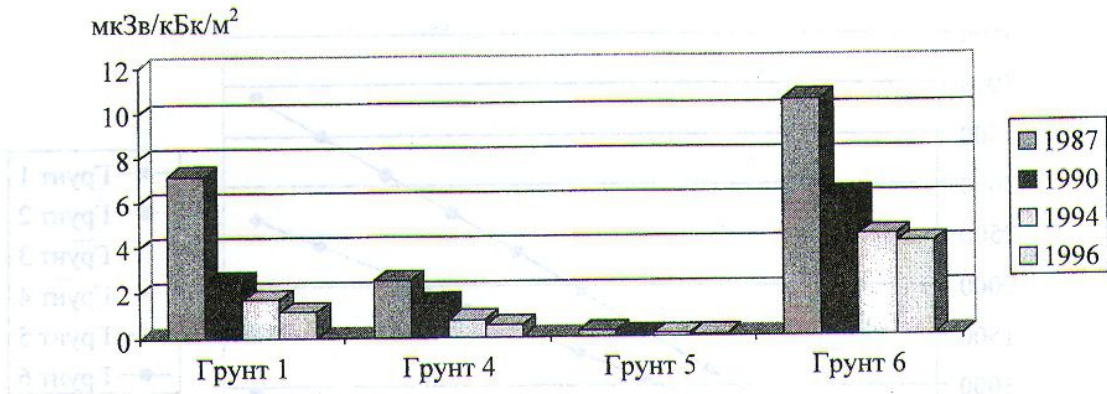


Рис. 5. Залежність від типу ґрунту динаміки річних референтних доз від інкорпорованого  $^{137}\text{Cs}$ .

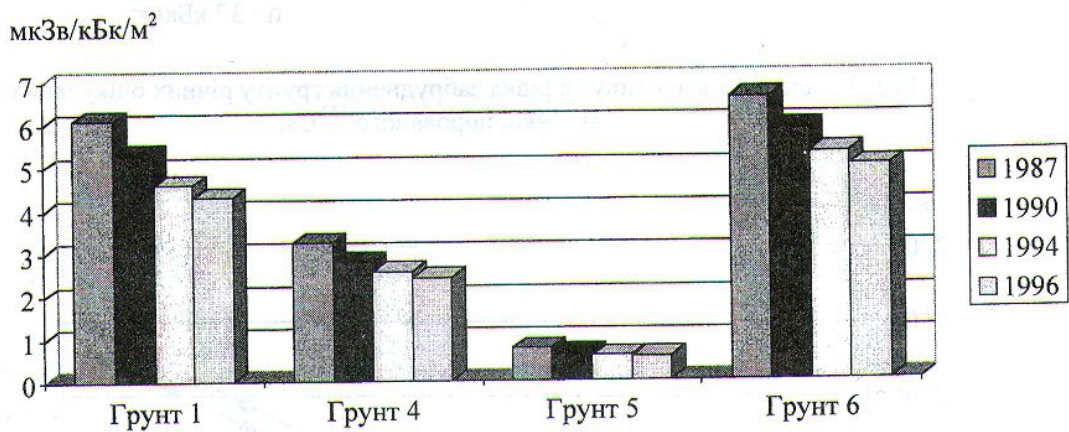


Рис. 6. Залежність від типу ґрунту динаміки річних референтних доз від інкорпорованого  $^{90}\text{Sr}$ .

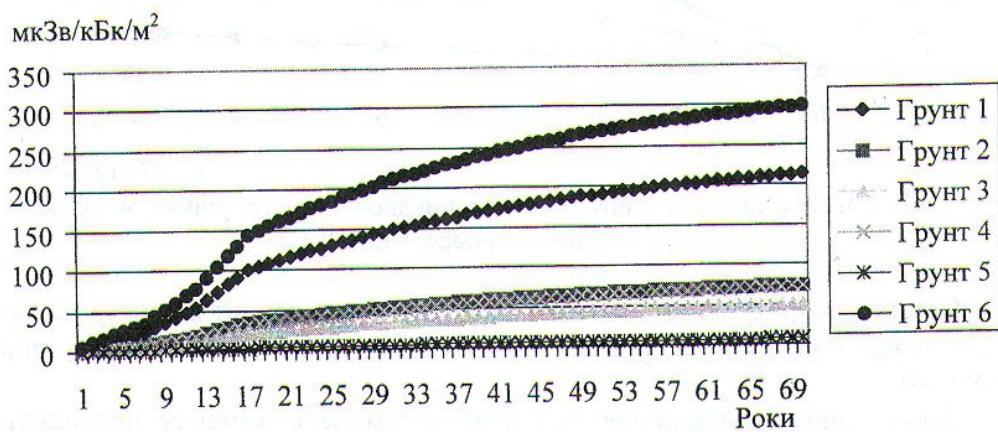


Рис. 7. Вплив типу ґрунту на динаміку нагромадження референтних доз від інкорпорованого  $^{137}\text{Cs}$ .



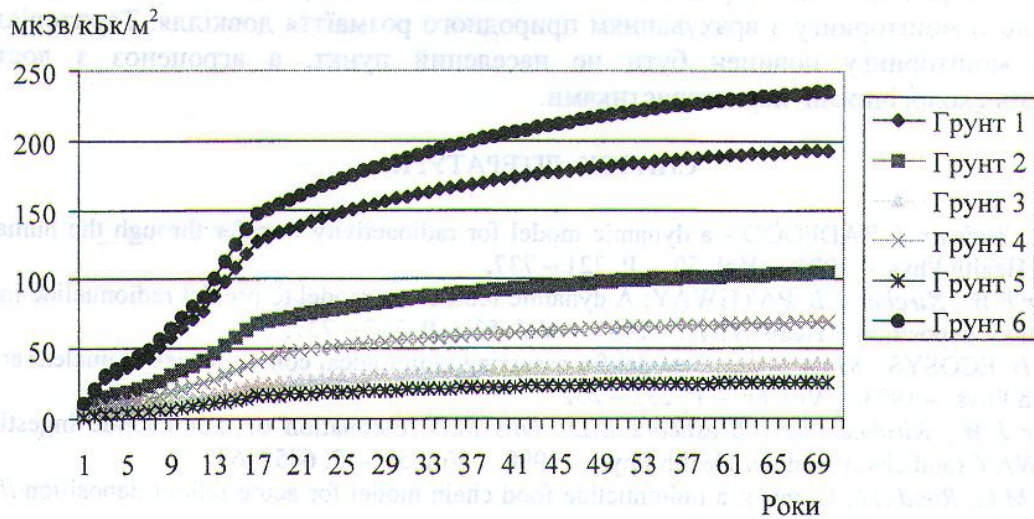


Рис. 8. Вплив типу ґрунту на динаміку нагромадження референтних доз від інкорпорованого <sup>90</sup>Sr.

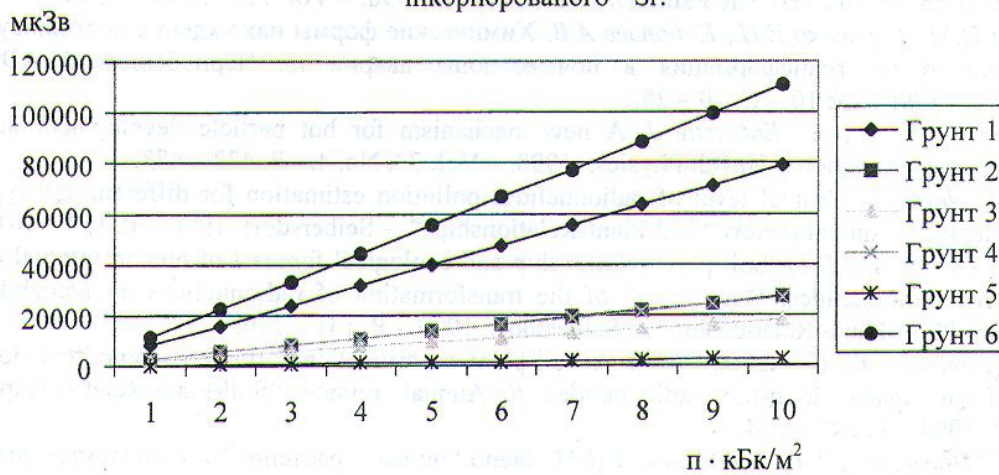


Рис. 9. Залежність від рівня забруднення та типу ґрунту доз нагромаджених за життя від інкорпорованого <sup>137</sup>Cs.

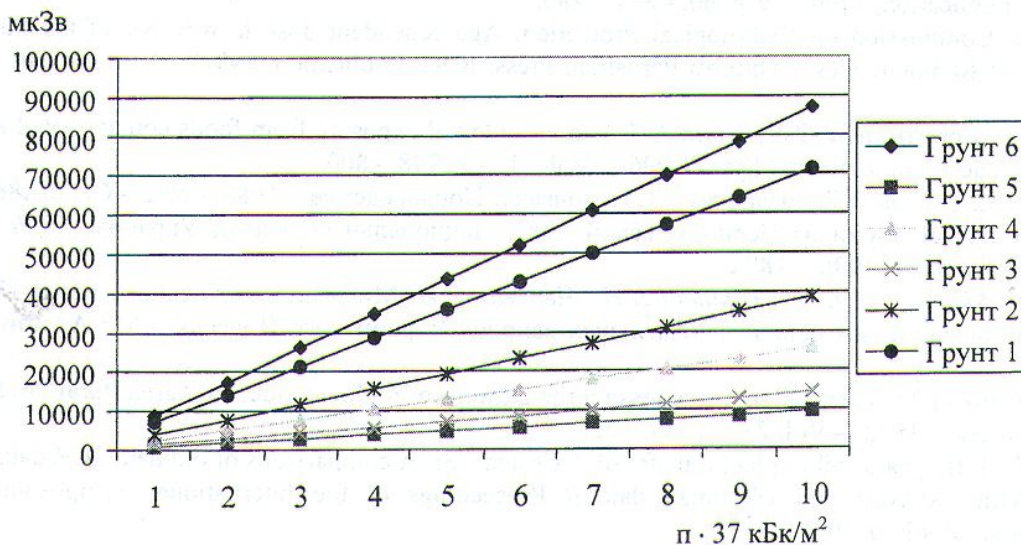


Рис. 10. Залежність від рівня забруднення та типу ґрунту доз нагромаджених за життя від інкорпорованого <sup>90</sup>Sr.

екологічних характеристик агроценозів є такою високою, що вимагає проведення радіологічного моніторингу з врахуванням природного розмаїття довкілля. Територіальною одиницею моніторингу повинен бути не населений пункт, а агроценоз з достатньо однорідними екологічними характеристиками.

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Koch J., Tadmor J. RADFOOD - a dynamic model for radioactivity transfer through the human food chain // Health Phys. - 1986. - Vol. 50. - P. 721 - 737.
2. Whicker F.W., Kircher T.B. PATHWAY: A dynamic food-chain model to predict radionuclide ingestion after fallout deposition // Health Phys. - 1987. - Vol. 52. - P. 717 - 737.
3. Muller H. ECOSYS - 87. A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents // Health Phys. - 1993. - Vol. 64. - P. 232 - 252.
4. Whicker F.W., Kirchner T.B., Breshears D.D., Otis M.D. Estimation of radionuclide ingestion: the PATHWAY food chain model // Health Phys. - 1990. - Vol. 59. - P. 645 - 657.
5. Abbott M.L., Rood A.S. Comida: a radionuclide food chain model for acute fallout deposition // Health Phys. - 1994. - Vol. 66. - P. 17 - 29.
6. Kirchner T.B., Whicker F.W., Anspaugh L.R., Yook C. N. Estimating Internal Dose due to Ingestion of Radionuclides from Nevada Test Site Fallout // Health Phys. - 1996. - Vol. 71. - P. 487 - 502.
7. Бобовникова Ц.М., Вирченко Е.П., Коноплев А.В. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. - 1990. - № 10. - С. 20 - 25.
8. Nageldinger G., Flowers A., Entwistle J. A new mechanism for hot particle development in soil following ionic contamination // Health Physics. - 1998. - Vol. 74, No. 4. - P. 472 - 478.
9. Kravets A., Pavlenko Y. Critical level of radionuclides pollution estimation for different soil type of Ukrainian Polesye // Annual review "Soil-Plant-Relationships". - Seibersdorf, 1996. - P. 154 - 161.
10. Kravets A.P., Grodzinsky D.M. Soil-plant-relationship and ecological forecast of human internal doses from long-lived radionuclides. Dose "cost" of the transformation of radionuclides bioavailability // Annual Review "Soil-Plant-Relationship". - Seibersdorf, 1999. - P. 131 - 139.
11. Kravets A., Pavlenko Y., Grodzinsky D. Link soil-plant as critical in formation committed dose to population from uptake long-life radionuclides // Annual review "Soil-Plant-Relationships". - Seibersdorf. - 1994. - P. 247 - 254.
12. Кравець А.П., Павленко Ю.А., Гродзинский Д.М. Звено "почва - растение" и ожидаемые дозовые нагрузки на человека от инкорпорированных долгоживущих радионуклидов // Радиационная биология // Радиоэкология. - 1996. - Т. 36, вып. 1. - С. 9 - 16.
13. International Commission on Radiological Protection. Recommendation of ICRP. - Oxford: Pergamon Press; ICRP Publication, 1990. - Vol. 60. - P. 1 - 280.
14. International Commission on Radiological Protection. Age-dependent dose to member of the Public from Intake of Radionuclides. - Oxford: Pergamon Press; ICRP Publication, 1990. - Vol. 56, part 1. - P. 1 - 268.
15. Likhtarev I.A., Perevoznikov O.N., Litvinets L.N. et al. Internal exposure from foods contaminated after the Chernobyl accident // Health Phys. - 1996. - Vol. 71. - P. 798 - 800.
16. Фрид А.С., Граковский В.Г. Диффузия  $^{137}\text{Cs}$  в почвах // Почвоведение. - 1988. - № 2. - С. 78 - 86.
17. Десять лет после аварии на Чернобыльской АЭС: Национальный доклад Украины. 1996 г. - Киев: Минчернобыль, 1996. - 187 с.
18. Мухин И.Е., Мусеев А.А., Ноговицина Л.Н., Черныш Е.И. Миграция глобального цезия-137 и стронция-90 по пищевым цепочкам отдельных районов Украинского Полесья. - М.: Атомиздат, 1973. - 114 с.
19. Ng V.C. Review of Transfer factors for assessing the Dose from Radionuclides in Agricultural Products // Nuclear Safety. - 1982. - Vol. 23. - P. 57 - 72.
20. Frissel M.J. Thirty years soil to plant transfer of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$ . A comparisons of old data, IUR data and Russian, White Russian and Ukrainian data // Proceedings of the International Symposium on Radioecology. - Znojmo, 1992.

21. Бондар П.Ф., Лоцилов М.О., Терещенко Н.Р., Масло А.В. Кількісні характеристики накопичення радіоцезію в урожаї сільськогосподарських культур з дерново-підзолистого ґрунту Полісся України // Радіаційна безпека в Україні: Бюлетень НКРЗ. - 1994. - № 2. - С. 12 – 21.
22. *Методика комплексного радіоекологічного і соціально-економічного вивчення сільських районів і господарств на забрудненій території.* - Київ: Минчернобыль України, 1991. - 56 с.
23. Анненков Б.Н. Проблемы и задачи радиоэкологии сельскохозяйственных животных. - М.: Наука, 1980. - 131 с.
24. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. - М.: Энергоатомиздат, 1987. - 208 с.
25. Bertilsson Jan, Andersson Inger, Johanson K.J. Feeding green-cut forege contaminated by radioactive fallout to dairy cows // Health Physics. - 1988. - Vol. 55, No. 6. - P. 855 – 862.
26. 231. МКРЗ. Публикация 23. Человек. Медико - биологические данные. Доклад рабочей группы 2 МКРЗ по условному человеку. - М.: Медицина, 1977. - 780 с.

## РАДИОЛОГИЧЕСКИЕ ОЦЕНКИ РАДИАЦИОННЫХ ПОСЛЕДСТВИЙ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕННЫХ АГРОЦЕНОЗОВ

О. П. Кравец, Д. М. Гродзинский, Ю. А. Павленко

Разработана экологическая модель оценки радиационных последствий поступления радионуклидов в трофические цепочки. Модель включает три модуля и учитывает: комплекс процессов самоочищения ґрунта; трансформацию биологической доступности радионуклидов и влияние этого процесса на долгосрочные изменения коэффициента перехода “ґрунт – растение;” миграцию радионуклидов в трофических цепочках и поступление в организм человека. На ее основе проведена всесторонняя количественная характеристика радиоэкологического качества агроценозов Украинского Полесья с разнообразными исходными природными характеристиками, дано ретроспективное восстановление и прогноз сложной динамической картины влияния поступления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в растение на радиационные последствия использования их продукции.

## RADIOECOLOGICAL ASSESSMENT OF RADIOLOGICAL CONSEQUENCES OF POLLUTED AGROCENOSESE USE

A. P. Kravets, D. M. Grodzinsky, Yu. A. Pavlenko

Assessment of radiological consequences of polluted agrocenose use has been provided. The investigation has been realized on the basis of three-module model of assessment of radiological consequences (EMARC) of polluted agrocenose use. Model takes into account: - transformation of bio availability of radionuclides and long-term forecast of dynamics of soil-plant transfer factor; features of migration  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in system soil-plant and natural clean -up of soil, inclusion and migration of radionuclides in food chains and getting into human organism. Calculations were released as a combination of dynamic models and spreadsheet forms in Quattro Pro, version 4 and Lotus 1 - 2 - 3. Estimations were conducted for agrocenose of Northern Ukraine with six soil types. The obtained results demonstrate the considerable difference among the levels and dynamic formation of committed doses caused by consumption of the polluted food stuffs produced in agrocenose with different types of soil. This difference can reach for both Cs and Sr one order and more.

Надійшла до редакції 23.03.01