

УДК 504.54(045)

В. П. Петрусенко, асп.

Ю. О. Кутлахмедов, д-р біол. наук, проф.

**МОДЕЛЮВАННЯ РАДІОЕКОЛОГІЧНИХ ПРОЦЕСІВ У ГІРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМАХ,
ХАРАКТЕРНИХ ДЛЯ УКРАЇНИ**НАУ, Інститут міського господарства, fod@nau.edu.ua

Для аналізу та моделювання радіоекологічних процесів у гірських екосистемах, типових для території України, використано метод камерних моделей. На підставі літературних та експертних даних вибрано реальні значення швидкостей обміну радіонуклідами між елементами гірського ландшафту. Також використано результати, отримані під час моделювання схилових екосистем, які були трансформовані до умов гірського ландшафту, де швидкості перерозподілу радіонуклідів (Cs-137) значно більші. Екологічну безпеку гірського ландшафту, забрудненого радіонуклідами, оцінено через оцінку дозових навантажень на людей, що використовують типову гірську екосистему для отримання продукції та рекреації. Показано, що в гірській екосистемі відбувається швидке нагромадження дозових навантажень на людей, що може сягати від 6 до 17 % від початкового запасу в екосистемі. Найбільшу екологічну небезпеку становлять випадки, коли під початкове забруднення підпадають усі елементи гірського ландшафту, а не тільки його вершина.

To analyze and simulate radioecological processes in mountain ecosystems typical for regions of Ukraine the method of the box (chamber) models is used. The real values of the rate of radionuclide exchange between the elements of a mountain landscape are specified on the basis of the literature data and the data of experts. Our results on simulation of slope ecosystems were adopted for mountain landscape with considerable greater rate of redistribution of radionuclides (Cs-137). Estimation of ecological safety for a mountain landscape contaminated with radionuclides is carried out on the basis of estimation of the radioactive doses affected people making use of a typical mountain ecosystem for production activity and recreation. It is shown that in a mountain ecosystem there is a rapid accumulation of the limit human radiation dose which may account for 6 – 17% of the initial amount in the ecosystem. It is shown that the events where not only the mountain top but all the elements of the mountain landscape are exposed to initial contamination are the most dangerous.

Вступ

Актуальність теми дослідження полягає у потребі глибокого та детального вивчення природних умов і ресурсів Українських Карпат та Кримських гір, можливостей всебічного раціонального використання в нових суспільно-економічних умовах, збереження та охорони ландшафтних комплексів з огляду на перспективи розвитку Карпатського регіону. Належність частини гірської споруди до території України надає державі міжнародної значущості у співпраці із сусідніми країнами, зокрема в рамках програм розвитку Єврорегіонів. Унікальні, надзвичайно різноманітні ландшафтно-кліматичні умови гірських передгірних районів Українських Карпат гарантують виняткові можливості для розвитку рекреації та туризму, курортного господарства, заповідної справи. Умови проживання та господарювання в горах суттєво відрізняються від рівнинних: специфікою гірських ландшафтів та гірського клімату; розвитком та ходом природних процесів явищ – невластивих для рівнин, не завжди передбачуваних вчасно та прогнозованих; частотою небезпечних гідрометеорологічних ситуацій з катастрофічними наслідками, значними матеріальними моральними збитками.

Українські Карпати – це фізико-географічний край Карпатської гірської країни. Вони простягаються в довжину з північного заходу на південний схід на 280 км, а в ширину з північного сходу на південний захід – на 100–110 км. Площа гірської системи становить 24 тис. км², а разом з Передкарпатською височиною та Закарпатською низовиною – 37 тис. км² [5]. Українські Карпати охоплюють Закарпатську область, значну частину Івано-Франківської, Львівської Чернівецької областей [6].

Аналіз досліджень і публікацій

Значне посилення уваги до екологічних проблем гірських регіонів відбулося після конференції ООН з навколишнього середовища в Ріо-де-Жанейро (1992 р.), де гірська тема «Раціональне використання ранимих екосистем: стійкий розвиток гірських районів» була поставлена в один ряд з іншими пріоритетними темами порядку дня на ХХІ століття.

Питання розвитку гірських регіонів України є також одним з важливих напрямів внутрішньої політики держави. Зокрема, прийнято Закон України «Про статус гірських населених пунктів України» (1995), розробляються державні програми комплексного розвитку гірських територій, створюються спеціальні економічні зони,

розширюються площі територій природно-заповідного фонду тощо.

Постановка завдання

Метою роботи є моделювання та прогнозування динаміки поведінки радіонуклідів у гірських екосистемах. Предмет дослідження – райони Українських Карпат.

На сьогодні дуже гостро постало питання забруднення навколишнього середовища радіоактивними речовинами, тому дослідження міграції радіонуклідів у лісових екосистемах, зокрема гірських, є актуальним завданням, що потребує невідкладного вирішення.

Радіоактивне забруднення лісових екосистем особливо небезпечне з огляду на те, що радіонукліди Чорнобильського викиду – ^{137}Cs та ^{90}Sr – мають великий період піврозпаду. Це зумовлює тривалу циркуляцію в природних екосистемах подальше повторне забруднення екосистем. Частково проблеми дослідження впливу радіонуклідів на складові гірських екосистем вирішуються моніторинговими службами, що вивчають стан забрудненості, тобто стежать за станом середовища, оцінюють його фактичний стан. Моніторинг охоплює спостереження за фізичними, хімічними та біологічними показниками та реакцію біологічних систем на антропогенний вплив.

Але в разі комплексного вивчення гірських екосистем недостатньо лише визначати інтегральні характеристики забруднення, необхідно також проводити дослідження, що виходять за межі елементарних операцій аналізу і потребують застосування системного аналізу для дослідження радіонуклідів у навколишньому середовищі.

Такий підхід, у свою чергу, дозволяє за допомогою математичного моделювання дослідити основні закономірності розподілу радіонуклідів, що, крім отримання функціональних залежностей, які ще уточнюються, дозволяє також побудувати довготривалий прогноз динаміки радіонуклідів.

Сьогодні дуже багато методів та способів математичного моделювання. У цій роботі використано метод камерних моделей. Цей метод передбачає: розбиття ланцюга подій системи «середовище» на сукупність ланок (камер); установлення найбільш суттєвих зв'язків, котрі описують перенесення радіонуклідів окремими камерами і об'єднують компоненти в одну систему; створення математичного апарату, який моделює динаміку поведінки радіонуклідів у системі [2; 3].

Як програмне забезпечення використовувався математичний продукт MAPLE V.

Моделювання радіоекологічних процесів у гірських екосистемах

Для дослідження було обрано типову екосистему, що складається з дев'яти камер: вершини гори, льодовика, альпійських луг, чагарників, лісу, пасовища, агрофону, ріки та населення, що використовує ці території (рис. 1).

Взаємодію між камерами, що задається за допомогою коефіцієнтів швидкостей переходу радіонуклідів із камери в камеру за одиницю часу за один рік (a_{12}, a_{23}, a_{34} і т. д.), наведено в табл. 1 (тут використано середні значення коефіцієнтів, які отримані з натурних досліджень та літературних даних) [1]:

Таблиця 1

Значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів із камери в камеру

a_{ij}	Значення коефіцієнта
a_{12}	0,01
a_{23}	0,3
a_{34}	0,15
a_{45}	0,1
a_{56}	0,05
a_{67}	0,2
a_{78}	0,4
a_{79}	0,2
a_{69}	0,1
a_{87}	0,15
a_{89}	0,01

Для дослідження міграції радіонукліда ^{137}Cs складемо систему диференціальних рівнянь першого порядку зі сталими коефіцієнтами (1), кожне з яких характеризує певну камеру (з урахуванням розпаду радіонукліда).

Розглянемо два випадки забруднення гірської екосистеми:

- 1) забруднення радіонуклідом відбулося безпосередньо на вершині гори;
- 2) радіонуклідне забруднення сталося одразу на кількох складових: вершині гори, льодовику та альпійському лузі.

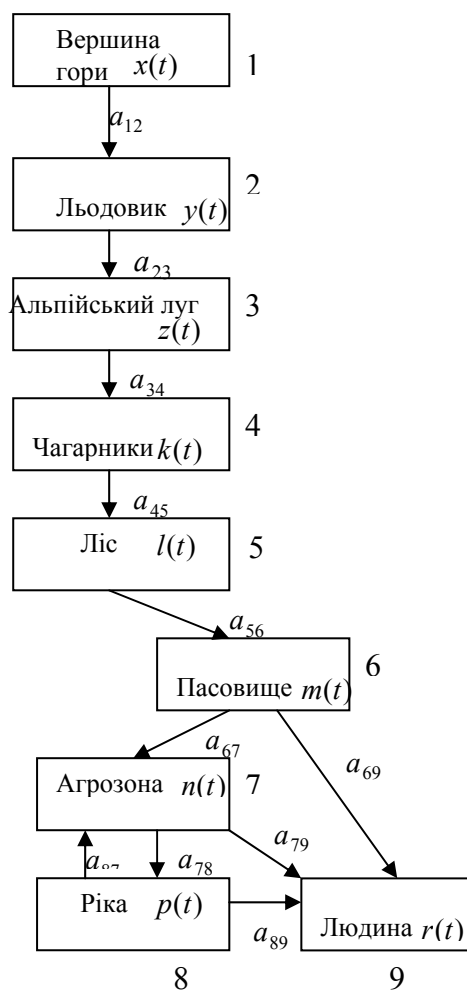


Рис. 1. Блок-камерна модель гірської екосистеми: a_{ij} – швидкості переходу радіонукліда

$$\begin{cases}
 \frac{dx}{dt} = -0,04 x(t), \\
 \frac{dy}{dt} = 0,01 x(t) - 0,33 y(t), \\
 \frac{dz}{dt} = 0,3 y(t) - 0,18 z(t), \\
 \frac{dk}{dt} = 0,15 z(t) - 0,13 k(t), \\
 \frac{dl}{dt} = 0,1 k(t) - 0,08 l(t), \\
 \frac{dm}{dt} = 0,05 l(t) - 0,33 m(t), \\
 \frac{dn}{dt} = 0,2 m(t) + 0,15 p(t) - 0,63 n(t), \\
 \frac{dp}{dt} = 0,4 n(t) - 0,28 p(t), \\
 \frac{dr}{dt} = 0,01 p(t) + 0,2 n(t) + 0,1 m(t).
 \end{cases} \quad (1)$$

У першому випадку початкові умови системи диференціальних рівнянь мають вигляд:

$$x(0) = 100, y(0) = 0, z(0) = 0, k(0) = 0, l(0) = 0;$$

$$m(0) = 0, n(0) = 0, p(0) = 0, r(0) = 0,$$

а у другому – коли забруднення почалося одночасно із забруднення вершини гори, льодовика та луку:

$$x(0) = 0,33, y(0) = 0,33, z(0) = 0,33, k(0) = 0;$$

$$l(0) = 0, m(0) = 0, n(0) = 0, p(0) = 0, r(0) = 0.$$

Розв'язавши систему цих рівнянь, отримаємо розв'язки, які подамо у вигляді таблиці (табл.2), де першими ідуть результати моделювання першого випадку, а в дужках – результати дослідження другого випадку забруднення гірської екосистеми.

Як видно з табл. 1, 2 результати досліджень показали суттєву різницю між наслідками забруднення у цих випадках. Найбільш небезпечним для людини другий випадок забруднення, тобто забруднення великої частини гори: це підвищує величину прогнозованої колективної дози для населення.

Якщо порівняти результати моделювання розподілу радіонукліда ^{137}Cs у схилівій екосистемі (для середніх коефіцієнтів переходу) (рис. 2) [4], де для людини максимальна колективна доза становить 22% на 80 рік, то все ж таки найбільш небезпечним для людини буде рівномірне забруднення гірської екосистеми (рис. 3, 4).

Таблиця 2

Накопичення радіонуклідів у камерах

Камери	Максимальна активність радіонуклідів у камері, %	Час, років
Трава	3,2 (3)	12 (36)
Чагарники	3,2 (10)	24 (21)
Ліс	3,2 (16)	36 (20)
Пасовище	0,5 (2,4)	40 (24)
Агрозона	0,22 (1,05)	46 (28)
Ріка	0,32 (1,42)	50 (32)
Людина	5,4 (17)	108 (100)

На цих рисунках показано динаміку надходження радіонукліда у гірських екосистемах до людей, які формують колективну дозу для населення, що використовують цю гірську екосистему. Значення на ординатах графіків визначають частку радіонуклідів від запасу, що формують колективну дозу для населення. Установлено, що у випадку забруднення значної частини гори може сформуватися утрічі більша колективна доза, ніж у випадку забруднення тільки вершини.

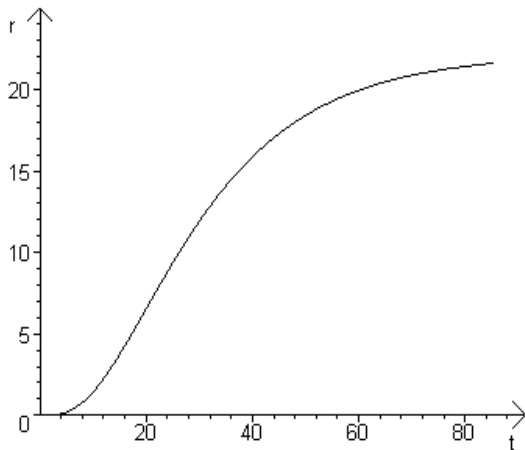


Рис. 2. Накопичення колективної дози від радіонукліда для населення у схиловій екосистемі, де r – частота (%) від запасу радіонукліда в екосистемі, яка реалізується через колективну дозу; t – час, років

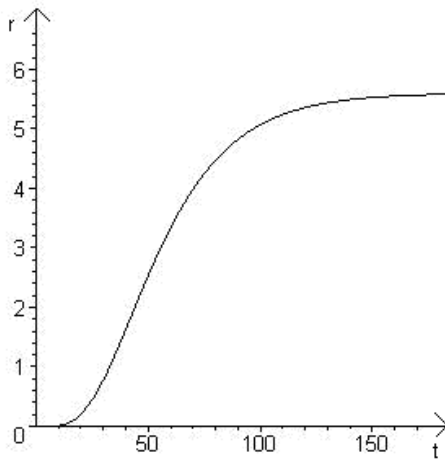


Рис. 3. Накопичення колективної дози від радіонукліда для населення у гірській екосистемі (викид радіонукліда відбувся на вершині гори); r – частота (%) від запасу радіонукліда в екосистемі, яка реалізується через колективну дозу; t – час, років

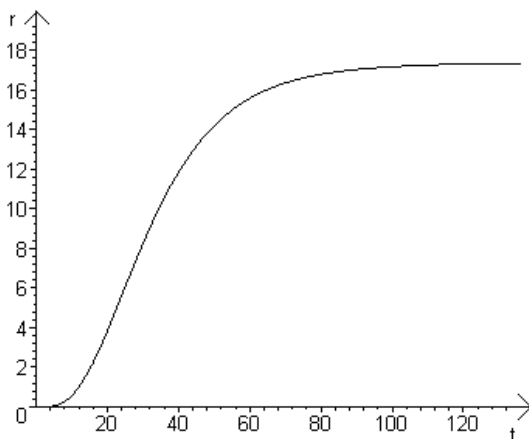


Рис. 4. Накопичення колективної дози від радіонукліда для населення у гірській екосистемі (рівномірне забруднення); r – частота (%) від запасу радіонукліда в екосистемі, яка реалізується через колективну дозу; t – час, років

Висновки

1. Запропонована в цій роботі модель працює і придатна для моделювання природних процесів у гірських екосистемах.

2. Метод дозволяє проводити реконструкцію екологічних процесів за даними натурних процесів.

3. Аналіз результатів моделювання показує, що відбувається інтенсивний перерозподіл радіонукліда в гірській екосистемі

4. Уміст радіонукліда у всіх камерах, крім першої, та у другому випадку і другій камері, є пік, котрий пов'язаний з двома процесами – накопиченням та скидом радіонукліда.

5. Положення пікових значень умісту радіонукліда по камерах зсувається в часі. Чим нижче розташована камера, тим далі формується пікове значення.

6. Величина піка залежить від співвідношення швидкостей притоку радіонукліда та швидкостей скиду радіонукліда з кожної камери: спочатку досягається пік, а потім відбувається поступове зменшення кількості забруднювача за рахунок скиду та розпаду радіонукліда.

7. Проаналізувавши дані розрахунків, а також графічний матеріал, можна побачити, що швидкість розподілу радіонуклідів, а отже, й швидкість очищення кожної камери прямо залежить від величини значення a_{ij} .

8. Показано, що відбувається накопичення радіонукліда в популяції населення, що використовує певну гірську екосистему. Розрахунки за моделлю вказують на те, що частина радіонукліда, яка формує колективну дозу в людей, зростає у часі і досягає помітних значень 5,4% у першому випадку та 17% у другому. Це означає зростання прогнозованої колективної дози в разі рівномірного забруднення значної частини гори.

Література

1. Беляев С. Г. Радиоактивные выбросы в биосфере. – М: Атомиздат, 1991. – 237 с.
2. Георгієвський В. Б. Екологічні та дозові моделі при радіаційних аваріях. – К: Наук. думка, 1994. – 235 с.
3. Кутлахмедов Ю. О., Корогодін В. І. Основи радіоекології. – К.: Вища шк., 2003. – 319 с.
4. Петрусенко В. П., Кутлахмедов Ю. О. Оцінка і прогноз розподілу радіонуклідів і дози в типовій екосистемі схилів для ландшафтів України // Вісн. НАУ. – 2006. – №2. – С. 134–136.
5. Чернов Б. О. Фізична географія України. – К.: Освіта, 2002. – 254 с.
6. Тищенко П. Г., Муніч Н. В. Фізична географія України. – К.: Зодіак-Еко, 2005. – 256 с.

Стаття надійшла до редакції 01.02.07.