



DOI 10.36074/grail-of-science.07.05.2021.030


## РАДІОЕКОЛОГІЧНЕ РАЙОНУВАННЯ ЛАНДШАФТІВ ЯК РІЗНОВИД ПРОГНОЗНОГО РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ

Кучма Тетяна Леонідівна 

канд. с.-г. наук, старший науковий співробітник лабораторії аерокосмічного зондування  
Інститут агроекології і природокористування НААН, Україна

Райчук Людмила Анатоліївна 

канд. с.-г. наук, ст. д., завідувач відділу радіоекології і дистанційного зондування ландшафтів  
Інститут агроекології і природокористування НААН, Україна

Швиденко Ірина Костянтинівна 

канд. с.-г. наук, завідувач лабораторії радіоекології аграрних і лісових екосистем  
Інститут агроекології і природокористування НААН, Україна

**Анотація.** Радіоекологічне районування ландшафтів належить до способів наукового дослідження стану радіоекологічного забруднення території і призначений для врахування ступенів ризиків, що виникають внаслідок забруднення сільськогосподарських та природних екосистем радіонуклідами, на стадії планування виробництва, інформаційного забезпечення вирішення проблем оздоровлення довкілля у контексті радіаційного забруднення, забезпечення умов, сприятливих для життєдіяльності людей та господарської реабілітації забрудненого радіонуклідами регіону. Спосіб базується на використанні відкритих безкоштовних базових картографічних шарів та супутникових знімків, а їх обробка здійснюється у безкоштовному ГІС-програмному забезпеченні.

**Ключові слова:** радіоекологічне районування, ландшафт, картування, радіоцезій, радіоекологічна критичність, радіоекологічний моніторинг

Покращення радіоекологічної, а особливо соціально-економічної ситуації, визначення пріоритетів розвитку агропромислового виробництва на радіоактивно забрудненій території Українського Полісся можливі за умов здійснення контрзаходів, які базуються на особливостях винесення радіонуклідів з агроландшафтів різних типів за конкретних агрокліматичних умов. Організоване масштабне здійснення таких заходів можливе за умов наявності генералізованих комплексних даних щодо значних територій. Достатнє віддалення у часі від аварії на Чорнобильській АЕС дає змогу здійснити

доволі достовірне радіоекологічне районування постраждалої території з використанням сучасних методів на основі актуалізованих даних. Одним із таких методів є картографічний.

Результати радіоекологічних досліджень лише частково відображено на картах, різних за своєю тематикою, призначенням, масштабами й територіальними осередками в межах зони впливу аварії на ЧАЕС. Картографічне втілення сучасних даних про радіоекологічну ситуацію обмежене лише фактологічними картами забруднення зони радіонуклідами і відірване від реципієнтів впливу (населення і довкілля), що не можна вважати достатнім картографічним забезпеченням радіоекологічних досліджень, метою яких є висвітлення шляхів вирішення проблем безпечного для життєдіяльності людей навколишнього середовища. Експериментально-практичне розроблення та створення карт зонування як території Українського Полісся загалом, так і адміністративних районів окремо відповідно до класифікації ландшафтів за ступенем виносу радіонуклідів є актуальним не лише щодо застосування методів картографічного моделювання території, що зазнала радіаційного забруднення, а й щодо побудови типової картографічної моделі-зразка узагальнення радіоекологічної інформації.

Однією з основних труднощів при проведенні подібного картування є те, що впродовж кількох десятиліть в Україні були ліквідовані колективні господарства, про відбулася приватизація сільськогосподарських земель, що призвело до значної зміни структури землекористування. На сьогодні тільки 20% сільськогосподарської продукції виробляється у фермерських господарствах. Практично вся овочева продукція вирощується на присадибних ділянках, де переважно бідні і «критичні», з точки зору накопичення радіонуклідів, дерново-підзолисті та торфово-болотні ґрунти. Проведення радіоекологічного моніторингу в підсобних господарствах доволі проблематичне.

Розроблений спосіб радіоекологічного районування агроландшафтів передбачає ландшафтний підхід з інтегруванням даних низки тематичних карт (табл. 1) за принципом сітки (радіоекологічні чинники подані в комірках регулярної сітки залежно від обраного масштабу простору). Інформація щодо відповідної характеристики територій представлена картографічними даними з відкритих джерел інформації.

Таблиця 1

## Структура радіоекологічно-ландшафтної карти

№	Назва розділу, тематика карт	Позначення
I	Природно-ресурсний потенціал	
	гідрографічні умови	R <sub>d</sub>
	морфологія рельєфу території	S <sub>i</sub>
	інтенсивність акумуляції стоку	R <sub>a</sub>
	переважаючий ґрунтовий покрив	S <sub>o</sub>
II	Господарське використання території	
	наземний покрив території	P <sub>t</sub>
	рівень забруднення ландшафту/екосистеми (з урахуванням рівня його/її експлуатації)	P <sub>c</sub>
III	Дані радіоекологічного моніторингу	
	забруднення території <sup>137</sup> Cs	S <sub>c</sub>
	дозове навантаження на населення	D <sub>y</sub>

[авторська розробка]

Як і в найближчому аналогу [1], оцінювання рівня радіоекологічної критичності території проводиться з використанням комплексного інтегрального показника, що являє собою сумарну дію внесків екологічних характеристик, представлених у використаних тематичних картах. При цьому агроландшафт розглядається як єдине ціле, тобто система природних екосистем та агроекосистем, які перебувають у взаємозв'язку і впливають одна на одну.

Рівень радіоекологічної критичності території визначають за рівнянням (1):

$$R_c = R_d \times S_l \times R_a \times S_o \times S_c + P_t \times P_c \times D_y \times D \quad (1)$$

де

$R_c$  – рівень радіоекологічної критичності території;

$R_d$  – коефіцієнт гідрографічних умов (відстань від водойми);

$S_l$  – коефіцієнт морфології рельєфу території (крутизна схилу);

$R_a$  – коефіцієнт інтенсивності акумуляції стоку;

$S_o$  – коефіцієнт переважаючого ґрунтового покриву;

$S_c$  – коефіцієнт забруднення території  $^{137}\text{Cs}$ ;

$P_t$  – коефіцієнт наземного покриву території;

$P_c$  – коефіцієнт рівня забруднення ландшафту;

$D_y$  – дозове навантаження населення;

$D$  – коефіцієнт рівня дозового навантаження.

Всі дії для досягнення мети виконується у відкритому безкоштовному програмному забезпеченні QGIS

Гідрографічні умови, а саме віддаленість досліджуваної території від водойми, визначають, використовуючи базу загальнодоступних картографічних даних OpenStreetMap (2 класи). Отриманим даним присвоюють значення відповідних розхроблених коефіцієнтів. Морфологію рельєфу (крутизну схилу) території дослідження визначають за даними SRTM (Shuttle Radar Topography Mission – радіолокаційна топографічна місія шаттла) (5 класів). Інтенсивність акумуляції стоку визначається 3-ма класами. Ґрунтовий покрив визначають за результатами досліджень, які представлені у публічній кадастровій карті України, відповідно до генетичної класифікації ґрунтів (картою передбачене врахування 77 типів ґрунту з відповідними коефіцієнтами). На основі загальнодоступних даних Національного атласу України встановлюють рівні забруднення території  $^{137}\text{Cs}$  (10 класів). Для визначення типу наземного покриву використовують загальнодоступні супутникові дані із порталу The Copernicus Global Land Service – CGLS, позначають кодом та присвоюють відповідні коефіцієнти, що відповідають їх екологічним характеристикам. При цьому враховані такі типи рослинності:

- чагарники;
- трав'яна рослинність (луки);
- с.-г. угіддя;
- забудована територія (урботериторія);
- відкритий ґрунт / рідка рослинність;
- водні об'єкти;

- водно-болотні угіддя;
- густий хвойний ліс (проективне покриття кронами дерев >70%);
- густий широколистяний ліс (проективне покриття кронами дерев >70%);
- хвойний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев 15-70%);
- широколистяний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев 15-70%);
- мішаний ліс.

Відповідно до рівня антропогенного навантаження на ландшафти їм присвоюють певні коефіцієнти. Інтенсивність експлуатації ландшафтів (екосистем) визначається проведенням агрохімічних, агротехнічних і меліоративних заходів (рілля), поліпшення, удобрення (луки і пасовища), використання продукції лісового походження (деревина, дикорослі гриби та ягоди, лікарська сировина, дичина).

Рівень забруднення ландшафту/екосистеми  $^{137}\text{Cs}$  (з урахуванням рівня його/її експлуатації) можна отримати за результатами математичного моделювання. Конфігурацію математичної моделі міграції радіонуклідів в агроландшафтах представлено чотирма камерними модельними блоками (екосистемами або підландшафтами) для максимально точного описання типового агроландшафту регіону: блок «Лісова екосистема», блок «Польова екосистема», блок «Лукопасовищна екосистема» та блок «Садова екосистема». Кожен блок має компартментну структуру і передбачає диференціацію на кілька підтипів за особливостями міграції в ньому поліюанта: блок «Лісова екосистема» – бори, субори і сугруди; блок «Польова екосистема» – зернові, зернобобові і технічні, просапні та баштанні культури; блок «Лукопасовищна екосистема» – природні та сіяні луки та пасовища; блок «Садова екосистема» – промислові та присадибні сади. Кожен із вказаних підтипів передбачає різні коефіцієнти міжкомпаратментного переходу радіонукліду. Перенесення радіонуклідів між камерами підпорядковується кінетиці першого порядку і описується системою звичайних диференціальних рівнянь зі сталими коефіцієнтами. Основними ґрунтами, врахованими в моделі, є: дерново-слабокпідзолисті та дерново-середньопідзолисті ґрунти; лугові та дернові ґрунти; торф'яники та торф'яно-болотні ґрунти.

Загалом математичну модель міграції радіонуклідів у основних агроландшафтах Українського Полісся записано у вигляді системи звичайних диференціальних рівнянь зі сталими коефіцієнтами (2):

$$\frac{dQ_i}{dt} = \sum_{j=1, j \neq i}^N (a_{ji}Q_j + a_{ij}Q_i) + F_i(t) - \lambda Q_i \quad (2)$$

де:

$Q_i^j, Q^j$  – вміст радіонуклідів у певному компартменті екосистеми ( $\text{Бк}/\text{м}^2$ );

$F_i(t)$  – надходження радіонуклідів до  $i$ -го компартменту із зовнішнього джерела ( $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{т}^{-1}$ );

$a_{ij} = \log 2/\tau_{ij}$  – константи швидкості міжкомпаратментного переходу ( $\text{т}^{-1}$ );

$\lambda$  – швидкість напіврозпаду  $^{137}\text{Cs}$ ;

індекс  $j$  – номер компартменту, в який направлено потік радіонукліда;

індекс  $i$  – номер компартменту, з якого цей потік витікає.

Кожне з рівнянь відповідає певному компартменту (блоку) моделі.

Невідомі показники переходу радіонукліду з одного компартменту агроландшафту до іншого, які неможливо визначити за допомогою прямих вимірювань, визначено шляхом розв'язання задачі на знаходження оптимальних параметрів, які б забезпечили мінімальне значення неув'язки між експериментальними та розрахунковими значеннями за певних умов [2]. При визначенні цих показників враховані також поліпшення луків і пасовищ, полив, обробіток ґрунту, внесення добрив. Основними відмінностями створеної моделі порівняно з уже існуючими є: використання актуальних показників переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, урахування антропогенного втручання в агроєкосистеми, зокрема проведення протирадіаційних заходів, та урахування садових екосистем.

Дозове навантаження населення досліджуваної території визначають за загальнодоступними даними Загальнодозиметричної паспортизації в населених пунктах України [3]. Використовують дані по найближчому населеному пункту, а за необхідності – з експериментальних даних дозиметричного обстеження населення за допомогою лічильника випромінювання людини.

Згідно із запропонованим способом проводили радіоекологічне районування Житомирської області, типової для регіону Українського Полісся, яке постраждало внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Комп'ютерна реалізація моделі виконувалась в системі Maple (version 10).

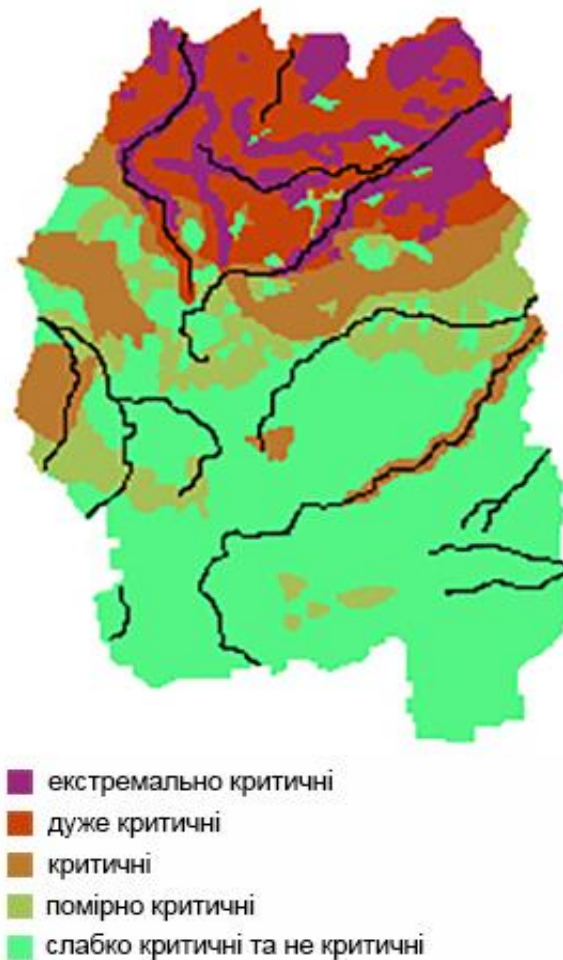


Рис. 1. Карта рівнів радіоекологічної критичності Житомирської області

Районування території проводили відповідно до отриманої оцінки рівня її радіоекологічної критичності з використанням комплексного інтегрального показника, що являє собою суму внесків врахованих характеристик, представлених у використаних тематичних картах та з використанням даних математичного моделювання і моніторингу дозового навантаження на населення. З отриманої карти (рис. 1), побудованої в платформі QGIS, північ Житомирської області є більш радіоекологічно критична, що визначається не лише рівнем забруднення радіонуклідом, але і поширеністю торфово-болотних та лучних ґрунтів і значною площею лісових екосистем. При цьому у південній частині області більшість території є слабо критичною чи не критичною, за винятком пойм річок чи лісових масивів. У легенді карти показаний ступінь радіоекологічної критичності території відповідно до значень комплексного інтегрального показника.

**Висновки.** Узгоджене широкомасштабне здійснення заходів з комплексної реабілітації регіонів, що постраждали внаслідок радіонуклідного забруднення чорнобильського походження, можливе за умов наявності узагальнених даних щодо значних територій. Достовірне радіоекологічне районування постраждалих земель із використанням сучасних методів на основі актуалізованих даних та з урахуванням сучасних екологічних і соціально-економічних умов можливе завдяки картографічному методу. Тому розроблення та створення карт зонування як території Українського Полісся загалом, так і певних адміністративних районів чи населених пунктів окремо відповідно до класифікації ландшафтів за ступенем винесення з них радіонуклідів, є надзвичайно актуальним. Воно дає змогу враховувати ступені ризиків, що виникають внаслідок забруднення сільськогосподарських та природних екосистем радіонуклідами, на стадії планування виробництва, інформаційно забезпечити вирішення проблем оздоровлення довкілля у контексті радіаційного забруднення, забезпечити умови, сприятливі для життєдіяльності людей та господарської реабілітації забрудненого радіонуклідами регіону.

#### **Список використаних джерел:**

- [1]. Лев, Т. Д., Прістер, Б. С., Виноградська, В. Д., Тищенко, О. Г. & Піскун, В. Н. (2018). Басейново-ландшафтний принцип в оцінюванні ступеня радіоекологічної критичності території України. *Український географічний журнал*, (4), 49–58. <https://doi.org/10.15407/ugz2018.04.049>.
- [2]. Перетятко, Є. Є., Прокопенко, Л. А. & Ясковець, І. І. (2006). Метод розширення динамічних компартментних моделей міграції радіонуклідів у лісових екосистемах. *Агроекологічний журнал*, (2), 58–63.
- [3]. Ліхтарьов, І. А., Ковган, Л. М., Василенко, В. В., Федосенко, Г. В., Масюк, С. В., Бойко, З. Н., ... Задорожна, Г. М. (2012). *Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської катастрофи. Дані за 2011 р. Збірка 14*. Київ: [б. в.].