

УДК 504.5:628.4.047:638.178.2

DOI: 10.37128/2707-5826-2021-3-13

**ВПЛИВ ОБРОБІТКУ ҐРУНТУ  
НА НАКОПИЧЕННЯ ЦЕЗІЮ-137  
В КВІТКОВОМУ ПИЛКУ ТА В  
ПРОДУКТАХ ПЕРЕРОБКИ ЙОГО  
МЕДОНОСНОЮ БДЖОЛОЮ**

**С.Ф. РАЗАНОВ**, доктор с.-г. наук,  
професор

**Г.М. ОГОРОДНІЧУК**, канд. с.-г.  
наук, доцент

Вінницький національний  
аграрний університет

**М.Ф. КОМИНАР**, аспірант

Інститут агроекології і

природокористування НААН

Останні кілька десятиріч рівень радіації істотно підвищився за рахунок штучних джерел – радіонуклідів. Зокрема, аварія на ЧАЕС призвела до потрапляння в навколишнє природне середовище близько 50 млн. Кі різного виду радіонуклідів. Внаслідок аварії на ЧАЕС в Україні забруднено велику кількість територій Житомирської області – 50%, Київської – 26%. Близько 26 % забрудненої площі припадає на Чернігівську, Рівненську, Сумську і Волинську області. Радіоактивні речовини, які входили до складу ядерного палива, сконцентрувались в об'єктах довкілля, звідки частково мігрують за ланцюгом ґрунт–рослина–живі організми, спричинюючи у них цілу низку негативних змін.

Велику небезпеку для живих організмів одразу після аварії на ЧАЕС являв йод-131, за радіоактивності його на забрудненій території 7,3 МКі. Йод-131 є бета- і гама-випромінювачем з періодом напіврозпаду 8,04 доби. Цей елемент характеризується високою активністю в системі ґрунт–рослина–продукція–організм. Він надходить в організм пероральним шляхом та накопичується переважно у щитоподібній залозі.

Водночас небезпечними для живих організмів є також цезій-134, цезій-137 та стронцій-90, частка яких становить близько 3% загальної радіоактивності. Всі інші радіонукліди, що були викинуті в зовнішнє середовище під час аварії на ЧАЕС, менш небезпечні через низьку інтенсивність надходження у живі організми.

Цезій-137 має період напіврозпаду 30,2 роки і потрапляє в організм трьома шляхами: перкутальним, аеральним та пероральним. Найбільша частка цезію-137 потрапляє пероральним шляхом. Він є хімічним аналогом калію, бере активну участь у процесі обміну. Тому може накопичуватись у високій кількості в тканинах організму. Близько 10% цезію-137 виводиться з організму з неперетравними рештками корму, а переважна кількість – з сечею. Цезій-137, проникаючи в організм, концентрується переважно у м'язовій тканині, у кістковій – порівняно менше. Із кісткової тканини він виводиться значно повільніше, ніж із м'язової.

Нині у навколишньому природному середовищі ще залишається близько 50% цезію-137, який потрапив в довкілля внаслідок аварії на ЧАЕС. Радіонукліди у ґрунті знаходяться в рухомому стані, тому переміщуються в певні його прошарки. Швидкість такого переміщення радіонуклідів у ґрунті залежить від його властивостей, вмісту мінеральних та органічних речовин. Зокрема виявлено, що міграція цезію-137 на мінеральних дерново-підзолистих ґрунтах у десятки разів нижча, ніж на торф'яних і торф'яно-болотних ґрунтах. Це характерно для ґрунтів екологічної зони Полісся. До складу ґрунтів цієї зони входить не більше 1,0% глини, 0,8-1,2% гумусу, 3-5% мулистої фракції, що спричинює високу міграцію радіонуклідів. Цезій-137 у цих ґрунтах знаходиться у дернині у швидкорухомій формі та доволі інтенсивно мігрує у рослинність. Доведено, що мінеральна частина та гумус міцно закріплюють цезій-137. Аварія на ЧАЕС призвела до забруднення в Україні близько 1,5 млн. га лісів, велика частина яких втратила практичне значення і вилучена із

користування. Встановлено, що основна кількість радіонуклідів зосереджена у верхньому п'ятисантиметровому шарі ґрунту та в лісовій підстилці, яка характерна для соснових лісів. У соснових лісових насадженнях у підстилці концентрується 30-60 % стронцію-90 і 40-80 % цезію-137, а в листяних – близько третини радіонуклідів.

Переважає частина радіонуклідів потрапляє у рослини кореневим шляхом. Деякі автори повідомляють, що іноді рослини накопичують значно більше радіонуклідів навіть за меншого вмісту їх у ґрунті. Така тенденція спостерігається на Поліссі України.

За останні 15 років вміст стронцію-90 у рослинній продукції істотно не змінився. Дослідниками вивчено особливості накопичення радіоактивних речовин медоносними рослинами, які можуть активно накопичувати цезій-137. До активних нагромаджувачів радіоцезію віднесено рослини родин розоцвітих, гречкових, жовтецевих. Високим вмістом стронцію-90 характеризується перстач сріблястий, жовтець їдкий, а такі медоноси як конюшина червона і біла, люцерна, лядвенець рогатий, еспарцет піщаний та горошок мишачий, верес звичайний, чорниця інтенсивно накопичують як цезій-137, так і стронцій-90.

Вивчено інтенсивність накопичення цезію-137 у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок, вироблених бджолами з квіткового пилку ріпаку озимого, соняшнику та гречки за різного обробітку ґрунтів північного Полісся, повернутих у сільськогосподарське використання після 30 років від аварії на Чорнобильській атомній електростанції. Встановлено, що за глибокого обробітку ґрунтів (30-35 см) спостерігалась вища ефективність знищення міграції цезію-137 у білкову продукцію бджільництва, вироблену з квіткового пилку сільськогосподарських нектаро-пилконосів порівняно з поверхневим (10-12 см) в умовах забруднення сільськогосподарських угідь даним радіонуклідом від 2,5 до 3,0 Кі/км<sup>2</sup>. Зокрема, питома активність цезію-137 у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок, вироблених з квіткового пилку ріпаку озимого, була нижча у 1,68 раза, 1,3 раза та 1,15 раза, соняшнику – у 1,51 раза, 1,44 раза та 1,18 раза, гречки – у 1,56 раза, 1,24 раза та 1,18 раза при обробітку ґрунтів глибиною 30-35 см порівняно з 10-12 см обробітком.

**Ключові слова:** обробіток ґрунту, цезій-137, квітковий пилок, перга, гомогенат трутневих личинок, коефіцієнт накопичення, коефіцієнт небезпеки.

### **Табл.3. Літ.9.**

**Постановка проблеми.** Антропогенна діяльність людства призвела до високого рівня забруднень ґрунтів різними токсикантами, в окремих випадках понад допустимі рівні, що стало надзвичайною проблемою виробництва безпечної продовольчої сировини. Одним із небезпечних забруднень є розсіювання радіонуклідів на земній корі внаслідок використання атомної енергії. Зокрема, аварія на Чорнобильській АЕС стала причиною викиду в навколишнє середовище понад 50 млн Кі різного виду радіонуклідів [3]. Внаслідок чого в Україні забруднено 3,5 млн. га сільськогосподарських угідь та понад 1,5 млн. га лісових угідь [5].

Найвищого рівня забруднень зазнала територія Полісся, зокрема Житомирська область, 50% території якої забруднені понад допустимі рівні.

Велику небезпеку через активне включення в колообіг та інтенсивне накопичення в тканинах живих організмів представляють цезій-137 та стронцій-90.

В процесі транслокації даних радіонуклідів у рослинах спостерігається накопичення їх у рослинній сировині, в окремих випадках понад допустимі

рівні, що суттєво знизило безпеку продуктів її переробки, зокрема і продукції бджільництва, використання якої в харчуванні населення підвищує рівень його опромінення [1, 2, 5, 6].

**Аналіз останніх досліджень та публікацій.** За результатами досліджень ряду авторів виявлено, що концентрація цезію-137 у продуктах бджільництва (мед, перга), отриманих від нектаропилконосних рослин на території Полісся в умовах населених пунктів Журба та Кам'янівка Овруцького району та на території Народицького району Житомирської області у 1996 році складала від 800 до 1400 Бк/кг у меді та від 1200 Бк/кг до 2700 Бк/кг у перзі., що суттєво перевищувало ГДР 1991 року [2, 9].

Водночас встановлено, що інтенсивність накопичення цезію-137 у меді та перзі залежить від ряду факторів, зокрема від ботанічного походження рослин, інтенсивності забруднення ґрунтів та рівня їх зволоження. Найвища концентрація цезію-137 виявлена у даній продукції, виробленій з нектару та квіткового пилку чебрецю, конюшини повзучої, вересу та малини.

Станом на 2006 рік концентрація цезію-137 у меді та перзі, вироблених бджолами з нектару та квіткового пилку даного різнотрав'я, складала від 78 Бк/кг у меді та від 178 Бк/кг до 420 Бк/кг – у перзі [8, 7].

У 2016 році концентрація цезію-137 у меді та перзі, вироблених бджолами з нектару та квіткового пилку даного різнотрав'я, була в межах від 32 Бк/кг до 46 Бк/кг у меді та від 49 Бк/кг до 72 Бк/кг – у перзі.

Тобто, спостерігалась закономірність зниження цезію-137 у меді та перзі, вироблених бджолами з медоносного різнотрав'я. Зокрема, після 30 років аварії на Чорнобильській АЕС питома активність цезію-137 знизилась від 16 до 30 разів у меді та від 24 до 37 разів – у перзі.

Враховуючи зростаючий попит населення на бджолине обніжжя і пергу, та інтенсивність зниження міграції радіонуклідів у рослинність, виникла потреба у вивченні можливостей використання квіткового пилку польових медоносів, вирощених на ґрунтах, повернутих після 30-річного періоду аварії на Чорнобильській АЕС у сільськогосподарське виробництво, як сировину для виробництва білкової продукції бджільництва.

Відомо, що вирощування сільськогосподарських нектаро-медоносів включає обробіток ґрунтів: дискування, оранку за різної глибини, боронування, коткування та передосінню культивуацію. За даних агротехнічних заходів відбувається переміщення найбільш забрудненого цезієм-137 поверхневого 10-см шару ґрунту на більшу глибину, що знищує загальну його питому активність у зоні кореневої системи рослин. За таких умов можна очікувати на зміну інтенсивності міграції даного токсиканту в рослини та їх продукцію, зокрема і в продукти переробки – пилки, бджолине обніжжя і пергу.

Виходячи з цього, метою досліджень було вивчення інтенсивності забруднення цезієм-137 білкової продукції бджільництва, виробленої бджолами з квіткового пилку сільськогосподарських медоносів, вирощених за різної глибини обробки ґрунтів в умовах радіоактивного забруднення.

**Постановка завдання.** Використання сільськогосподарських нектаропилконосів в умовах повернених у використання ґрунтів після аварії на Чорнобильській АЕС потребує вивчення безпеки квіткового пилку та продуктів переробки його бджолами, перзі та гомогенатних трутневих личинок.

**Матеріали і методи досліджень.** Дослідження за даним напрямком проводили в умовах Народицького району Житомирської області на ґрунтах сільськогосподарських угідь повернених у виробництво після 30 років аварії на Чорнобильській АЕС з вмістом цезію-137 від 2,5 до 3,0 Кі/км<sup>2</sup>.

Заготівлю бджолиного обніжжя, перги та гомогенату трутневих личинок для радіологічних досліджень проводили загальновідомим способом, описаним у 2001 р. В.П. Поліщуком [4]. Бджолине обніжжя відбирали від бджолиних сімей за допомогою пилковловлювачів під час цвітіння кожного окремого медоносу. Пергу відбирали з бджолиних гнізд після закінчення цвітіння ріпаку озимого, соняшнику та гречки. Гомогенат трутневих личинок відбирали з бджолиних гнізд по закінченню цвітіння даних нектаропилконосів.

Коефіцієнт накопичення цезію-137 у білковій продукції бджіл визначали за формулою:

$K_{\text{нак.}} = \text{Питома активність у продукції} / \text{Питома активність ґрунту.}$

$K_{\text{неб.}} = \text{Питома активність у продукції} / \text{ГДК.}$

Питому активність цезію-137 у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок визначали за методикою експресного радіохімічного визначення гама-випромінювання цезію-137 у ґрунтах, продуктах живлення продукції тваринництва та рослинництва.

**Виклад основного матеріалу.** Аналіз результатів досліджень, наведених в таблиці 1 показує, що перевищень ГДР цезію-137 у бджолиному обніжжі, виробленого бджолами з квіткового пилку ріпаку озимого, соняшнику та гречки, не виявлено. Зокрема, питома активність цезію-137 у бджолиному обніжжі, виробленому бджолами з пилку ріпаку озимого, соняшнику та гречки була нижча за ГДР-2006 відповідно у 3,7 раза, 3,2 раза та 3,4 раза за обробітку ґрунтів під дані культури, що включають дворазове дискування, боронування, коткування і передпосівну культивуацію та у 6,2 раза, 4,8 раза та 5,4 раза за технологічних операцій, які включали: оранку глибоку, боронування, коткування та передпосівну культивуацію.

Водночас, необхідно відмітити певний вплив обробітку ґрунтів під вирощування сільськогосподарських медоносів на накопичення цезію-137 у бджолиному обніжжі, виробленого із пилку озимого ріпаку, соняшнику та гречки.

Так, за обробітку ґрунтів під вирощування озимого ріпаку, соняшника та гречки, який включав оранку глибоку, боронування, коткування та передпосівну культивуацію, питома активність цезію-137 у бджолиному обніжжі, виробленого бджолами з пилку озимого ріпаку, соняшнику та гречки,

Таблиця 1

## Накопичення цезію-137 у бджолиному обніжжі

Сільсько-господарські нектаро-пилконоси	Особливості обробітку ґрунтів	ГДР-2006, Бк/кг	Питома активність цезію-137, Бк/кг	$K_{\text{нак.}}$	$K_{\text{неб.}}$
Ріпак озимий	Дворазове дискування, боронування, коткування передпосівна культивуація	200	54±0,14	0,033	0,27
	Оранка глибока, боронування, коткування, передпосівна культивуація	200	32±0,08	0,018	0,16
Соняшник	Дворазове дискування, боронування, коткування, передпосівна культивуація	200	62±0,17	0,018	0,31
	Оранка глибока, боронування, коткування, передпосівна культивуація	200	41±0,22	0,023	0,20
Гречка	Дворазове дискування, боронування, коткування, передпосівна культивуація	200	58±0,30	0,034	0,29
	Оранка глибока, боронування, коткування, передпосівна культивуація	200	37±0,021	0,021	0,18

*Джерело: сформовано на основі власних досліджень*

була нижча відповідно у 1,68 раза, 1,51 раза та 1,62 раза порівняно з технологічними операціями підготовки ґрунтів до посіву, які включають: дворазове дискування, боронування, коткування, передпосівну культивуацію.

Результати досліджень також показали, що у бджолиному обніжжі, одержаному із пилку озимого ріпаку, соняшнику та гречки з вирощуванням і з обробітком ґрунтів, який включав оранку глибоку, боронування, коткування та передпосівну культивуацію коефіцієнт накопичення цезію-137 був нижчий в 1,83 раза, 1,6 раза та 1,62 раза відповідно, порівняно з аналогічною сировиною, одержаною за дворазового дискування, боронування, коткування та передпосівної культивуації.

Виявлено і певний вплив обробітку ґрунтів під сільськогосподарські нектаропилконоси на коефіцієнт небезпеки цезію-137 у бджолиному обніжжі. Зокрема, у бджолиному обніжжі, виробленого бджолами з пилку озимого ріпаку, соняшника та гречки за вирощування їх з обробітком ґрунтів, які включають оранку глибоку, боронування, коткування та передпосівну культивуацію, коефіцієнт небезпеки був нижчий в 1,68 раза, 1,55 раза та 1,61 раза відповідно, порівняно з аналогічною сировиною, одержаною за технологічних операцій, таких як дворазове дискування, боронування, коткування, передпосівна культивуація.

Поряд з цим необхідно відмітити виявлену різницю по нагромадженню цезію-137 у бджолиному обніжжі залежно від ботанічного походження сільськогосподарських нектаропилконосів. Так, у бджолиному обніжжі, виробленого бджолами з пилку озимого ріпаку, питома активність, коефіцієнт накопичення та коефіцієнт небезпеки був нижчий у 1,14 раза, 1,12 раза та 1,15 раза порівняно з аналогічною продукцією, одержаною з соняшнику та у 1,07 раза і 1,12 раза – порівняно з гречкою.

Характеризуючи вплив обробітку ґрунтів під вирощення сільськогосподарських нектаропилконосів на інтенсивність нагромадження цезію-137 у перзі, виробленої з їх пилку, необхідно відмітити також виявлені певні відмінності (Табл. 2).

Таблиця 2

## Накопичення цезію-137 у перзі

Сільсько-господарські нектаропилконоси	Особливості обробітку ґрунтів	ГДР-2006, Бк/кг	Питома активність цезію-137, Бк/кг	$K_{\text{нак}}$	$K_{\text{неб}}$
Ріпак озимий	Дворазове дискування, боронування, коткування, передпосівна культивация	200	120±2,1	0,073	0,6
	Оранка глибока, боронування, коткування, передпосівна культивация	200	92±0,75	0,051	0,46
Соняшник	Дворазове дискування, боронування, коткування, передпосівна культивация	200	143±3,1	0,084	0,71
	Оранка глибока, боронування, коткування, передпосівна культивация	200	99±0,25	0,056	0,49
Гречка	Дворазове дискування, боронування, коткування, передпосівна культивация	200	131±2,7	0,075	0,65
	Оранка глибока, боронування, коткування, передпосівна культивация	200	105±1,3	0,058	0,52

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

Так, у перзі, виробленій бджолами з квіткового пилку ріпаку озимого, соняшнику та гречки, питома активність цезію-137 була нижча в 1,3 раза, 1,44 раза та 1,24 раза відповідно за обробітку ґрунтів під вирощування даних культур, який включав оранку глибоку, боронування, коткування, передпосівну культивацию, порівняно з дворазовим дискуванням, боронуванням, коткуванням, передпосівною культивациєю.

Коефіцієнт накопичення і небезпеки цезію-137 у перзі, виробленій бджолами з пилку озимого ріпаку, соняшнику та гречки, був нижчий у 1,43 раза і 1,3 раза; 1,5 раза і 1,44 раза та 1,3 раза і 1,25 раза відповідно за обробітку

ґрунтів під вирощування даних культур, який включав оранку глибоку, боронування, коткування, передпосівну культивуацію порівняно з дворазовим дискуванням, боронуванням, коткуванням, передпосівною культивуацією.

Характеризуючи відповідність питомої активності цезію-137 у перзі до тимчасово допустимим рівням (ГДР-2006) необхідно відмітити, що у даній сировині перевищень не виявлено. Зокрема, питома активність цезію-137 у перзі, виробленій з пилку ріпаку озимого, соняшнику та гречки, була нижча порівняно з ГДР-2006 у 1,66 раза, 1,32 раза та 1,52 раза відповідно за обробітку ґрунтів, що включав дворазове дискування, боронування, коткування, передпосівну культивуацію. Тоді як за глибокої оранки, боронування, коткування, передпосівної культивуації дані показники були в межах: 2,1 раза, 2,02 раза та 1,9 раза. Найнижча питома активність цезію-137, коефіцієнт накопичення та коефіцієнт небезпеки спостерігався у перзі, виробленій бджолами з пилку озимого ріпаку, порівняно вища – з соняшнику.

Аналіз питомої активності цезію-137 в гомогенаті трутневих личинок (Табл. 3), вирощених під час збору бджолами пилку з озимого ріпаку, соняшнику та гречки показав, що за обробітку ґрунтів під дані культури, який включав дворазове дискування, боронування, коткування, передпосівну культивуацію, даний показник був нижчий у 10,8 раза, 9,9 раза та 10,2 раза відповідно, порівняно з ГДР-2006.

Таблиця 3

**Накопичення цезію-137 у гомогенаті трутневих личинок**

Сільсько-господарські нектаропилконоси	Особливості обробітку ґрунтів	ГДР-2006, Бк/кг	Питома активність цезію-137, Бк/кг	$K_{\text{нак}}$	$K_{\text{неб}}$
Ріпак озимий	Дворазове дискування, боронування, коткування, передпосівна культивуація	200	18,4±0,21	0,012	0,092
	Оранка глибока, боронування, коткування, передпосівна культивуація	200	16,0±0,11	0,009	0,080
Соняшник	Дворазове дискування, боронування, коткування, передпосівна культивуація	200	20,1±0,4	0,012	0,101
	Оранка глибока, боронування, коткування, пердпосівна культивуація	200	17,0±0,32	0,010	0,085
Гречка	Дворазове дискування, боронування, коткування, передпосівна культивуація	200	19,5±0,2	0,012	0,098
	Оранка глибока, боронування, коткування, передпосівна культивуація	200	16,5±0,31	0,009	0,083

Джерело: сформовано на основі власних досліджень

За вирощування ріпаку озимого, соняшнику та гречки за обробітку ґрунтів, який включав оранку глибоку, боронування, коткування та передпосівну культивуацію, питома активність цезію-137 в гомогенаті трутневих личинок, вирощених під час збору бджолами пилку з даних медоносів, була нижча за ГДР-2006 у 12,5 раза, 11,7 раза та 12,1 раза відповідно. Питома активність цезію-137 у гомогенаті трутневих личинок, виробленому під час збору бджолами пилку з ріпаку озимого, соняшнику та гречки за обробітку ґрунтів під вирощення даних культур, які включали оранку глибоку, боронування, коткування та передпосівну культивуацію, була нижча у 1,15 раза, 11,8 раза та 11,8 раза відповідно порівняно з дворазовим дискуванням, боронуванням, коткуванням та передпосівною культивуацією. Коефіцієнт накопичення і небезпеки в гомогенаті трутневих личинок, вирощених під час збору квіткового пилку з ріпаку озимого, соняшнику та гречки, була нижча за обробітку ґрунтів під дані культури, що включав оранку глибоку, боронування, коткування і передпосівну культивуацію у 1,33 раза і 1,15 раза; 1,2 раза і 1,18 раза та 1,33 раза і 1,18 раза відповідно порівняно з дворазовим дискуванням, боронуванням, коткуванням та передпосівною культивуацією.

**Висновки і перспективи подальших досліджень.** Обробіток ґрунтів після 30-річного вилучення їх із сільськогосподарського використання внаслідок забруднення радіонуклідами в результаті аварії на Чорнобильській АЕС під посів сільськогосподарських нектароносів шляхом переорювання їх на глибину 30-35 см на фоні боронування, коткування та передпосівної культивуації має вищу ефективність зниження цезію-137 у квітковому пилку та продуктах переробки його бджолами (бджолине обніжжя, перга, гомогенат трутневих личинок) порівняно з дворазовим дискуванням на глибину 10-12 см на фоні боронування, коткування та передпосівної культивуації.

Питома активність цезію-137 у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок, вироблених з квіткового пилку ріпаку озимого була нижча у 1,68 раза, 1,3 раза та 1,15 раза; соняшнику – у 1,51 раза, 1,44 раза та 1,18 раза; гречки – у 1,56 раза, 1,24 раза та 1,18 раза за переорювання ґрунтів на глибину 30-35 см порівняно з дворазовим дискуванням глибиною 10-12 см. Водночас необхідно відмітити, що у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок перевищень ГДР-2006 по цезію-137 не виявлено.

### Список використаної літератури

1. Алексеницер Р.М., Бондарчук Л.И., Кубайчук В.П. Продукты пчеловодства как биоиндикаторы радиоактивного загрязнения. Экологические аспекты загрязнения окружающей среды, 1996. 206 с.
2. Алексеницер М.А., Бондарчук Л.И., Кубайчук В.П. Обережно – радіонукліди. *Пасіка*. 1996. № 1. С. 24-28.
3. Кубайчук В.П., Резницький Е.М. Шляхи очищення та запобігання радіоактивному забрудненню продукції бджільництва. *Бджільництво*. 1992. № 20. С. 32-36.



4. Поліщук В.П. Бджільництво. К.: Вища школа, 2001. 284 с.
5. Прістер Б.С., Лещенко С.О. Рекомендації по веденню сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення територій України в результаті аварії на ЧАЕС на період 1996-1998 років. К., 1996. 56 с.
6. Разанов С.Ф. Щоб одержати чистий мед. *Тваринництво України*. 2007. № 4. С. 40-41.
7. Разанов С.Ф. Радиоактивное загрязнение сотов. *Пчеловодство*. 1999. № 5. С. 9-10.
8. Разанов С.Ф. Зниження радіоактивності меду, виробленого бджолами у екологічній зоні добровільного відселення мешканців. *Збірник наукових праць ВДАУ*. 2007. Вип. 32. С. 200-205.
9. Разанов С.Ф. Вміст радіонуклідів і важких металів у продукції бджільництва. *Агроекологічний журнал*. 2009. № 1. С. 9-11.

#### Список використаної літератури у транслітерації / References

1. Aleksenytsler R.M., Bondarchuk L.Y., Kubaichuk V.P. (1996). Produkti pchelovodstva kak byoindykatori radyoaktyvnoho zahriaznennya. Ekolohycheskye aspekty zahriaznennya okruzhaiushchei sredi [*Beekeeping products as bioindicators of radioactive contamination. Environmental aspects of environmental pollution*]. [in Ukrainian].
2. Aliksenytsler M.A., Bondarchuk L.I., Kubaichuk V.P. (1996). Oberezhno – radionuklidy [*Be careful – radionuclides*]. *Pasika– Apiary*. № 1. 24-28. [in Ukrainian].
3. Kubaichuk V.P., Reznytskyi E.M. (1992). Shliakhy ochyshchennia ta zapobihannia radioaktyvnomu zabrudnenniu produktsii bdzhilnytstva [*Ways to clean and prevent radioactive contamination of beekeeping products*]. *Bdzhilnytstvo– Apiculture*. № 20. 32-36. [in Ukrainian].
4. Polishchuk V.P. (2001). Bdzhilnytstvo [*Apiculture*]. К.: Vyshcha shkola. [in Ukrainian].
5. Prister B.S., Leshchenko S.O. (1996). Rekomendatsii po vedenniu silskoho hospodarstva v umovakh radioaktyvnoho zabrudnennia terytorii Ukrainy v rezultati avarii na ChAES na period 1996-1998 rokiv [*Recommendations for agriculture in terms of radioactive contamination of the territories of Ukraine as a result of the Chernobyl accident for the period 1996-1998*]. [in Ukrainian].
6. Razanov S.F. (2007). Shchob oderzhaty chystyi med. [*To get pure honey*]. *Tvarynnytstvo Ukrainy – Livestock of Ukraine*. № 4. 40-41. [in Ukrainian].
7. Razanov S.F. (1999). Radyoaktyvnoe zahriaznennye sotov. [*Radioactive contamination of cells. Beekeeping*]. *Pchelovodstvo – Beekeeping*. № 5. 9-10. [in Russian].
8. Razanov S.F. (2007). Znyzhennia radioaktyvnosti medu, vyroblenoho bdzholamy u ekolohichnii zoni dobrovilnoho vidselennia meshkantsiv. [*Reduction of radioactivity of honey produced by bees in the ecological zone of voluntary*

resettlement of residents]. *Zbirnyk naukovykh prats VDAU – Zbirnyk naukovykh prats VDAU*. Issue. 32. 200-205. [in Ukrainian].

9. Razanov S.F. (2009). *Vmist radionuklidiv i vazhkykh metaliv u produktsii bdzhilnytstva. [Content of radionuclides and heavy metals in beekeeping products]. Ahroekologichnyi zhurnal – Agroecological journal*. № 1. 9-11. [in Ukrainian].

#### АННОТАЦИЯ

### **ВЛИЯНИЕ ОБРАБОТКИ ПОЧВЫ НА НАКОПЛЕНИЕ ЦЕЗИЯ-137 В ЦВЕТОЧНОЙ ПЫЛЬЦЕ И В ПРОДУКТАХ ЕГО ПЕРЕРАБОТКИ МЕДОНОСНОЙ ПЧЕЛОЙ**

Последние несколько десятилетий уровень радиации существенно повысился за счет искусственных источников – радионуклидов. В частности авария на ЧАЭС привела к попаданию в окружающую среду около 50 млн. Ки различного вида радионуклидов. В результате аварии на ЧАЭС в Украине загрязнено большое количество территорий Житомирской области – 50%, Киевской – 26%. Около 26% загрязненной площади приходится на Черниговскую, Ровенскую, Сумскую и Волынскую области. Радиоактивные вещества, которые входили в состав ядерного топлива, сконцентрировались впоследствии в объектах окружающей среды, откуда частично мигрируют по цепи почва-растение-живые организмы, вызывая в них целый ряд негативных изменений.

Большую опасность для живых организмов сразу же после аварии на ЧАЭС представлял йод-131, по радиоактивности его на загрязненной территории 7,3 МКи. Йод-131 является бета- и гамма-излучателем с периодом полураспада 8,04 суток. Этот элемент характеризуется высокой активностью в системе почва-растение-продукция-организм. Он поступает в организм пероральным путем и накапливается преимущественно в щитовидной железе.

В то же время опасными для живых организмов являются также цезий-134, цезий-137 и стронций-90, доля которых составляет около 3% общей радиоактивности. Все другие радионуклиды, которые были выброшены в окружающую среду во время аварии на ЧАЭС, менее опасны из-за низкой интенсивности поступления в живые организмы.

Цезий-137 имеет период полураспада 30,2 года и попадает в организм тремя путями: перкутальным, аэральным и пероральным. Наибольшая доля цезия-137 попадает пероральным путем. Он является химическим аналогом калия, активно участвует в процессе обмена. Поэтому может накапливаться в высоком количестве в тканях организма. Около 10% цезия-137 выводится из организма с непереваженными остатками корма, а подавляющее большинство – с мочой. Цезий-137, проникая в организм, концентрируется преимущественно в мышечной ткани, в костной – сравнительно меньше. Из костной ткани он выводится значительно медленнее, чем из мышечной.

Сейчас в окружающей среде еще остается около 50% цезия-137, который попал в окружающую среду в результате аварии на ЧАЭС. Радионуклиды в почве находятся в движущемся состоянии, поэтому перемещаются в определенные ее слои. Скорость такого перемещения радионуклидов в почве зависит от ее свойств, содержания минеральных и органических веществ. В частности, выявлено, что миграция цезия-137 на минеральных дерново-подзолистых почвах в десятки раз ниже, чем на торфяных и торфяно-болотных почвах. Что характерно для почвы экологической зоны Полесья. В состав почв этой зоны входит не более 1,0% глины, 0,8-1,2% гумуса, 3-5% илстой фракции, что способствует высокой миграции радионуклидов. Цезий-137 в этих почвах находится в дернине в подвижной форме и довольно интенсивно мигрирует в растительность. Доказано, что минеральная часть и гумус прочно закрепляют цезий-137.

Авария привела к загрязнению в Украине около 1,5 млн. га лесов, большая часть которых потеряла практическое значение и изъята из пользования. Установлено, что

основное количество радионуклидов сосредоточено в верхнем пятисантиметровом слое почвы и в лесной подстилке, которая характерна для сосновых лесов. В сосновых лесных насаждениях в подстилке концентрируется 30-60% стронция-90 и 40-80% цезия-137, а в лиственных – около трети радионуклидов.

Большинство радионуклидов попадает в растения корневым путем. Некоторые авторы сообщают, что иногда растения накапливают значительно больше радионуклидов даже при меньшем содержании их в почве. Такая тенденция наблюдается на Полесье Украины.

За последние 15 лет содержание стронция-90 в растительной продукции существенно не изменилось. Исследователями изучены особенности накопления радиоактивных веществ медоносными растениями, которые могут активно накапливать цезий-137. К активным накопителям радиоцезия относятся растения семейства розоцветных, гречишных, лютиковых. Высоким содержанием стронция-90 характеризуется лапчатка серебристая, лютик едкий, а такие медоносы как клевер красный и белый, люцерна, лядвенец рогатый, эспарцет песчаный и горошек мышиный, вереск обыкновенный, черника – интенсивно накапливают как цезий-137, так и стронций-90. Изучено интенсивность накопления цезия-137 в пчелиной обножке, перге и гомогенате трутневых личинок, произведенных пчелами из цветочной пыльцы рапса озимого, подсолнечника и гречихи при разной обработке почв северного Полесья, возвращенных в сельскохозяйственное использование после 30 лет аварии на Чернобыльской АЭС.

**Ключевые слова:** обработка почвы, цезий-137, цветочная пыльца, перга, гомогенат трутневых личинок, коэффициент накопления, коэффициент опасности.

**Табл. 3. Лит. 9.**

#### ANNOTATION

### EFFECT OF SOIL TREATMENT ON CESIUM-137 ACCUMULATION IN FLOWER POLLEN AND IN ITS PROCESSING PRODUCTS BY HONEY BEES

Over the past few decades, the level of radiation has significantly increased due to artificial sources – radionuclides. In particular, the Chernobyl accident led to the release of about 50 million Ki of various types of radionuclides into the environment. As a result of the accident at the Chernobyl nuclear power plant in Ukraine, a large number of territories of the Zhytomyr region are polluted – 50%, Kiev – 26%. About 26% of the contaminated area falls on the Chernigov, Rivne, Sumy and Volyn regions. The radioactive substances that were part of the nuclear fuel were concentrated in the environment, from where they partially migrate along the soil-plant-living organisms chain, causing a number of negative changes in them.

Immediately after the Chernobyl accident, iodine-131 posed a great danger to living organisms; its radioactivity in the contaminated area was 7.3 MKi. Iodine-131 is a beta and gamma emitter with a half-life of 8.04 days. This element is characterized by high activity in the soil-plant-production-organism system. It enters the body by the oral route and accumulates mainly in the thyroid gland.

At the same time, cesium-134, cesium-137 and strontium-90 are also dangerous for living organisms, the share of which is about 3% of the total radioactivity. All other radionuclides that were released into the environment during the Chernobyl accident are less dangerous due to the low rate of entry into living organisms.

Cesium-137 has a half-life of 30.2 years and is absorbed into the body in three ways: percutaneous, aerial and oral. The largest proportion of cesium-137 is ingested orally. It is a chemical analogue of potassium and is actively involved in the metabolic process. Therefore, it can accumulate in high amounts in body tissues. About 10% of cesium-137 is excreted from the body

with indigestible food residues, and the vast majority - with urine. Cesium-137, penetrating into the body, is concentrated mainly in muscle tissue, and comparatively less in bone tissue. It is excreted from bone tissue much more slowly than from muscle tissue.

Now in the environment there is still about 50% of cesium-137, which got into the environment as a result of the Chernobyl accident. Radionuclides in the soil are in a moving state, therefore they move to certain layers of it. The speed of such movement of radionuclides in the soil depends on its properties, the content of mineral and organic substances. In particular, it was revealed that the migration of cesium-137 on mineral sod-podzolic soils is ten times lower than on peat and peat-bog soils. This is typical of the soil of the ecological zone of Polesie. The composition of the soils of this zone includes no more than 1.0% of clay, 0.8-1.2% of humus, 3-5% of the silty fraction, causing a high migration of radionuclides. Cesium-137 in these soils is in the sod in a fast-moving form and rather intensively migrates into the vegetation. It has been proven that the mineral part and humus firmly fix cesium-137.

The accident resulted in about 1,500,000 pollution in Ukraine. Hectares of forests, most of which have lost their practical value and are withdrawn from use. It has been established that the main amount of radionuclides is concentrated in the upper five-centimeter soil layer and in the forest litter, which is characteristic of pine forests. In pine forest stands, 30-60% strontium-90 and 40-80% cesium-137 are concentrated in the litter, and about a third of radionuclides are concentrated in deciduous forests.

Most radionuclides enter plants by the root route. Some authors report that sometimes plants accumulate significantly more radionuclides, even with a lower content of them in the soil. This trend is observed in the Polesie of Ukraine.

Over the past 15 years, the strontium-90 content in plant products has not changed significantly.

Researchers have studied the peculiarities of the accumulation of radioactive substances by melliferous plants, which can actively accumulate cesium-137. Plants of the family Rosaceae, buckwheat, buttercups are classified as active accumulators of radiocesium. A high content of strontium-90 is characterized by silver cinquefoil, caustic buttercup, and such honey plants as red and white clover, alfalfa, horned lily, sainfoin and mouse peas, common heather, blueberries intensively accumulate both cesium-137 and strontium-90. The intensity of accumulation of cesium-137 in bee pollen, perge and homogenate of drone larvae produced by bees from pollen of winter rape, sunflower and buckwheat in different ways was studied.

**Key words:** tillage, cesium-137, pollen, bee bread, homogenate of drone larvae, accumulation coefficient, hazard coefficient.

**Tab. 3. Lit. 9.**

### **Інформація про авторів**

**Разанов Сергій Федорович** – доктор сільськогосподарських наук, професор кафедри екології та охорони навколишнього середовища факультету агрономії та лісівництва Вінницького національного аграрного університету (21008, м. Вінниця, вул. Сонячна, 3; e-mail: razanov@vsau.vin.ua).

**Огороднічук Галина Михайлівна** – кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри технології виробництва продуктів тваринництва Вінницького національного аграрного університету (21008, м. Вінниця, вул. Сонячна, 3; e-mail: ogm@vsau.vin.ua).

**Коминар Микола Федорович** – аспірант Інституту агроекології і природо-користування НААН (03143, м. Київ, вул. Метрологічна, 12; e-mail: nik190778@ukr.net).

**Разанов Сергей Федорович** – доктор сельскохозяйственных наук, профессор кафедры экологии и охраны окружающей среды факультета агрономии и лесоводства Винницкого национального аграрного университета (21008, г. Винница, ул. Солнечная, 3; e-mail: razanov@vsau.vin.ua ).

**Огородничук Галина Михайловна** – кандидат сельскохозяйственных наук, доцент кафедры технологии производства продуктов животноводства Винницкого национального аграрного университета (21008, г. Винница, ул. Сонячна, 3; e-mail: ogm@vsau.vin.ua).

**Комынар Николай Федорович** – аспирант Института агроэкологии и природопользования НААН (03143, г. Киев, ул. Метрологическая, 12; e-mail: nik190778@ukr.net).

**Razanov Sergey** – Doctor of Agricultural Sciences, Professor of the Department of Ecology and Environmental Protection, Faculty of Agronomy and Forestry, Vinnytsia National Agrarian University (21008, Vinnytsia, Sonyachna str. 3; e-mail: razanov@vsau.vin.ua).

**Ogorodnichuk Galina** – Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor of the Department of Livestock Product Manufacturing Techniques, Vinnitsa National Agrarian University (21008, Vinnitsa, Sonyachna St., 3; e-mail: ogm@vsau.vin.ua).

**Komyнар Mykola** – Postgraduate student of the Institute of Agroecology and Nature Management of the NAAS (03143 , Kiev, Metrologicheskaya str., 12; e-mail: nik190778@ukr.net).