

УДК 577.391

PACS number(s): 29.30.Kv

## РАДІОЛОГІЧНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ КАРПАТ

**В. Грабовський, О. Дзендзелюк, А. Трофімук**

*Львівський національний університет імені Івана Франка  
факультет електроніки, лабораторія гамма-спектрометрії  
вул. ген. Тарнавського, 107, 79017 Львів, Україна  
e-mail: grabovsky@electronics.wups.lviv.ua*

Запропоновано результати дослідження забруднення радіоцезієм ґрунтів Карпат. Виявлено підвищений його вміст як у передгір'ях, так і в самих горах. Простежено залежність рівня забруднення  $^{137}\text{Cs}$  ґрунтів Чорногірського масиву від висоти над рівнем моря. Пояснено цю залежність особливостями радіоактивних осаджень у поставарійний період і природною специфікою масиву (насамперед – фізико-хімічними та гранулометричним складом його ґрунтів), а також особливостями міграції радіонукліда в них. Порівняльний аналіз забруднення рослин з Чорногори та Шацького національного природного парку засвідчив суттєвий вплив закріплення радіонукліда на його доступність для засвоєння рослинами.

*Ключові слова:* радіоцезій, радіоактивне забруднення, міграція радіонуклідів, радіоактивні осадження.

Освоєння людством ядерної енергії у другій половині ХХ століття призвело до штучного радіоактивного забруднення довкілля, зумовленого випробуваннями ядерної зброї та аваріями на підприємствах атомної енергетики.

Чорнобильська катастрофа (1986 р.) суттєво змінила радіаційну ситуацію на значних територіях України та сусідніх країн [1]. Викид радіоактивних речовин з аварійного блока на великій висоті визначив глобальний характер забруднення довкілля, а варіації погодних умов на момент осаджень та різномайття природних ландшафтів зумовили його строкатість (мозаїчність). Вивчення особливостей постчорнобильського забруднення [1, 2, 3] свідчить про ландшафтну залежність вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунтах гірських масивів (які є своєрідними природними перепонами на шляху хмар з радіоактивними викидами), зумовлену їх впливом на переміщення повітряних потоків, збільшення тут атмосферних випадінь, а отже, і на збільшення щільності осадженого на їх території радіонукліда.

Не минуло постчорнобильське забруднення і Українських Карпат. Для дослідження особливостей забруднення радіоцезієм гірських масивів та передгір'їв ми протягом 2004–2006 р. відібрали проби ґрунтів для визначення щільностей їх забруднення радіонуклідом. Ґрунти для аналізу відбирали на територіях смт. Єзупіль Івано-Франківської обл., Чорногірського масиву (на вершині г. Говерла (2061 м над рівнем моря), її схилах (1330 та 1880 м) та біля підніжжя на території географічного стаціонару ЛНУ імені Івана Франка (970 м),

на вершині г. Пожижевська (1822 м), на березі о. Несамовите (1750 м) в улоговинній ділянці між г. Туркул та г. Пожижевська, а також в околі станції Карпати Мукачівського р-ну Закарпатської обл. Для визначення розподілу вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунтах Чорногори було здійснено пошаровий (для шарів на глибинах 0–5 см, 5–10 см, 10–15 см, 15–20 см) відбір проб ґрунтів на вершині г. Говерла та на території геостационарну ЛНУ, де також у першій декаді вересня 2006 р. був здійснений відбір проб на глибину до 20 см посантиметрово. Це дало змогу визначити як детальний вертикальний профіль розподілу питомої активності радіонуклідів у приповерхневому шарі ґрунту, так і їхній вміст (або ж щільність забруднення радіонуклідом відповідного шару ґрунту, у  $\text{кБк/м}^2$ ) в кожному сантиметровому шарі.

Вимірювання відібраних і попередньо підготовлених до аналізу проб здійснювали на акредитованому гамма-спектрометрі з детектором ДГДК-100В (атестат акредитації № РЛ 512/04 від 02 липня 2004 року) за стандартними методиками.

Гамма-спектрометричний аналіз засвідчив наявність в ґрунтах Карпат, поряд з природними радіонуклідами ( $^{40}\text{K}$  та представниками уранових та торієвого рядів –  $^{212,214}\text{Pb}$ ,  $^{212,214}\text{Bi}$ ,  $^{208}\text{Tl}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ac}$  тощо), ізоотопу  $^{137}\text{Cs}$  техногенного походження. Значення вмісту  $S(\text{кБк/м}^2)$  та питомої активності  $A(\text{Бк/кг})$  радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$  у ґрунтах Карпат подані у таблиці.

Таблиця

Значення вмісту  $S(\text{кБк/м}^2)$  та питомих активностей  $A(\text{Бк/кг})$  радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$  у ґрунтах Карпат

Місце відбору проб		$\text{Cs}^{137}$		$\text{K}^{40}$	
		$S, \text{кБк/м}^2$	$A, \text{Бк/кг}$	$S, \text{кБк/м}^2$	$A, \text{Бк/кг}$
Смт. Єзупіль (Івано-Франківська обл.)		–	–	$15,4 \pm 2$	$147 \pm 17$
Чорногірський хребет	г. Говерла, 2 061 м	$18,8 \pm 1,1$	$152 \pm 5$	$40,1 \pm 3$	$225 \pm 11$
	г. Говерла, 1 888 м	$11,4 \pm 1,1$	$143 \pm 14$	$39,5 \pm 2,4$	$503 \pm 5$
	г. Пожижевська, 1 882 м	$11,1 \pm 0,4$	$209 \pm 8$	$19,6 \pm 1,9$	$366 \pm 9$
	оз. Несамовите, 1 750 м	$8,1 \pm 0,4$	$125 \pm 7$	$29,6 \pm 4,1$	$466 \pm 7$
	г. Говерла 1 330 м	$10,7 \pm 0,9$	$469 \pm 42$	$18,6 \pm 2,1$	$354 \pm 19$
	Геостационар ЛНУ, лісова ділянка, 970 м	$23,3 \pm 1,6$	$223 \pm 7$	$38,1 \pm 2,6$	$340 \pm 15$
Геостационар ЛНУ, відкрита ділянка, 970 м	$22,8 \pm 1,3$	$127 \pm 5$	$51,8 \pm 3,3$	$352 \pm 6$	
Ст. Карпати, Закарпатська обл.		$2,7 \pm 0,3$	$22 \pm 2$	$60,6 \pm 3,6$	$484 \pm 29$

З наведених у таблиці результатів робимо висновок, що вміст радіоцезію в ґрунтах ст. Карпати Закарпатської обл. у три рази менша від мінімального та у вісім разів від максимального значення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунтах Чорногірського хребта і становить  $2,7 \text{кБк/м}^2$ , що підтверджує вплив гірських ландшафтів на інтенсивність випадіння радіонуклідів у передгір'ях та горах зокрема. У пробах ґрунтів, відібраних на території смт. Єзупіль Івано-Франківської обл.,  $^{137}\text{Cs}$  практично немає.

Для ґрунтів Чорногори вміст радіонукліда у приповерхневому 20-см шарі ґрунту помітно змінюється з висотою місцевості, з якої була відібрана проба, і досягає максимальних значень на вершині г. Говерли (2 061 м) та на території географічного стаціонару ЛНУ (970 м); проміжних значень вміст цезію набуває на вершині г. Пожижевська (1 822 м), на схилах г. Говерли (1 888 м, 1 330 м), і стає найменшим для ґрунту, відібраного на березі о. Несамовите (1 750 м) (рис. 1). Водночас такої залежності від висоти залягання ґрунту для питомої активності цього радіонукліда не простежено. Причиною цього, очевидно, є те, що величину питомої активності, окрім вмісту радіонукліда в шарі ґрунту, визначає ще й щільність ґрунту – за однакового вмісту радіонукліда у шарах ґрунтів різних типів його питома активність у кожному виді ґрунту може суттєво відрізнятися саме завдяки різниці у щільності останніх. Так, наприклад, вміст радіоцезію у ґрунтах відкритої і лісової ділянок в геостаціонару ЛНУ є майже однаковим (в околі 22 кБк/м<sup>2</sup>), тоді як його питома активність у них відрізняється майже у два рази завдяки саме різниці у щільності ґрунтів. Це ще раз підтверджує той факт, що саме вміст радіонукліда у приповерхневому 20-см шарі ґрунту (тобто так звану щільність забруднення ним ґрунту) є інформативнішою характеристикою радіоактивного забруднення ґрунтів, ніж його питома активність.

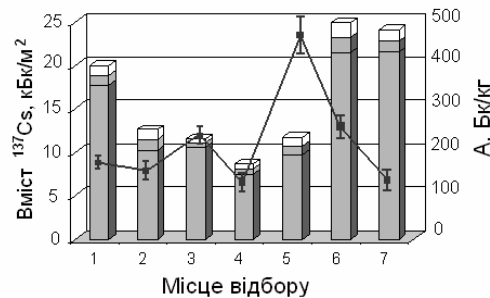


Рис. 1. Залежність вмісту <sup>137</sup>Cs в ґрунтах Чорногірського хребта (стовпчики, кБк/м<sup>2</sup>) та активності радіоцезію (лінія, Бк/кг) від висоти над рівнем моря: 1 – 2 061 м (вершина г. Говерла); 2, 5 – 1 888 м, 1 330 м (схил г. Говерла); 3 – 1 822 м (вершина г. Пожижевська); 4 – 1 750 м (берег оз. Несамовите); 6, 7 – 970 м (відкрита та лісова ділянки території геостаціонару ЛНУ ім. І.Франка)

Отримані результати розподілу вмісту <sup>137</sup>Cs в ґрунтах Чорногори за висотою їх розміщення над рівнем моря не зовсім узгоджуються з аналогічними результатами, отриманими у працях [2, 8] при дослідженні радіоактивності ґрунтів Польських Татр. Автори [2] з'ясували, що максимальний вміст радіонукліда в ґрунтах Татр припадає на висоти близько 1 300 м над рівнем моря і зменшується зі зростанням висоти понад неї, а його підвищений вміст у долинах між горами може бути зумовлений “змиванням” <sup>137</sup>Cs з крутосхилів. Однак, врахуванням лише самого “змивання” не можна, на нашу думку, пояснити спостережувану на рис. 1 залежність вмісту радіоцезію в ґрунтах Чорногірського масиву від висоти. Очевидно, свою роль тут відіграв і розподіл за висотами аерозольних часток у радіоактивних хмарах під час постчорнобильських випадів, і кліматичні

особливості регіону масиву, і фізико-хімічний та гранулометричний склад ґрунтів, їх рослинний покрив, які й зумовили специфіку подальшої міграції осаджених радіонуклідів.

Міграція осаджених радіонуклідів в ґрунті з часом зумовила відповідну часову зміну вертикального профілю їх вмісту в ґрунтах. На неї, як відомо, впливає низка чинників, найвпливовішими серед яких є дифузія та спрямоване перенесення радіонукліда [4, 5]. Суттєво впливають і кліматичні чинники [5, 6], зокрема – температурний режим території, тривалість літнього та зимового сезонів, вид та інтенсивність атмосферних опадів тощо.

Розподіл вмісту радіоцезію в п'ятисантиметрових шарах ґрунтів на глибину до 20 см на вершині г. Говерла та на території геостанціону ЛНУ станом на 2006 р. показаний на рис. 2. На рис. 3 представлено посантиметровий розподіл вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті лісової ділянки з території геостанціону.

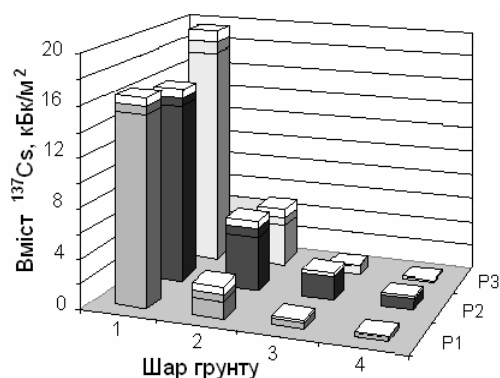


Рис. 2. Залежність вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в шарах ґрунту з вершини г. Говерли (P1), з відкритої та лісової ділянок геостанціону ЛНУ (P2 і P3): глибина шарів: 1 – 0–5 см; 2 – 5–10 см; 3 – 10–15 см; 4 – 15–20 см

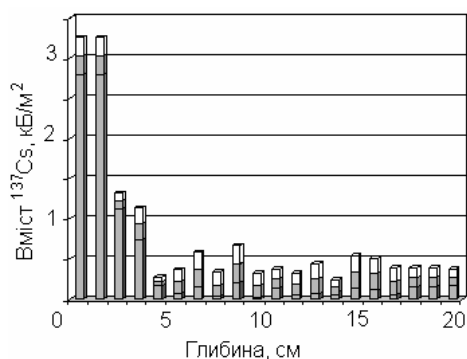


Рис. 3. Залежність щільності забруднення  $^{137}\text{Cs}$  від глибини ґрунту, відібраного на лісовій ділянці території стаціонару ЛНУ імені Івана Франка

Із запропонованих вище видно, що практично весь запас радіонукліда (близько 80%) у розглянутих ґрунтах зосереджено у їх верхніх п'ятисантиметрових шарах. Щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  в приповерхневому 20-см шарі ґрунту на вершині г. Говерли та біля її підніжжя практично однакова і становить близько  $21 \pm 2$  кБк/м<sup>2</sup> ( $0,56 \pm 0,5$  Кі/км<sup>2</sup>), а розподіл його вмісту з глибиною в цих ґрунтах не відрізняється суттєво, незважаючи на значний (понад 1 000 м) перепад висот та відповідні відмінності в температурному та кліматичному режимах вершини Говерли та її підніжжя. Оскільки профілі вертикального розподілу радіоцезію в ґрунтах тут не відрізняються суттєво, то можна зробити припущення, що немає й принципових відмінностей в особливостях міграції цього радіонукліда в них.

Враховуючи таку особливість вертикальних профілів розподілу вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунтах Чорногірського масиву, слід було б очікувати помітного забруднення ним деяких представників рослинного світу, коренева система яких розміщена переважно у приповерхневому шарі ґрунту. До останніх, зокрема, належать гриби, міцелій більшості видів яких розміщений переважно саме у 5–10 сантиметровому шарі ґрунту [7], а також багато видів лікарських рослин, у тому числі деякі ягідні. Однак такої ситуації не спостерігається. Очевидно, на перехід радіонукліда з ґрунту в рослину суттєво впливають й інші чинники, насамперед – закріплення радіонукліда на ґрунтових (глинистих та гумусових) комплексах, яке перешкоджає надходженню наявного у прикореновому шарі ґрунту радіонукліда в органи рослини.

Підтвердженням цього є і порівняння вмісту радіоцезію в рослинах та грибах з Чорногори та Шацького національного природного парку (ШНПП), які свідчать про майже однаковий (і навіть більший у ШНПП порівняно з Чорногорою) його вміст у рослинах при більшому у майже до восьми разів щільності забруднення ґрунтів радіоцезієм саме у Чорногорі. Так, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в білих грибах, відібраних у вересні 2007 р. з території Чорногори, прилеглої до географічного стаціонару ЛНУ, становить 460–700 Бк/кг при щільності забруднення ним ґрунтів близько 22 кБк/м<sup>2</sup>, тоді як на території ШНПП відповідні величини для відібраних у цей же проміжок часу білих грибів – 560–840 Бк/кг та близько 3 кБк/м<sup>2</sup>. Саме бідніші на гумус та кисліші ґрунти ШНПП унаслідок більшої рухливості радіонукліда і забезпечують ліпші умови засвоєння його рослинами і їх більше радіологічне забруднення.

Отож, враховуючи незначну міграцію радіоцезію вглиб ґрунту та наявну тенденцію до її зменшення з часом [8], можна зробити висновок про наступну присутність радіонукліда у верхньому 20-см шарі ґрунту ще протягом тривалого часу. Зменшення ж переходу, наявного у ньому  $^{137}\text{Cs}$ , в рослини, може бути зумовлена як природним розпадом радіонукліда, так і зменшенням його доступності кореневим системам рослин через закріплення на ґрунтових комплексах.

1. Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident Luxembourg, Office for official publications of the European Communities, 1998.
2. Kubica B., Mietelski J. W., Golas J., Skiba S. et al. Concentration of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  and  $^{139+240}\text{Pu}$  Radionuclides and Some Heavy Metals in Soil Samples from TWO

- Main Valleys from Tatra National Park // Polish Journal of Environmental Studies. 2002. Vol. 11. N 5. P. 537–545.
3. *Sigurgeirsson M. A., Arnalds O., Palsson S. E., Howard B. J.* et al. Radiocaesium fallout behaviour in volcanic soils in Iceland. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2005. Vol. 79. P. 39–53.
  4. *Прохоров В. М.* Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р. М. Алексахина. М.: Энергоиздат, 1981. 98 с.
  5. Сельскохозяйственная радиэкология / Под ред. Алексахина Р. М., Корнеева Н. А. М.: Экология, 1992. 400 с.
  6. *Переволоцкий А. Н.* Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП “Институт радиологии”, 2006. 255 с.
  7. *Бурова Л. Г.* Загадочный мир грибов. М.: Наука, 1991. 96 с.

## RADIOLOGICAL CONTAMINATION OF CARPATHIANS SOILS

**V. Hrabovsky, O. Dziedzelyuk, A. Trofimuk**

*Lviv Ivan Franco national university  
Electronics department, laboratory of gamma-spectrometry  
hen. Tarnavskyy Str., 107, 79017 Lviv, Ukraine  
e-mail: grabovsky@electronics.wups.lviv.ua*

The results for studies of radiocaesium contamination of the soils are presented for the Ukrainian Carpathian Mountains. The altitude dependence of  $^{137}\text{Cs}$  contents in the soils observed by us is explained by the features of radioactive fallouts in the post-Chornobyl period, a natural specific character of the massif (mainly the physical and chemical properties and grading of the soils) and the features of radionuclide migration in the soils. A comparative analysis for the contaminations of mushrooms taken from the Chornogora and the Shatsk national natural park has testified essential influence of the radionuclide fixing in the soils upon its assimilation by plants.

*Keywords:* radiocaesium, radioactive contamination, migration of radionuclides, radioactive fallouts.

Стаття надійшла до редколегії 15.02.2008  
Прийнята до друку 08.07.2008