

ДЕРЖАВНА АГРОЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ УКРАЇНИ

На правах рукопису

ЛІСОГУРСЬКА ДІНА ВОЛОДИМИРІВНА

УДК 574.4:638.13:638.16:539.1.04 (477.42) (043.3)

**РАДІОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА МЕДОНОСНИХ ФІТОЦЕНОЗІВ
ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ**

03. 00. 16. Екологія

ДИСЕРТАЦІЯ

на здобуття наукового ступеня
кандидата сільськогосподарських наук

Науковий керівник:

Славов Володимир Петрович

професор, доктор сільськогосподарських наук,

член-кореспондент УААН

ЖИТОМИР – 2001

ЗМІСТ

	Стр.
ВСТУП.....	4
РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ.....	10
1.1 Медоносні фітоценози на території Українського Полісся..	10
1.2 Поживні, апітерапевтичні і радіопротекторні властивості бджолиного меду та обніжжя.....	15
1.3 Шляхи надходження радіонуклідів в рослини та фактори, які впливають на цей процес.....	17
1.4 Радіоекологічна оцінка бджолиного меду та обніжжя.....	25
РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	32
2.1 Методика розрахунку структури медоносних фітоценозів, визначення типу головного медозбору та аналізу стану галузі бджільництва.....	32
2.2 Методика оцінки погодних, радіоекологічних та ґрунтових умов місця проведення досліджень.....	34
2.3 Методика радіоекологічної оцінки медоносних фітоценозів.....	36
2.4 Методика визначення ботанічного походження бджолиного меду і обніжжя та масової частки води і механічних домішок у них.....	40
РОЗДІЛ 3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ	42
3.1 Структура медоносних фітоценозів, тип головного медозбору та стан галузі бджільництва зони радіоактивного забруднення Житомирського Полісся.....	42
3.1.1 Структура медоносних фітоценозів.....	42
3.1.2 Тип головного медозбору.....	54
3.1.3. Стан галузі бджільництва.....	59
3.2 Характеристика погодних, радіоекологічних та ґрунтових	

		3
	умов науково-господарських дослідів.....	62
3.3	Ботанічне походження бджолиного меду і обніжжя та ма- сова частка води і механічних домішок у них.....	74
3.4	Радіоекологічна оцінка медоносних фітоценозів.....	79
3.4.1	Радіоекологічна оцінка товарного меду та обніжжя.....	79
3.4.2	Радіоекологічна оцінка вторинного радіоактивного забру- днення товарного обніжжя та меду	87
3.4.3	Радіоекологічна оцінка медоносів, бджолиного меду та обніжжя залежно від ботанічного походження.....	95
3.4.4	Радіоекологічна оцінка бджолиного меду та обніжжя за- лежно від типу фітоценозу.....	102
	ВИСНОВКИ ТА ПРОПОЗИЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ.....	105
	СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	107
	ДОДАТКИ.....	135

ВСТУП

Строки штучної та природної дезактивації Чорнобильських аварійних викидів до дозволених рівнів в Україні будуть тривати десятиріччями, і агропромислове виробництво треба буде здійснювати в умовах радіоактивного забруднення земель [70; 149; 213].

Як свідчать літературні дані, вміст радіонуклідів у продуктах бджільництва, з часом зменшується. На даний час бджільництво можна вести без обмежень на всій території радіоактивного забруднення України, де дозволена трудова діяльність. Але ще існує реальна загроза одержання меду та обніжжя, непридатних для споживання, тому ця галузь тваринництва може стати досить перспективною лише тоді, коли будуть докладно вивчені особливості кормової бази бджільництва регіонів, які зазнали радіоактивного забруднення, та коефіцієнти переходу радіоізотопів у системі ґрунт – рослина – продукт бджільництва. Дослідження цієї проблеми потрібні в різних адміністративно-територіальних та природних зонах України, особливо на Українському Поліссі, яке є геохімічною провінцією, що характеризується інтенсивною міграцією ^{137}Cs та інших радіонуклідів з ґрунту в сільськогосподарську продукцію [16; 95; 157; 195; 212].

Актуальність теми. Флористичний склад медоносних угідь є одним із основних факторів забруднення бджолиного меду та обніжжя. До цього часу не були докладно вивчені медоносні фітоценози як основа кормової бази бджільництва Житомирського Полісся, що зазнало найбільшого радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs у системі ґрунт – рослина – продукт бджільництва взагалі не визначались, а дослідження обмежувались лише вивченням особливостей поведінки даного радіонукліда в цій системі. Тому дослідження у цьому напрямку є актуальними і доцільними.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконана згідно з планом науково-дослідних робіт Державної агроекологічної академії України і є складовою частиною комплексної теми: “Розробка і впровадження рекомендацій і методик щодо ведення сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених територіях”, яка входила до державної науково-технічної програми “Сільгосп радіологія” (1994-1999 рр. № держреєстрації 019600118644).

Мета і завдання дослідження. Мета досліджень – визначити тип головного медозбору, дати характеристику сучасного стану галузі бджільництва зони радіоактивного забруднення Житомирського Полісся, а також розрахувати структуру медоносних фітоценозів та дати їм радіоекологічну оцінку для одержання в цьому регіоні бджолиного меду та обніжжя з найменшим вмістом ^{137}Cs .

Для досягнення поставленої мети ставились такі завдання:

- * розрахувати структуру медоносних фітоценозів, визначити тип головного медозбору та дати характеристику сучасного стану галузі бджільництва в регіоні, який досліджується;
- * визначити ботанічне походження бджолиного меду і обніжжя та масову частку води і механічних домішок у них;
- * дати радіоекологічну оцінку товарного меду і обніжжя, одержаних у промислових умовах;
- * встановити коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у квітки, з ґрунту у бджолиний мед та обніжжя;
- * дати радіоекологічну оцінку медоносів, бджолиного меду та обніжжя залежно від ботанічного походження та типу фітоценозу.

Об'єкт дослідження – міграція ^{137}Cs з ґрунту у медоносні рослини і продукти бджільництва.

Предмет дослідження – визначення концентрації ^{137}Cs у меді та обніжжі, вироблених на Житомирському Поліссі та встановлення коефіцієнтів

переходу даного радіонукліда з ґрунту у медоносні рослини, мед і обніжжя.

Методи дослідження. Для характеристики погодних, ґрунтових та радіоекологічних умов, розрахунку структури медоносних фітоценозів та аналізу стану галузі бджільництва використаний метод зведення і групування статистичного матеріалу, для визначення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs , питомої активності ^{137}Cs у ґрунті, квітках медоносів, меді та обніжжі – гамма-спектрометричний, масової частки механічних домішок і води в обніжжі – ваговий, масової частки води у меді – рефрактометричний, ботанічного походження меду та обніжжя – світлової мікроскопії, агрохімічних властивостей ґрунту – титрометричний, калориметричний, полум'яно-фотометричний, потенціометричний, для обробки результатів лабораторних аналізів – варіаційно статистичний.

Наукова новизна. Вперше розрахована структура медоносних фітоценозів, визначений тип головного медозбору і охарактеризовано стан галузі бджільництва зони радіоактивного забруднення Житомирського Полісся; зроблена радіоекологічна оцінка товарного меду та обніжжя і розрахована питома вага вторинного радіоактивного забруднення меду; встановлені коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у бджолиний мед та обніжжя і дана радіоекологічна оцінка цих продуктів бджільництва залежно від ботанічного походження та типу фітоценозу.

Встановлено, що на Житомирському Поліссі, яке зазнало радіоактивного забруднення, переважають природні та природно-антропогенні рослинні угруповання. Культурних фітоценозів у 18 разів менше порівняно з ними. Потенційний запас меду на культурних угіддях лише на 33-61 % забезпечує потреби наявних бджолиних сімей. Частка культурних угідь, забруднених ^{137}Cs понад 37 кБк/м^2 , у 1,4-2 рази менша порівняно з природними. З медоносної флори природних рослинних угруповань товарного меду одержують у 2 рази більше, ніж з культурної. Бджолиний мед та обніжжя, зібрані з природних медоносних рослин, містять у 2-3 рази більше ($P < 0,001$) ^{137}Cs , ніж з ку-

льтурних. У регіоні, який досліджувався, зосереджено 39 % бджолиних сімей області, з них 89 % – у приватному секторі.

За результатами наших досліджень, у зоні радіоактивного забруднення Житомирського Полісся з природних нектароносів мед збирають з лісового, лугового та польового різнотрав'я, волошки синьої та вересу звичайного, а з культурних – з конюшини білої, буркуну білого, гречки їстівної та ріпаку. При відкачуванні товарний мед зазнає вторинного радіоактивного забруднення, питома вага якого в середньому становить $62,3 \pm 2,04$ %. Механічні домішки у товарному бджолиному обніжжі, в межах допустимої норми (до 0,1 %), суттєво не впливають на питому активність ^{137}Cs у ньому ($r < 0,3$).

Досліджені коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у бджолиний мед та обніжжя залежать від ботанічного походження цих продуктів ($P < 0,05 \dots 0,001$). Найбільший цей показник для вересового меду ($0,56 \pm 0,038$) табуркунового обніжжя ($0,87 \pm 0,028$), а найменший – волошкового меду ($0,05 \pm 0,008$) та кульбабового обніжжя ($0,12 \pm 0,013$). Коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту у бджолине обніжжя у 1,5-4 рази більший ($P < 0,001$), ніж у мед цього ж ботанічного походження.

У роботі дістало подальший розвиток визначення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs з ґрунту у квітки медоносних рослин та вміст його у товарному меді та обніжжі, вироблених в умовах радіоактивного забруднення Житомирського Полісся.

Встановлено, що коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у квітки медоносів залежать від виду рослини ($P < 0,05 \dots 0,001$). Найменше надходить ^{137}Cs із ґрунту у квітки кульбаби лікарської ($0,17 \pm 0,021$), найбільше – вересу звичайного ($1,32 \pm 0,049$).

Питома активність ^{137}Cs у товарному меді та обніжжі варіює у широких межах ($C_v = 85$ % та $C_v = 103$ %). Максимальні значення даного показника у цих продуктах у 4 та 2 рази менші встановлених допустимих рівнів вмісту

¹³⁷Cs і становлять відповідно 151 та 262 Бк/кг.

Практична цінність. Результати досліджень дозволили запропонувати інтенсивне використання культурних медоносних фітоценозів для одержання бджолиного меду та обніжжя з найменшою концентрацією ¹³⁷Cs та можливість прогнозування вмісту даного радіонукліда в них. Пропозиції враховані правлінням СТОВ «Норинцівське» Народицького району Житомирської області. Результати роботи одержали позитивну оцінку і використовуються у практичній діяльності вищезазначеної організації та навчальному процесі зооінженерного факультету ДААУ при викладанні дисциплін «Медоносні ресурси» і «Зооекологія».

Особистий внесок здобувача. Добір і аналіз даних літератури, експериментальні дослідження, статистична обробка даних, їх опис, аналіз та теоретичне обґрунтування виконані автором особисто.

Апробація результатів дисертації. Результати досліджень доповідались на міжнародних науково-практичних конференціях «Актуальные проблемы экологии на рубеже третьего тысячелетия и пути их решения» (м. Брянськ, 1999), «Проблеми виробництва екологічно чистої продукції на межі 3-го тисячоліття» (м. Житомир, 2000) та науково-практичних конференціях професорсько-викладацького складу зооінженерного факультету та факультету ветеринарної медицини ДААУ (м. Житомир, 1998-2000). У повному обсязі дисертація розглянута та схвалена на спільному засіданні кафедр годівлі сільськогосподарських тварин та зооекології Державної агроєкологічної академії України.

Публікації. Результати досліджень, які включені до дисертації, опубліковані в семи наукових працях.

Автор висловлює щиру подяку за допомогу у виконанні дисертаційної роботи науковому керівнику доктору сільськогосподарських наук, професору Володимиру Петровичу Славову, доцентам кафедри годівлі сільськогосподарських тварин ДААУ Михайлу Миколайовичу Кривому, Валерію Воло-

димировичу Борщенку, доценту кафедри фізіології та фармакології ДААУ Еллі Олександрівні Аристарховій, аспірантці Світлані Володимирівні Фурман, співробітникам Житомирського управління сільського господарства і продовольства та сільськогосподарської дослідної станції ДААУ.

РОЗДІЛ 1

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1. Медоносні фітоценози на території Українського Полісся

Фітоценози України представлені лісами, луками, болотами, степами, порушеними фітоценозами та культурними рослинними угрупованнями. Медоносні рослини – єдине природне джерело корму для бджіл. На земній кулі нараховується понад 150 тис. видів квіткових рослин. Близько 5 тис. їх у флорі України. 1000 видів використовується бджолами як джерело нектару і пилку, проте лише 450 з них мають певне значення для цих комах. Медоноси України належать до 74 родин. Основна маса їх представлена в 7 родинях. Медоносна флора Полісся нараховує 759 видів, найцінніші – 300 [1; 57; 86; 137; 220; 229].

Використання медоносних фітоценозів у бджільництві пов'язане з територією в радіусі 2-3 км (іноді до 5 км) від місця розміщення пасіки. Цю відстань прийнято називати радіусом продуктивного льоту бджіл. Площа такої території («пасовищна ділянка») при 2-км радіусі складає 1250 га, при радіусі 3 км – 2800 га [147; 209].

На збір нектару чи пилку і перенесення їх у вулик комахи витрачають багато енергії і корму. Чим ближче розміщені масиви медоносів до пасіки, тим вища продуктивність бджолиних сімей. Тому правильна організація і використання кормової бази має вирішальне значення для розвитку бджільництва. Окрім того, флористичний склад медоносних угідь є одним із основних факторів забруднення продуктів бджільництва радіонуклідами [8; 75].

Всі медоносні рослини поділяють на чотири групи: нектаропилконосні, з яких бджоли беруть в основному нектар і меншою мірою пи-

лок (малина, акація біла); рослини, з яких бджоли однаково добре беруть нектар і пилок (яблуня домашня, гречка їстівна, конюшина біла тощо); пилконосно-нектароносні рослини, з яких бджоли беруть головним чином пилок і меншою мірою нектар (кульбаба лікарська, шипшина собача, горобина звичайна тощо); власне пилконоси – рослини, з яких бджоли беруть тільки пилок (береза пухнаста, тополя біла, звіробій звичайний, кукурудза звичайна тощо) [21].

За місцем проростання медоносні рослини поділяють на: медоноси лісів, парків і полезахисних смуг; польових і кормових сівозмін; садів і ягідних плантацій; овочевих ділянок і баштанів; лук і пасовищ; непридатних ділянок; спеціальні медоноси [57; 161; 170].

Кормова база пасіки значною мірою залежить від ґрунтово-кліматичних і господарсько-економічних умов. Як відомо, територія України поділена на п'ять ґрунтово-кліматичних зон: Степ, Лісостеп, Полісся, Крим і Карпати. Житомирщина відноситься до поліського регіону, лісистість якого становить 26%. Тут на переважаючих дерново-підзолистих ґрунтах ростуть сосново-дубові, дубово-грабові та соснові ліси [76; 146; 151].

Соснові ліси бідні на медоносні рослини. Основні з них – чорниця, чебрець повзучий, золотушник звичайний, брусниця та деякі інші. Однак тільки верес звичайний заповнює великі масиви і дає товарний мед. Тому соснові ліси для бджільництва важливого практичного значення не мають. Більш багаті на медоносну флору дубово-соснові ліси. Найчастіше тут зустрічається ліщина звичайна, крушина ламка, материнка звичайна, ожина волосиста, рододендрон жовтий, горлянка повзуча та інші. Зрідка зустрічаються дубові, дубово-грабові, березові, чорновільхові ліси. Їх медоносна флора представлена липою серцелистою, кленом гостролистим, підмаренником звичайним, малиною та іншими [80; 133; 152; 220; 229].

Такі медоносні рослини лісових фітоценозів, як крушина ламка, липа серцелиста, іван-чай вузьколистий, малина, верес звичайний та деякі інші

мають важливе практичне значення для даної галузі і в Поліському регіоні можуть давати товарний мед [21; 24; 80; 109; 117; 168; 169].

Певне кормове значення для бджіл в даній зоні має також медоносна флора боліт. Верба п'ятитичинкова, вушката та попеляста, береза пухнаста, калюжниця звичайна використовуються цими комахами в ранньовесняний період для розвитку сімей. Багно звичайне, вовче тіло болотне та деякі інші дають пилок і нектар в літній період. Добрими медоносами боліт є верес звичайний, чорниця, брусниця та ін. [220; 224].

Цікавим об'єктом з точки зору поширення медоносів є рослинність заплавл, особливо лучна. Поліські луки багаті на медоносну флору. Крім підтримуючого взятку, вони дають і продуктивний. У цих угрупованнях участь медоносних рослин досить значна і сягає майже 25 % загальної кількості видів. Найціннішими з них є конюшина повзуча, лучна та гібридна, коронарія зозуляча, лядвенець рогатий та деякі інші [214; 215].

Кількість видів природних медоносів у 8 разів більша, ніж культурних. Переважна частина їх – трав'янисті рослини (70,2 %), дерева становлять 16,1%, кущі – 10,7 %, напівкущі і ліани – 3 %. Проте в період інтенсивного освоєння людиною навколишнього середовища був значно змінений склад медоносних рослин, поширених навколо нас. Під впливом антропогенного тиску відбувся значний перерозподіл у співвідношенні природної та культурної рослинності, і якщо на початку століття переважав перший тип рослинності, то тепер основною є культурна із значним зростанням синантропної. Відбулися значні зміни і в складі природної рослинності. Багато видів звузили свій ареал або взагалі зникли [20; 140; 219].

За цих умов бджільництво може розвиватись винятково за рахунок сільськогосподарських медоносних культур, і збільшення їх площі позитивно впливає на продуктивність цієї галузі [82; 118; 145; 202; 218; 245].

З культурних медоносних фітоценозів у зоні Полісся найбільш перспективні посіви гречки їстівної, ріпаку, гірчиці білої, буркуну білого та жовто-

го, конюшини білої та гібридної. У районах розвиненого землеробства ці рослини є основними культурами для отримання товарного меду [21; 24; 95; 167; 248].

Площі розораних угідь в останні десятиріччя зросли і стали переважаними у земельному фонді України. У складі порушених і, в першу чергу, орних земель з'явилась ціла низка не тільки культурних медоносних рослин, а й нектароносних бур'янів. Кількість бур'янів-медоносів значно більша, ніж культурних, і нараховує близько 72 видів. Їх розподіл відбувається під впливом наявних екологічних умов, а також відповідно до розміщення посівів ярих, озимих та просапних культур в сівозмінах. На сірих лісових та дерново-підзолистих ґрунтах лісової зони в посівах озимих, ярих культур та просапних культур Полісся на різних ґрунтах поширені декілька агротипів, які змінюються в залежності від типу ґрунту, але кількість медоносів в них практично не змінюється і коливається від 2 до 9 видів (гірчиця польова, жовтий осот польовий, осот щетинистий та деякі інші). Найбільш виділяються волошка синя та, в деякій мірі, конюшина біла. Ці фітоценози в період цвітіння волошки можуть давати продуктивний взяток [216; 221].

Зникнення площ, зайнятих природною рослинністю, а також значне поширення антропогенних рослинних угруповань, збіднених на медоноси, змусили бджіл шукати джерело взятку на порушених землях. До них належать вирубки, розорані заплави, смітники, вигони. Фітоценози, поширені на таких землях, за нектаропроодуктивністю бувають різними, тому що, здебільшого, види, які їх утворюють, не є цінними медоносами, а якщо такі серед них і трапляються, то вони не мають значного поширення. Їх загальна кількість досягає 146. В Україні виділено 14 типів рудеральної рослинності, 11 з них зустрічаються на Поліссі (4 – низькопродуктивні). Подорожниково-волошковий, конюшино-пажитницевий, геранієво-татарниковий, болиголов-лопуховий, куколицево-бузиновий, собакокропиво-лопуховий, будяково-буркуновий, резедово-полиновий мають важливе значення, тому що ви-

користовуються бджолами для продуктивного взятку. Кількість медоносів у даних типах від 7 до 25 видів. Найбільш нектаропродуктивними є іван-чай вузьколистий, конюшина повзуча, лядвенець рогатий та ін. Суто для лісової зони характерні стокротково-тонконоговий, полиново-лутиговий, яглицево-лопуховий, пастернако-м'яточниковий, жабрійово-щавелевий, які мають велику кількість медоносів (17). Серед них найбільш нектаропродуктивні жабрій гарний та звичайний, чистець болотний, конюшина повзуча та інші [219; 221].

Незначну роль в медоносній базі Полісся України відіграють плодові культури (4,2 %). Найбільш цінні яблуня домашня, груша звичайна, вишня звичайна, черешня, слива домашня. Серед ягідних культур найбільш нектароносна малина, за нею іде агрус відхилений і смородина чорна. Невелику кількість нектару бджоли отримують із суниці садової. Як джерело підтримуючого взятку бджоли використовують також овочеві культури. Для покращання кормової бази часто висівають спеціальні медоноси (фацелія пижмолиста, огіркова трава, меліса лікарська, синяк звичайний та інші [21; 135; 247].

Окрім нектару, при відсутності медозбору з квіток бджоли можуть збирати з листя дерев так звану падь і медяну росу. Падь – це екскременти попелиць, червчиків і інших комах, які живляться рослинними соками сосни, липи, дуба, в'яза, бука, ясена, клена, вишні, смородини, осики та деяких інших. На 1 га спілих соснових насаджень, що нараховують 250-300 дерев, попелиці виділяють за місяць 105-125 кг цукрів, а на 1 га дубового лісу – 80-100 кг. Спостереження показали, що паді виділяється більше в посушливі роки, а серед року – в найбільш спекотливі місяці. Медяна роса – виділення рослинних соків, які містять значну кількість цукристих речовин. Виділяється вона рано-вранці на листі, хвої дерев при різкому коливанні добової температури [170; 255].

За періодом цвітіння медоносні рослини поділяють на чотири групи:

ранньовесняні (різні види верб), весняні (плодові дерева, жовта акація); літні (біла акація, гречка їстівна, іван-чай вузьколистий, буркун білий та жовтий); осінні (верес звичайний, цикорій звичайний, пожнивні посіви гречки їстівної) [100; 101; 102; 103]. Товарний мед дають лише літні медоноси, проте за сприятливих умов добрий медозбір можна отримати з весняних і осінніх медоносних рослин [21; 185; 217].

Один або кілька медоносів, з яких бджоли у тій чи іншій місцевості збирають найбільшу кількість продукту, визначають тип медозбору. З них надходить в основному товарний мед. За літературними даними 1979 та 1983 років, на Поліссі є такі продуктивні медозбори: лісово-гречаний, конюшиново-вересовий, гречано-вересовий, різнотравно-гречаний, гречано-конюшиновий. А при відсутності медозбору з квіткових рослин (восени) бджоли можуть збирати падь та медяну росу [75]. Отже, як згадувалось раніше, одним із основних факторів забруднення продуктів бджільництва радіонуклідами є флористичний склад медоносних рослинних угруповань, який для Полісся України в загальному вивчений докладно. Проте у доступній нам літературі ми не устріли характеристики медоносних фітоценозів Житомирського Полісся, яке зазнало радіоактивного забруднення. Тому це стало метою наших досліджень.

1.2. Поживні, апітерапевтичні та радіопротекторні властивості бджолиного меду і обніжжя

У бджолиному меді знаходиться від 100 до 300 речовин і сполук, необхідних для нормального розвитку і життєдіяльності організму людини. Це високоенергетичний продукт харчування: 100 г меду забезпечує 1/10 добової потреби дорослої людини в енергії [249]. Вживання натурального меду в

концентрації 500 мг/кг впродовж 6-8 тижнів підвищує фізичну працездатність [42].

30 г бджолиного обніжжя містить добову норму вітамінів В₁, В₂, В₅, 60-80 % – В₆, 40 % – Н, 20 % – В₃, 10 % – С. Також забезпечується добова потреба організму людини в міді, кобальті, марганці, калії, на 70 % – у магнії, на 40 % – кальції та натрії, на 20 % – у залізі [72]. А 100 г пилку містить стільки ж незамінних амінокислот, як 500 г яловичини, тому дві чайні ложки (15 г) забезпечують добову потребу людини в амінокислотах [155].

Завдяки своїй поживності мед та пилок часто вводять до раціону людей або використовують у харчовій промисловості для підвищення біологічної цінності продуктів [90; 231; 252].

Кожний грам натурального меду, бджолиного обніжжя, прополісу володіє цілим арсеналом лікувальних властивостей. Лабораторні дослідження та клінічні спостереження свідчать про те, що ці продукти мають здатність підвищувати імунітет. Тому їх вживання покращує стійкість організму людини до несприятливої дії середовища [120; 124; 141].

З профілактичною метою потрібно частіше вводити в раціон ці продукти бджільництва, і потреба в багатьох ліках відпаде та відступить багато недуг [53; 59; 106; 242; 246; 254;], особливо у дітей [14; 210; 211].

З літератури відомо, що ще 3500 років тому мед входив до складу багатьох лікувальних сумішей народних цілителів. Його вважали еліксиром життя і молодості [53]. Зараз не лише мед, а й бджолине обніжжя широко використовують в науковій медицині [236]. На основі біологічно активних сполук продуктів бджільництва і фітопрепаратів створені лікарські засоби [39; 123; 227].

Вони володіють тетрадою клінічних ефектів: радіопротекторною дією, імунологічним впливом, ліпотропними і кардіотропними властивостями, противиразковим ефектом. Продукти бджільництва можуть застосовуватись там, де раніше синтезовані радіопротектори, які виявляють захисну дію в

умовах гострого опромінення великими дозами, виявилися неефективними при тривалому зовнішньому і внутрішньому опроміненні невисокої інтенсивності [15; 26; 35; 81; 111; 186].

Накопичений експериментальний та клінічний матеріал дає право поставити апіпродукти у ряд найбільш активно діючих медпрепаратів для лікування хвороб шлунково-кишкового тракту [51; 45; 92; 121; 143; 259; 261], серця, судин та крові [44; 50; 52; 58; 62; 204], органів дихання [38; 240], опорно-рухового апарату [153], сечостатевої та ендокринної систем [116; 261], психічних, невралгічних [48; 108; 258] та сексуальних розладів [208; 241].

Використання апітерапії значно покращує ступінь реабілітації пацієнтів після тяжких захворювань [62]. Її застосовують і в комплексному санаторному лікуванні [98; 154], в косметичі [235]. Є спроби використовувати апіпродукти у тваринництві як кормові добавки [87; 94; 232; 244] і як лікарські препарати – у ветеринарії [250]. Бджолиний мед та обніжжя, зібрані з різних видів рослин, мають певні кількісні показники вмісту біологічно активних речовин і, відповідно, цільову дію на організм людини. Тому при використанні з лікувальною метою, в дієтичному харчуванні і косметичній практиці слід відбирати їх суворо за видовими ознаками [72; 106; 138; 253].

Отже, бджолиний мед та обніжжя широко використовується як продукт харчування, профілактичний та лікувальний засіб, тому вміст шкідливих речовин у них, в тому числі радіонуклідів, повинен бути якомога меншим. На території, яка забруднена радіонуклідами, цього можна досягти при науково обгрунтованому веденні галузі бджільництва.

1.3. Шляхи надходження радіонуклідів у рослини та фактори, які впливають на цей процес

До Чорнобильської аварії територія України була відносно рівномірно

забруднена штучними радіонуклідами, адже підприємства ядерно-теплогового циклу, випробування ядерної зброї, ядерні установки є постійно діючими джерелами надходження їх в навколишнє середовище. Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr до 1986 року у поверхневих шарах ґрунту становив $0,8-4,0 \text{ кБк/м}^2$ ($0,02-0,10 \text{ Кі/км}^2$). Вивчення розподілу інших радіоізоотопів не проводилось [6; 142].

Внаслідок Чорнобильських подій у навколишнє середовище було викинуто 50 млн. Кюрі радіоактивних речовин. Активна фаза аварії продовжувалась більше 10 діб. Продукти ядерного ділення були викинуті на висоту понад 1000 м, звідки вони осідали і переносились на великі відстані. Сформувалось декілька слідів радіоактивного забруднення: західний, північний, північно-східний, південний [132; 136; 190].

Радіоактивні речовини випали у багатьох країнах Центральної і Західної Європи. Чорнобильський слід був виявлений у країнах неєвропейського континенту, на території Канади, Індії та багатьох інших. Однак найбільше постраждали Україна, Білорусія та Росія. Західний і північний сліди радіоактивного забруднення, які характеризуються як інтенсивністю, так і широким спектром радіонуклідів, зайняли практично всю територію Українського Полісся [285; 286].

Це зумовило необхідність вивчення санітарно-гігієнічних, соціальних і особливо екологічних наслідків. Проблема міграції продуктів ядерного розпаду в біосфері є однією з найбільш актуальних в сучасній радіоекології, її масштаби визначаються висотою інжекції їх в атмосферу, ґрунтово-кліматичними умовами, фізико-хімічними властивостями викидів, інтенсивністю їх включення в процеси біогенної міграції та ін. [149].

Характер і динаміка розвитку радіоактивного забруднення території внаслідок аварії на ЧАЕС обумовлені двома типами викидів: твердими високоактивними аерозолями і “газовою” (“парогазовою”) фазою ряду радіонуклідів. В газовій фазі відбувалося виділення і поширення більшої частини легкоплавких радіоізоотопів ^{134}Cs та ^{137}Cs , що характеризуються високою роз-

чинністю і біологічною доступністю. На даний час основними радіонуклідами, які визначають радіаційний стан на території України є, ^{137}Cs та у меншій мірі ^{90}Sr [99; 184; 189].

Продукти розпаду, які потрапляють в атмосферу, поступово випадають на поверхню ґрунту. Він служить основним депо радіоізотопів, в якому ті перебувають протягом найбільш тривалого часу у порівнянні з іншими ланками біологічного циклу [18; 60; 64; 158].

Рослини є початковою ланкою харчових ланцюгів. Тому у зоні радіоактивного забруднення вони багато в чому визначають надходження продуктів розпаду в організм тварин і людини [67; 96; 105; 174].

Радіонукліди можуть поступати в рослини двома шляхами: через надземні частини (листя, стебла, суцвіття, плоди) при осадженні на них частинок твердих і рідких аерозолів (аерозольний або позакореневий шлях) і через корені із ґрунту (кореневий або ґрунтовий шлях), який на даний час є основним [128].

Поведінка радіонуклідів у системі ґрунт–рослина визначається комплексом факторів (рівень забруднення ґрунту, його агрохімічні властивості, кліматичні умови та рельєф, видові особливості рослин), які потрібно розглядати у взаємозв'язку [29; 33; 54; 55; 56; 66; 200].

На інтенсивність надходження радіонуклідів із ґрунту в рослини впливають агрохімічні властивості ґрунту: потужність гумусового горизонту, вміст гумусу у верхньому шарі, гранулометричний склад, ступінь насичення обмінними основами, ємність поглинання і обміну основ та водню, кислотність, тепловий, водний та повітряний режими, вміст рухомих форм азоту, фосфору, калію та інші [69; 225].

Поглинаюча здатність ґрунту: механічна, фізична, хімічна, фізико-хімічна, біологічна – відіграє велику роль у міграційних процесах радіонуклідів. Рухливість основних радіоізотопів в системі ґрунт–рослина на легких ґрунтах набагато вища, ніж на ґрунтах важкого гранулометричного складу

[5; 60].

Основною фракцією ґрунту, що відповідає за сорбцію радіонуклідів і зменшує ступінь їх біологічної доступності, є тонкодисперсна фракція глинистих мінералів. Присутність у ґрунті гідрослюд майже у 8 разів зменшує накопичення ^{137}Cs рослинністю, а наявність монтморилоніту – у 80 разів. Мінеральний склад дерново-підзолистих ґрунтів з малим вмістом мінералів слюдистої і монтморилонітової групи спричиняє їх низькі сорбційні властивості, що впливає на збільшення біологічної доступності радіонуклідів [23; 107; 122; 172].

Співробітники Інституту ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського УААН визначили екологічну стійкість різних типів ґрунтів відносно природних і антропогенних навантажень і прийшли до висновку, що найменш екологічно стійкі дерново-підзолисті, торфово-болотні ґрунти та торфовища низинні [131].

Коефіцієнти переходу радіонуклідів у рослини зменшуються в ряду: торфовища – торфово-болотні – дерново-підзолисті – сірі лісові – темно-сірі – чорноземні [149].

На Житомирщині переважають саме дерново-підзолисті ґрунти (69 %), а болотяні складають 1,4 % [157].

Водний режим ґрунту впливає на концентрацію ґрунтового розчину, інтенсивність обмінних процесів в коренях рослин і тому відіграє відповідну роль в накопиченні радіонуклідів рослинами [122; 251].

За накопиченням ^{137}Cs в травостої луки розміщуються у такий зростаючий ряд: суходільні – заливні – низинні – торфові [173].

На перезволожених територіях нагромадження ^{137}Cs в 100 разів вище, ніж на суходільних [288].

Істотну роль у засвоєнні радіонуклідів з ґрунту відіграє кількість та склад органічної речовини. Внесення перегною у ґрунт знижує інтенсивність надходження радіоактивних речовин у рослини. Вплив гумусу на поведінку

радіонуклідів у системі ґрунт–рослина пояснюється не тільки підвищенням ємності поглинання, зниження активної і гідролітичної кислотності ґрунту, а також з утворенням комплексних сполук, у складі яких радіонукліди не можуть бути засвоєні коренями [68; 88; 171; 226].

На рухомість ^{137}Cs впливає фракційний склад гумусу. Здатність фульвокислот утворювати рухливі комплекси з одновалентними катіонами e^- , очевидно, основною причиною аномально високого накопичення ^{137}Cs рослинами (на торфових ґрунтах в 30 разів більше, ніж на дерново-підзолистих). Ландшафти Полісся, що представлені торфовими та болотними ґрунтами, можуть бути віднесені до критичних, оскільки їх забруднення навіть до порівняно невисоких величин робить неможливим їх використання [174].

Реакція ґрунтового розчину та сума вбирних основ також впливають на накопичення радіонуклідів рослинами. Підвищена кислотність збільшує рухливість продуктів розпаду і максимальне поглинання їх рослинами.

Сорбція ґрунтами ^{137}Cs швидко збільшується при $\text{pH}=2-4$, досягає максимуму при $\text{pH}=7$ і зменшується при $\text{pH}>8$. Найбільше накопичення цього радіонукліда рослинами спостерігається на ґрунтах, що мають суму вбирних основ не більше 3,5 мг-екв/100 г ґрунту [23; 69].

Нагромадження ^{137}Cs в рослинах перебуває у обернено пропорційному зв'язку між кількістю обмінного калію та рухомого фосфору. На сьогоднішній день немає єдиної думки щодо впливу азоту на нагромадження цього радіонукліда. Застосування азотних добрив стимулює перехід ^{137}Cs в рослини, а використання азоту у підвищених дозах сприяє зменшенню його надходження [29; 71; 157].

Не менш важливим фактором, який визначає накопичення радіонуклідів у рослинах, є вміст у ґрунті обмінного кальцію [71; 234].

При вирощуванні рослин в однакових ґрунтово-кліматичних умовах різниця абсолютних значень коефіцієнтів пропорційності зумовлена тільки видовими та сортовими особливостями рослин [71].

Видова різниця рослин за нагромадженням продуктів розпаду значна і досягає декількох порядків величин. Кожна ботанічна родина характеризується відповідною кількістю видів, які здатні активно накопичувати ті чи інші радіонукліди. Складноцвітим властиві низькі рівні нагромадження ^{137}Cs , бобовим та вересовим – відносно високі [28; 63; 197; 199].

Існує тісний зв'язок між накопиченням рослинами ^{90}Sr і кальцію, калію і ^{137}Cs . Різниця в нагромадженні радіоізотопів рослинами очевидно контролюється генетичними системами, які відповідають за метаболізм стабільних К і Са, що визначає сортові і видові особливості. Однією з дуже суттєвих причин, що впливають на засвоєння радіонуклідів з ґрунту, є різні показники катіонно- та аніонно-обмінної ємності коренів різних видів рослин [149].

Досліджено, що бобові рослини значно більше нагромаджують радіоактивні речовини, ніж злакові [12; 73].

Видова різниця в накопиченні ^{137}Cs рослинами проявляється в динаміці. Так, за даними літератури, концентрація радіонукліда в бобових травах першого року використання була в 2-4 рази більша, ніж у злаках, на другий і третій рік ця різниця збільшилась до 10 разів [139].

Однією з причин видової різниці в накопиченні радіонуклідів рослинами є неоднакове розміщення у ґрунті кореневих систем, особливо тієї частини, яка активно поглинає поживні речовини [195].

Інтенсивність накопичення радіонуклідів змінюється в онтогенезі рослин і є видоспецифічною. Але в основному, максимальні темпи поглинання спостерігаються під час інтенсивного весняного росту і осіннього закінчення вегетації. Під час цвітіння і утворення плодів вони зменшуються [160; 251].

Накопичення радіонуклідів різними органами рослин підпорядковується загальним закономірностям. Найбільш високі коефіцієнти накопичення в коренях, на порядок нижчі – в листі і стеблах, ще нижчі – в насінні і підземних запасуючих органах. Коефіцієнти накопичення в листі і стеблах близькі за значенням, однак в стеблах спектр радіонуклідів звужується. У ході дослі-

джень було встановлено, що рослини з великою листовою пластинкою накопичують більше радіонуклідів, ніж з малою. Чим більше на листі волосків і різкіше виражене жилкування, рельєф поверхні, посіченість країв листової пластинки, тим краще на ній затримуються радіоактивні речовини. Рівень забрудненості рослин залежить від наявності на листі воскового нальоту, тобто від ступеня змочування листя водою. Особливо багато радіонуклідів поглинають рослини з клейким жорстким листям [13].

При випаданні радіоактивних речовин в період вегетації рослин забруднення майбутнього врожаю обумовлене в основному позакореневим надходженням радіонуклідів, що перевищує кореневий в 10-100 разів [234].

Першим етапом процесу позакореневого забруднення є осадження радіоактивних речовин на поверхню вегетуючих рослин. Величина затримання залежить від фізико-хімічних властивостей речовин, будови рослин і періоду вегетації, метеорологічних умов [78; 266; 267; 284; 289;].

За здатністю затримувати радіоактивні викиди елементи підстиляючої поверхні утворюють низхідний ряд: хвойні – листяні ліси – луки і посіви – оранка. Рослинний покрив затримує частинки малого діаметру (< 45 мкм) в десятки разів краще, ніж більшого (декілька сот мкм і більше). Тому внаслідок аварії на ЧАЕС на лісові масиви осіло приблизно на 30 % більше активності, ніж на безлісі [85; 113; 149; 228; 230].

Розчинні радіоактивні речовини адсорбуються листовою поверхнею і проникають усередину через кутикулу листка. Рух елементів у продуктивні органи залежить від віку рослин і фізіологічного стану тканин, а також фізико-хімічних властивостей радіонуклідів [260; 270; 276; 287].

З ряду факторів, які визначають втрати радіоактивних речовин після попадання на рослини, можна виділити два основні: розбавлення концентрації радіонуклідів в рослинності протягом часу за рахунок приросту біомаси; прямі втрати через протікання в рослинах біологічних процесів та дії факторів середовища, і це залежить від фізико-хімічної форми радіонукліда, типу

рослинності, темпу її росту, періоду вегетації, ступеня фіксації, кліматичних і сезонних характеристик [277; 279].

На даний час аеральне забруднення не спостерігається, проте в результаті техногенної діяльності людей на забрудненій території, а також за рахунок піднімання радіоактивного пилу під дією вітру і дощу може відбуватися вторинне аеральне забруднення рослин [126; 127; 201; 269; 273].

Із аналізу літературних даних можна зробити висновок, що вклад вторинного забруднення при глобальних викидах довгоживучих радіоуклідів може складати від 1 до 58 % і залежить від механічного складу ґрунту і стану вегетації рослин [128].

Вторинне вітрове перенесення здійснюється в нижніх шарах атмосфери, тому його вплив помітний на порівняно невеликих відстанях (1-3 км). Це може стати причиною вторинного поверхневого забруднення рослин. Ґрунти Полісся за механічним складом переважно зв'язнопіщані і характеризуються низькою вітростійкістю. Ерозійні процеси починаються при дуже низьких швидкостях вітру – 6-8 м/с на відкритих агрофонах [149].

За літературними даними, 65-90 % радіоізотопів цезію та стронцію затримуються дерниною, і їх доступність для рослин у декілька разів вища, ніж адсорбованих ґрунтом [22; 264].

Зменшення вмісту радіоцезію в доступній формі відбувається в результаті впливу трьох процесів різної природи: радіоактивного розпаду, вертикальної та горизонтальної міграції, сорбції радіонуклідів у ґрунті [156].

Тому надходження радіонуклідів у рослини визначається не лише ґрунтово-кліматичними умовами, видовими особливостями рослин, а й часом, що минув після аварії. Від 1987 до 1989 року спостерігалось різке зниження нагромадження ^{137}Cs в рослини – у середньому від 3 до 5 разів; від 1990 до 1993 року темпи зниження надходження ^{137}Cs у рослини уповільнилися і практично не спостерігалось значної різниці в концентрації радіонукліда за роками, тобто радіологічна ситуація стабілізувалась [205; 207].

На даний час для отримання сільськогосподарської продукції з мінімальним вмістом радіонуклідів використовуються різні технологічні прийоми. Агротехнічними засобами, які знижують надходження продуктів розпаду в рослини, є використання органічних, мінеральних добрив і меліорантів, дезактивування орного шару ґрунту шляхом разової глибокої оранки двохярусним плугом з подальшим систематичним застосуванням безвідвального обробітку та інші [43; 46; 47; 49; 223].

Отже, оскільки рослини є початковою ланкою харчових ланцюгів, у зоні радіоактивного забруднення вони багато в чому визначають надходження продуктів розпаду в організм тварин і людини. Аналіз багаточисленних доступних нам літературних джерел свідчить про достатню вивченість закономірностей переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини та факторів, що впливають на цей процес. Значно менше досліджувались видові особливості медоносів, зокрема їх квіток, накопичувати радіонукліди з ґрунту і виділяти їх з нектаром та пилом. Тому вивчення особливостей поведінки ^{137}Cs в системі ґрунт – квітки медоносних рослин стало метою наших досліджень.

1.4. Радіоекологічна оцінка бджолиного меду та обніжжя

Бджоли та їх продукти концентрують у значній мірі природні компоненти навколишнього середовища і найрізноманітніші продукти діяльності людини, які, як правило, токсичні (пестициди, важкі метали тощо). Тому вони є дуже зручними об'єктами в екологічному моніторингу [7; 89; 119; 187; 188; 193; 278].

Ці комахи разом з нектаром (паддю, медяною рососою), пилом і водою заносять у своє гніздо і радіонукліди. У 1908 році вони вперше були виявлені у меді французьким хіміком А. Кайя. Проблема накопичення радіоактивних

речовин продуктами бджільництва вивчалась рядом учених різних країн і пізніше. Їх увага була зосереджена на штучних радіонуклідах – цезії та стронції. У літературі також зустрічаються поодинокі відомості про наявність у цих продуктах, особливо у перші роки після Чорнобильської аварії, ^{144}Ce , ^{95}Zr і ^{106}Ru . Вони потрапляють у них внаслідок механічного забруднення [84; 129; 130; 144; 206; 271; 272; 274; 281; 282].

Значно менше вивчались у апіпродуктах природні радіонукліди, найпоширенішими з яких є ^{40}K , ^{226}Ra і ^{232}Th . В літературі зустрічаються поодинокі відомості про їх вміст у продуктах бджільництва з деяких районів Київщини та Житомирщини, що постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС. У більшості випадків питома активність цих ізотопів не перевищувала 20 нКи/кг. За даними досліджень учених, питома активність ^{40}K у меді та обніжжі може бути у 10-100 разів більша, ніж, наприклад, ^{137}Cs [84; 268].

До Чорнобильської аварії, в перші роки після неї і пізніше найменшим вмістом радіонуклідів з усіх продуктів бджільництва характеризувався мед. Трохи більше згаданих речовин мав квітковий пилок. Значною мірою забруднена воскова сировина, насамперед мерва, та старі стільники. Особливо забрудненим був прополіс [203; 206; 237; 238; 239].

Результати досліджень, проведених в перші роки після аварії, показують, що найбільший вміст радіонуклідів мали мед та бджолине обніжжя, вироблені на пасіках, розміщених в районі ЧАЕС, в північних районах Київської та Житомирської областей (насамперед у Поліському, Чорнобильському, Овруцькому, Народицькому та Коростенському) [17; 27; 237; 238; 239; 263].

І останні повідомлення свідчать про те, що ізотопний склад та вміст радіоактивних речовин у цих продуктах залежить від розподілу аварійних викидів по території України. У 1996 році питома радіоактивність ^{137}Cs у меді, виробленому на пасіці, розташованій у зоні відчуження, була у 3 рази більшою, ніж у одержаному в 1994 році на пасіці, розміщеній всього за 50 км від Чорнобильської АЕС [25; 191].

Дослідження різних авторів доводять, що чим більше радіонуклідів (природних і штучних) у ґрунті, тим більше їх мігрує у мед та бджолине обніжжя [19; 134; 192; 115; 268].

Важливим аспектом даної проблеми стало не просто вивчення забрудненості продуктів бджільництва радіонуклідами, а й дослідження динаміки її зниження з роками в тій чи іншій місцевості. Ще на початку 90-х років співробітники Інституту бджільництва ім. П. І. Прокоповича не робили про це категоричних висновків. За їхніми даними, сумарна бета-активність до 1991 року і пізніше збільшилась у 1,67-45,45, а сумарна радіоактивність ізотопів цезію – не менше як 1,21-6,99 разу. Питома активність деяких зразків меду за ^{134}Cs та ^{137}Cs , вироблених на пасіках Київської та Житомирської областей, доходила до $8,6 \times 10^{-8}$ Кі/кг [27].

Аналіз літературних даних свідчить, що безумовно існує тенденція до помітного, а іноді – значного зменшення вмісту радіоактивних речовин чорнобильського походження у апіпродуктах. Особливо помітним це стало вже у 90-х роках. Багаторічні дані дослідження (з 1988 до 1997 року) у зоні відчуження Чорнобильської АЕС свідчать про зниження забрудненості квіткового пилку у 2-24 і меду – в 2-4 рази [191].

Максимальний вміст ^{137}Cs у меді, відібраному у 1988 році на пасіці, що розташована за 50 км від Чорнобильської АЕС, становив 3715 Бк/кг, мінімальний – 590. Вже у 1994 році ці показники складали 1026 та 68 Бк/кг. Питома активність ^{134}Cs у даному продукті знизилась за цей час у 30 разів [25].

Порівнюючи результати досліджень 1991 року Л. І. Боднарчука і співавторів (1992) про сумарний вміст ізотопів цезію у відцентровому меді, виробленому на пасіках деяких районів Житомирської області, із власними дослідженнями 1996 року в цьому ж регіоні, С. В. Фурман [243] (1999) прийшла до висновку, що питома активність даного продукту за цим радіонуклідом зменшилась у 2,2-112,4 разу.

Вміст ^{137}Cs у пилку в перші роки після аварії доходив до 477 нКі/кг, а

вже у 90-х роках він здебільшого не перевищував 200 нКі/кг [84].

Останні повідомлення свідчать про те, що найбільший вміст ^{137}Cs у зразках меду, відібраних у 1995-97 роках в 11 областях України, становив 68,9 Бк/кг [134].

Зниження радіозабрудненості продуктів бджільництва вчені пояснюють вертикальною міграцією радіонуклідів у глиб ґрунту та періодом напіврозпаду одного з ізотопів цезію – ^{134}Cs . Це на даний час чи не найважливіше у формуванні рівнів забрудненості продуктів бджільництва при однакових інших умовах [27; 134].

Строката картина у змінах забрудненості продуктів бджільництва у одній місцевості пояснюється не лише різним вмістом радіоактивних речовин у ґрунті, а видовими особливостями рослин-медоносів, їх здатністю поглинати радіонукліди з ґрунту, накопичувати їх і виділяти з нектаром та пилом. Механічного забруднення практично вже не спостерігається навіть у районах, прилеглих до зони обов'язкового відселення. Тому вивчення накопичення продуктів розпаду медоносними рослинами і переходу їх у мед та пилок з часом стає дедалі актуальнішим [27; 195; 265; 275].

Увага вчених, в основному, була зосереджена на особливостях поведінки ^{137}Cs . Коли активність даного радіонукліда у верхньому (10 см) шарі ґрунту не перевищує 0,4 Кі/кг (до 0,1 Кі/км²), рослини різних ботанічних родин практично не відрізняються за його вмістом у надземній частині. Якщо цей показник становить більше 1 нКі/кг, і особливо 20 нКі/кг, різниця між медоносами за рівнем накопичення ^{137}Cs дуже помітна, й іноді сягає десятків і сотень разів [8].

Швидкість вертикальної міграції ^{137}Cs в ґрунті в середньому становить 0,5 см за рік. У зв'язку з цим в орному шарі він перебуває постійно. Тому медоноси з коротким корінням, як правило трав'янисті, можуть більше накопичувати його, ніж з глибокозалягаючою кореневою системою, тобто дерева [114; 268].

Згідно з літературними даними, кожна родина характеризується більшою або меншою кількістю видів, здатних активно накопичувати продукти розпаду. Чимало активних нагромаджувачів радіонуклідів цезію належить до родини бобових, гречкових, губоцвітих, жовтецевих, розоцвітих і деяких інших. Погано поглинають цей радіонуклід багато видів з родини айстрових, зокрема волошка лучна, соняшник однорічний, кульбаба лікарська [8; 114; 134].

Надзвичайно високими коефіцієнтами нагромадження радіоактивного цезію характеризується верес звичайний. У ньому вміст цього нукліда у 1-2 рази більший, ніж у ґрунті, на 1-4 порядки вищий, ніж в інших рослин, і сягає 450 нКі/кг. Навіть у 1995 році верес мав до 10 нКі/кг ^{134}Cs . Значно менше вивчався вміст ^{90}Sr у медоносних рослинах. Але вже з невеликої кількості вихідних даних видно, що рослини, які характеризуються як інтенсивні нагромаджувачі ^{137}Cs , добре накопичують і ^{90}Sr . Високим вмістом цього радіонукліда характеризується жовтець їдкий, перстач сріблястий і дивина ведмежа, майже не містить його волошка лучна та деякі інші [8].

Звичайно досить активно накопичують радіонукліди рослини, які ростуть у лісах, на узліссі або на вологих заливних луках, навіть якщо вони належать до видів, які характеризуються порівняно низькими коефіцієнтами переходу [148].

Тому відносно вільними від вище згаданих радіоізоотопів є мед та пилок, отримані з кульбаби лікарської, підбілу звичайного, ріпаку, а також з деревних медоносів. Значно забрудненіші ці продукти, зібрані з конюшини червоної та білої, буркуну білого та жовтого, а також з лісових та лугових рослин – чебрецю повзучого, крушини ламкої, малини, іван-чаю вузьколистого, вересу звичайного та ін. Підвищений вміст ^{137}Cs мають змішані та падеві сорти меду [9; 16; 25; 41; 192].

Було з'ясовано, що рівень ^{137}Cs у бджолиному меді та обніжжі певною мірою залежить від виду домінуючих медоносів. Ці продукти, зібрані у трав-

ні-червні, менше забруднені ^{137}Cs , порівняно з одержаними у другій половині сезону (липень-серпень). Пилок ранньовесняних рослин характеризується збільшеною активністю даного радіонукліда [9; 16; 191].

У літературі зустрічаються лише поодинокі повідомлення про підвищену здатність до акумуляції природних радіонуклідів деяких рослин-нектароносів. У значній кількості ^{226}Ra має конюшина червона, а біла конюшина ще і ^{232}Th . Порівняно високу активність останнього радіоізоотопу має морква дика. Проте відсутні дані про їх міграцію із цих рослин у мед чи пилок [8].

В радіоекологічних умовах Вінницької області солома гречки їстівної у 3,3-4,6 разу містить менше ^{137}Cs , ніж ґрунт, гречаний мед – у 11-13,3, бджолине обніжжя лише у 4,3-5,2 разу. У цілій рослині цей показник у 2,7-3,9 разу більший, ніж у меді, і в 1,1-1,3 – ніж у бджолиному обніжжі з неї [40].

Як видно, дослідження поведінки радіонуклідів у системі: ґрунт – рослина – продукт бджільництва, в основному, носили фрагментарний характер. Докладно вивчили коефіцієнти переходу радіоцезію з ґрунту у квітки, з ґрунту у мед, з квіток у мед тільки для ріпакового меду німецькі вчені. При 12-18 Бк/кг ^{137}Cs у ґрунті вони становили відповідно 0,116; 0,065, та 0,098 [280].

За даними італійських вчених, ^{137}Cs у квітках конюшини білої у 8 разів менше, ніж у ґрунті, у білої акації – у 5. У меді з конюшини у 36, з білої акації – у 72 рази менше, ніж у ґрунті [268].

З метою раціонального ведення бджільництва на всій території України, яка постраждала внаслідок аварії на ЧАЕС, співробітники Інституту бджільництва ім. П. І. Прокоповича розробили методичні рекомендації, у яких викладені шляхи запобігання забрудненню меду та пилку і методи переробки їх у слабо алкогольні та безалкогольні медові напої при перевищенні у них питомої активності радіонуклідів понад допустимі рівні [10; 11; 104; 196; 257].

Як свідчать літературні дані, вміст радіонуклідів у меді та обніжжі з

часом безперечно зменшується, і на даний час бджільництво можна вести без обмежень на всій території радіоактивного забруднення України, де дозволена трудова діяльність [34]. Але коли медоноси ростуть на ґрунті, у верхньому шарі якого питома активність ^{137}Cs перевищує 444 Бк/кг і особливо 740 Бк/кг, існує реальна загроза одержання меду та обніжжя, непридатних для споживання. Також іноді ці продукти, зібрані у місцевостях з однаковим вмістом радіонуклідів у ґрунті, можуть мати різну радіоактивність. Окрім того, ще не з'ясовані причини різкого збільшення радіозабрудненості бджолиного меду та обніжжя в окремі роки [9; 262].

Тому хоча бджільництво і видається досить перспективною галуззю, яка може успішно розвиватись навіть у районах з підвищеним рівнем радіоактивного забруднення навколишнього середовища, на думку провідних спеціалістів, це може стати реальністю лише у тому разі, коли будуть колективно вивчені особливості переходу радіонуклідів у системі ґрунт – рослина – продукт бджільництва, на які впливає багато факторів (тип ґрунту, флористичний склад місцевості, кліматичні умови та ін.). Це можливо лише при наявності великої кількості вихідних даних про забрудненість довкілля, окремих видів продуктів бджільництва, характер і типи ґрунтів, рослинний покрив тощо. Одна наукова установа неспроможна зібрати достатній за обсягом матеріал, щоб встановити згадані закономірності й обґрунтувати ветеринарно-санітарну експертизу продуктів бджільництва щодо вмісту в них радіонуклідів. Тому потрібні подальші дослідження цієї проблеми в різних адміністративно-територіальних та природних зонах України. У доступній нам літературі ми не знайшли повідомлень про дослідження коефіцієнтів переходу радіоактивних ізотопів з ґрунту і квіток медоносних рослин в мед та обніжжя. Отже, дослідження цих проблем у районах Житомирщини, які зазнали радіоактивного забруднення, є дуже актуальними, що і послужило вибором теми дисертаційної роботи.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Згідно із завданнями досліджень:

- для характеристики медоносних фітоценозів та галузі бджільництва Полісся Житомирщини, яке зазнало радіоактивного забруднення, а також погодних умов медоносних сезонів, загальних ґрунтових і радіоекологічних умов місця проведення досліджень використані статистичні дані;
- для характеристики типу головного медозбору відібрано 222 зразки відкачаного меду на пасіках 37 господарств районів Житомирської області, які зазнали радіоактивного забруднення;
- для радіоекологічної оцінки медоносних фітоценозів за період 1998-1999 років проведено по 2 науково-господарські досліді на пасіках КСП ім. Горького Народицького району, КСП «Мединівське» Коростенського та КСП «Вереси» Житомирського району.

2.1. Методика розрахунку структури медоносних фітоценозів, визначення типу головного медозбору та аналізу стану галузі бджільництва

За статистичними даними [162-166; 175-183] наявності земель, площ посівів польових ентомофільних культур та плодових насаджень у районах Житомирської області, забруднених радіонуклідами, була розрахована структура медоносних фітоценозів. Медоносні фітоценози були згруповані на природні і природно-антропогенні та культурні. До групи природних і природно-антропогенних були віднесені ліси, луки та пасовища, болота, агрофітоценози та порушені фітоценози. Агрофітоценози включали посіви усіх сільськогосподарських культур без ентомофільних, порушені фітоценози – громадські та житлові забудови, промислові об'єкти, вулиці, площі, набере-

жні, об'єкти транспорту, гідроспороди, торфовища, відкриті розробки, шахти, кар'єри, терикони, відвали, зелені насадження, землі загального користування, полігони, кладовища, звалища промислових та побутових відходів. Група культурних рослинних угруповань складалася із фітоценозів плодових насаджень та польових ентомофільних культур. За методикою, наведеною М.В. Бондаренком (1981) [28], розрахований медовий баланс зони радіоактивного забруднення Житомирського Полісся.

Одержані результати дозволили дати характеристику медоносних фітоценозів як основи кормової бази бджільництва зони радіоактивного забруднення Житомирського Полісся.

За статистичними даними щільності забруднення ґрунтів ^{137}Cs сільськогосподарських угідь та лісів [79; 198] у 9 забруднених районах Житомирської області була розрахована питома вага площ культурних та природних медоносних фітоценозів залежно від рівня забруднення. Отримані дані лягли в основу загальної радіоекологічної оцінки медоносних рослинних угруповань зони радіоактивного забруднення.

За статистичними даними [222] про «Стан розвитку бджільництва в господарствах області за матеріалами весняної ревізії пасік від 24 квітня 1999 року» зроблено аналіз стану розвитку галузі бджільництва в районах Житомирської області, які забруднені радіонуклідами.

У 1996 році на пасіках 37 господарств (додаток А.1) 7 районів (Ємільчинський, Коростенський, Лугинський, Малинський, Народицький, Овруцький, Олевський) Житомирської області було відібрано по 6 зразків відкачаного товарного меду. У двох районах, Новоград-Волинському та Володарсько-Волинському, зразки не відбирались, бо у зоні радіоактивного забруднення цих районів не було громадських господарств з пасіками.

Проби меду відбирали, а також фасували і маркували згідно з ГОСТом 19792-87 «Мед натуральный. Технические условия» [61]. Точкові проби брали трубчастим алюмінієвим пробовідбірником діаметром 10-12 мм, занурю-

ючи його по вертикальній осі на всю довжину тари робочого об'єму. З них формували об'єднану і середню пробу, яка мала масу не менше 200 г.

За методикою, описаною в підрозділі 2.4, визначали ботанічне походження меду. На основі цих даних визначили медоносні фітоценози, які у виробничих умовах господарств Житомирської області, забруднених радіонуклідами, забезпечують головний медозбір.

2.2. Методика оцінки погодних, радіоекологічних та ґрунтових умов науково-господарських дослідів

Погодні умови. Для комплексної оцінки погодних умов при проведенні досліджень нами використані коефіцієнти Брика [30; 31], які є математичною характеристикою умов медоносного сезону.

Рентабельний коефіцієнт Брика ($K_{Б.р.}$) для конкретної місцевості є незмінним. Його розраховували окремо на квітень, травень, червень, липень та серпень за формулою:

$$K_{Б.р.} = \frac{\sum W}{T_{сер}} \quad (2.1)$$

де, $\sum W$ – сума опадів за місяць за середньобогаторічними спостереженнями, мм;

$T_{сер}$ – середньомісячна температура за середньобогаторічними спостереженнями, $^{\circ}\text{C}$.

Середній рентабельний коефіцієнт Брика ($K_{Б.р.сер.}$) для конкретної місцевості є також незмінним. Його розраховували в середньому за 6 місяців (квітень, травень, червень, липень, серпень, вересень) за формулою:

$$K_{Б.р.сер.} = \frac{\sum W}{T_{сер}} \quad (2.2)$$

де, $\sum W$ – сума опадів за 6 місяців за середньобогаторічними спостереженнями, мм;

$T_{сер}$ – середньомісячна температура за 6 місяців за середньобагаторічними спостереженнями, $^{\circ}\text{C}$.

Фактичний коефіцієнт Брика ($K_{Б.ф.}$) характеризує фактичні погодні умови за поточний період. Його розраховували за формулою:

$$K_{Б.ф.} = \frac{\sum W}{T_{сер}} \quad (2.3)$$

де, $\sum W$ – сума опадів за місяць за поточний період, мм;

$T_{сер}$ – середньомісячна температура за поточний період, $^{\circ}\text{C}$.

Середній фактичний коефіцієнт ($K_{Б.ф.сер.}$) характеризує фактичні погодні умови в середньому за 6 місяців (квітень, травень, червень, липень, серпень, вересень). Його розраховували за формулою:

$$K_{Б.ф.сер.} = \frac{\sum W}{T_{сер}} \quad (2.4)$$

де, $\sum W$ – сума опадів за 4-9 місяці поточного періоду, мм;

$T_{сер}$ – середньомісячна температура в середньому за 4-9 місяці поточного періоду, $^{\circ}\text{C}$.

Середньобагаторічні та фактичні середньомісячна температура і сума опадів взяті із звітів Житомирського обласного центру з гідрометеорології [83].

Отримані результати дозволили порівняти погодні умови науково-господарських дослідів у різних господарствах, а також співставити їх із середньобагаторічними.

Радіоекологічні умови. За даними щільності забруднення сільськогосподарських угідь ^{137}Cs КСП ім. Горького Народицького [36] та КСП «Мединівське» Коростенського районів [37] була розрахована питома вага цих площ залежно від рівня забруднення. Це дозволило порівняти загальні радіоекологічні умови проведення науково-господарських дослідів.

У зразках ґрунту, які були відібрані за методикою, описаною у підрозділі 2.3, було визначено його щільність забруднення ^{137}Cs та питома актив-

ність за цим радіонуклідом.

Одержані дані дозволили дати радіоекологічну оцінку конкретних медоносних фітоценозів у господарствах, де проводились науково-господарські дослідди.

Грунтові умови. За даними агропромислового групування ґрунтів у КСП ім. Горького Народицького, «Мединівське» Коростенського та «Вереси» Житомирського районів [2; 3; 4] була зроблена загальна оцінка ґрунтових умов місць проведення досліджень.

У цих же господарствах були відібрані медоносні угіддя. На них, за методикою, описаною в підрозділі 2.3, взято зразки ґрунту і за загальноприйнятими методиками [91] визначено його агрохімічні показники:

- * гумус;
- * $pH_{(КСР)}$;
- * рухомий фосфор;
- * обмінний калій, легкогідролізований азот.

Одержані результати дозволили визначити ґрунтові умови конкретних медоносних фітоценозів у господарствах.

2.3. Методика радіоекологічної оцінки медоносних фітоценозів

Протягом 1998-99 років на пасіках господарств ім. Горького Народицького, «Мединівське» Коростенського та «Вереси» Житомирського районів проведено по 2 науково-господарських дослідди за схемою, наведеною в табл. 2.1 (у КСП «Мединівське» Коростенського району в 1999 році дослідження не проводили). Для цього на початку медоносних сезонів було сформовано 6-10 бджолиних сімей-аналогів (за силою, запасами корму, кількістю розплоду, походженням та віком матки). Характеристики їх подано в додатках Б.1 - Б.5.

Таблиця 2.1

Схема науково-господарських дослідів

Показники	Назва КСП та території		
	Забруднена радіонуклідами		Умовно «чиста»
	ім. Горького	«Мединівське»	«Вереси»
Кількість бджолиних сімей	10	6	10
Медоносні фітоценози 1998 року	Яблуневий Кульбабовий Конюшиновий Буркуновий	Конюшиновий	Яблуневий Кульбабовий Конюшиновий Буркуновий
Медоносні фітоценози 1999 року	Лісовий Волошковий Луговий Вересовий	—	Лісовий Волошковий Луговий Вересовий
Відібрані зразки	Мед, відкачаний у промислових умовах (товарний) Мед, відкачаний із свіжовідбудованих стільників Мед, відкачаний із стільників, які були у використанні Мед, відфільтрований із свіжовідбудованих стільників Мед, відфільтрований із стільників, які були у використанні Бджолине обніжжя (квітковий пилок)		

У кожному з господарств були відібрані основні медоносні фітоценози, які на Поліссі Житомирщини дають товарний мед і бджолине обніжжя, і складений графік вивезення вуликів до них, з урахуванням приблизних строків цвітіння та його тривалості, продуктивності медоносів.

У період масового цвітіння конкретного медоносу бджолині сім'ї-аналоги підвозили до медоносного угіддя. На верхні льотки вуликів встанов-

лювали пилковловлювачі, а у гнізда ставили промарковані рамки із свіжовідбудованими стільниками та зі стільниками, які були у використанні (в яких вивелось 1-15 генерацій бджіл). Термін використання стільників визначали за методикою, наведеною М.В. Бондаренком (1981) [28]. За роботою бджіл вели польове спостереження.

Кожен день до заходу сонця із льотків пилковловлювачів висипали бджолине обніжжя (квітковий пилок), розкладали у сушильній шафі на решітці шаром не більше 1-1,5 см і сушили при температурі 40⁰С протягом 18-20 годин, періодично перемішуючи [110].

Середні проби бджолиного обніжжя масою 200 г відбирали методом квартування, згідно з ДСТУ 3127-95 «Обніжжя бджолине і його суміші. Технічні умови» [77]. Для цього все зібране бджолине обніжжя розрівнювали на аркуші паперу у вигляді квадрату шаром не меншим ніж 3 см і по діагоналі ділили на чотири частини. Два протилежних трикутники вилучали, а ті два, що залишились, з'єднували разом і перемішували. Цю операцію повторювали доти, поки не залишалась потрібна кількість, яка відповідала масі середньої проби. Всі зразки зважували, маркували та фасували в суху чисту тару.

Після запечатування рамки з медом не менше ніж на 2/3 площі, її виймали. Окремо із свіжовідбудованих стільників та стільників, які були у використанні, одержували мед:

- * відфільтрований – шляхом фільтрування стільникового меду через сітку з квадратними отворами 0,5 мм [61];
- * відкачаний – шляхом відкачування на однорамковій медогонці конструкції І.О. Левченка [112];
- * відкачаний у промислових умовах (товарний) – шляхом відкачування на дворамковій хордовій медогонці зі стільників різного терміну використання (в яких вивелось 0-15 генерацій бджіл).

Середні проби меду відбирали згідно з методикою, описаною в підрозділі 2.1.

Зразки квіток медоносів були взяті в середині цвітіння згідно з «Методиками відбору проб сільськогосподарської продукції та продуктів харчування для лабораторного аналізу на вміст радіонуклідів» [74]. Відбирали по 10 точкових проб, з яких формували об'єднані проби, вагою 2 кг натуральної вологості, сушили до повітряно сухої маси у затіненому місці. Після цього всі зразки зважували, пакували і маркували згідно з вище згаданим документом. Коли збирали мед з лугового та лісового різнотрав'я, квітки не відбирали.

Паралельно з квітками (у тих же місцях) були відібрані зразки ґрунту згідно з «Методичними вказівками по проведенню обстеження сільгоспугідь в господарствах забрудненої радіонуклідами зони в 1991-1992 рр.» [74]. Проби ґрунту пакували після висушування у затіненому місці до повітряно-сухої маси.

За загальноприйнятою методикою проводили радіометричний аналіз усіх відібраних зразків сцинтиляційним гамма-спектрометром з типом детектора БДЭГ-20 Р1 на кристалі NaI (чутливість – 1 Бк/кг) згідно з «Методиками гамма-спектрометричного аналізу зразків агробіоценозу і продукції сільськогосподарського виробництва» [74].

Перед вимірюванням зразки квіток та ґрунту висушували до постійної маси при температурі 105 °С і розтирали в електричному млинку.

За результатами радіометрії розраховували коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у квітку, з ґрунту в мед і обніжжя [283].

Коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту у квітку – це показник відношення вмісту ^{137}Cs у квітці до щільності забруднення ним ґрунту. Його розраховували за формулою:

$$\text{КП}_1 = A_{\text{кв}} / \text{Щ}_\text{г} \quad (2.5)$$

де, КП_1 – коефіцієнт переходу ^{137}Cs із ґрунту у квітку;

$A_{\text{кв}}$ – питома активність ^{137}Cs у сухій речовині квіток, Бк/кг;

$\text{Щ}_\text{г}$ – щільність забруднення сухої речовини ґрунту ^{137}Cs , кБк/м².

Коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту в мед (обніжжя) – це відношення вмісту ^{137}Cs у відфільтрованому меді (обніжжі) до щільності забруднення ним ґрунту. Його розраховували за формулою:

$$\text{КП}_2 = A_m / \text{Щ}_e \quad (2.6)$$

де, КП_2 – коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту в мед (обніжжя);

A_m – питома активність ^{137}Cs у відфільтрованому меді (обніжжі), Бк/кг;

Щ_e – щільність забруднення сухої речовини ґрунту ^{137}Cs , кБк/м².

2.4. Ботанічне походження бджолиного меду і обніжжя та масова частка води і механічних домішок у них

У зразках продуктів бджільництва, відібраних за методикою, описаною в підрозділі 2.3, за загальноприйнятими методиками визначили лабораторні показники.

У бджолиному обніжжі:

- * масову частку домінуючого обніжжя [233] – розрахунковим методом, після попереднього сортування за кольором і зважування;
- * колір домінуючого обніжжя [77] – візуально, при денному освітленні;
- * масову частку води [77] – шляхом висушування в сушильній шафі протягом 4-х годин при температурі 103-105 °С;
- * масову частку механічних домішок [77] – шляхом відбирання та зважування механічних домішок (частинок тіла бджіл, вуликового сміття тощо);
- * пилковий аналіз домінуючого обніжжя [32] – шляхом ідентифікування зерен пилку даного виду пилконосу під мікроскопом за методом Мауріціо та Луво.

У бджолиному меді:

- * масову частку домінуючого пилку – шляхом ідентифікування та під-

рахунку зерен пилку даного виду пилконосу під мікроскопом за методом Мауріціо та Луво [32; 233];

- * масову частку води – за допомогою рефрактометра РЛ-2 [61];
- * наявність паді – спиртовою реакцією [65].

Одержані результати дозволили встановити ботанічне походження продуктів бджільництва та масову частку води і механічних домішок у них.

Всі аналізи виконані у двох паралельних визначеннях і більше, якщо розбіжність перевищувала допустиму норму.

Результати досліджень оброблені методом варіаційної статистики на персональному комп'ютері з використанням пакету стандартних статистичних програм і додатків «Microsoft Excel»

РОЗДІЛ 3

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

3.1. Структура медоносних фітоценозів, тип головного медозбору та стан галузі бджільництва зони радіоактивного забруднення Житомирського Полісся

3.1.1. Структура медоносних фітоценозів. Від видового складу медоносів місцевості залежить тип медового взятку та радіоактивне забруднення бджолиного меду та обніжжя [8; 75]. Тому згідно із завданнями досліджень була розрахована структура медоносних фітоценозів Житомирського Полісся, яке зазнало радіоактивного забруднення.

Медоносні рослинні угруповання даного регіону представлені культурними та природними і природно-антропогенними фітоценозами (рис. 3.1 та табл. 3.1).

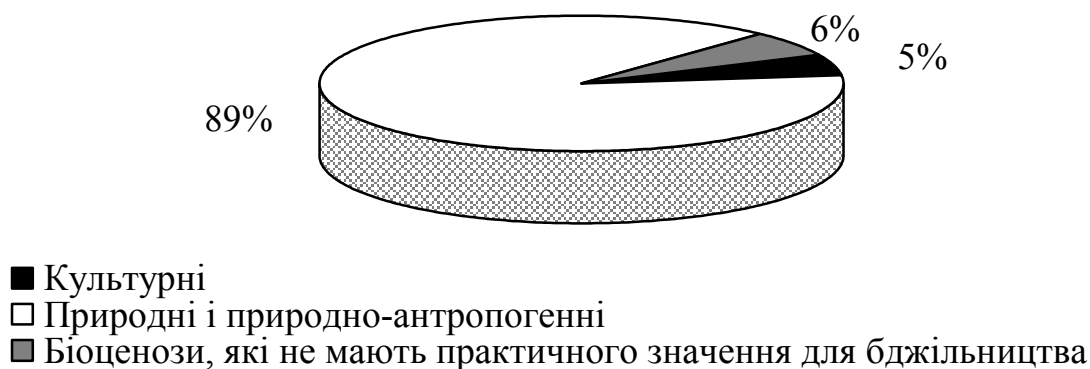


Рис. 3.1 Структура медоносних фітоценозів в середньому по групі районів Житомирської області, які забруднені радіонуклідами (станом на 1.01.1999 року)

Найбільшу площу тут займають природні і природно-антропогенні угруповання. В середньому по групі районів вони становлять 89 % всієї території. Культурних фітоценозів у 18 разів менше, ніж природних і природ-

но-антропогенних. На їх частку припадає 5 %. Відкриті водойми та землі без рослинного покриву складають 6 % площі зони радіоактивного забруднення. Ці біоценози не мають практичного значення для бджільництва. Їх у 16 разів менше, ніж земель, які визначають кормову базу цієї галузі у даній місцевості.

Таблиця 3.1

Структура медоносних фітоценозів у районах Житомирської області, які забруднені радіонуклідами (станом на 1.01.1999 року), %

Район	Медоносні фітоценози		Біоценози, які не мають практичного значення для бджільництва
	природні	культурні	
Володарсько-Волинський	82	10	8
Ємільчинський	90	5	5
Коростенський	88	5	7
Лугинський	92	3	5
Малинський	87	5	8
Народицький	74	5	21
Новоград-Волинський	88	7	5
Овруцький	93	4	3
Олевський	93	3	4

На території кожного з районів, як і в цілому по зоні, переважають природні і природно-антропогенні угруповання. У Ємільчинському, Лугинському, Овруцькому та Олевському питома вага цих земель понад 90 %. Де-що менше таких угідь у Народицькому районі (74 %). У всіх інших на їх частку припадає 82-88 % території.

Культурні фітоценози займають від 3 до 10 % території. На біоценози, які не мають практичного значення для бджільництва, на території районів

припадає 3-8 % всіх площ. Особливо багато земель, які не використовуються як джерело медового взятку, у Народицькому районі, де їх питома вага становить 21 %.

Структура природних і природно-антропогенних медоносних рослинних угруповань, які представлені лісами, луками, болотами, порушеними фітоценозами та агрофітоценозами наведена на рис. 3.2 та в додатку В.1.

Ліси в зоні забруднення Житомирської області займають площу 774,6 тис. га. Їх питома вага серед усіх природних і природно-антропогенних угруповань в середньому по групі районів становить 54 %. Залежно від району ліси покривають від 16,4 до 220,6 тис. га території, що становить від 23 до 75 %.

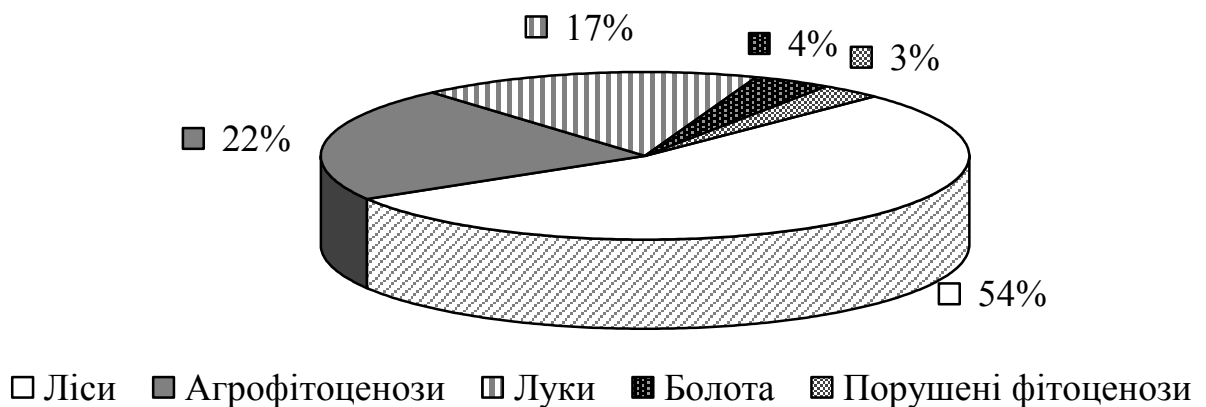


Рис. 3.2. Структура природних і природно-антропогенних медоносних фітоценозів в середньому по групі районів Житомирської області, які забруднені радіонуклідами (станом на 1.01.1999)

Площа, зайнята під агрофітоценозами, становить 318,6 тис. га, або 22 %. Залежно від району цей показник змінюється від 8 до 41 %.

Лучними угруповання зайнято 239,1 тис. га території, що складає 17 %. Це у 3 рази менше, ніж лісів. Залежно від району дані фітоценози поширені на площі від 10,2 до 42,3 тис. га, або 9-26 %.

Болота покривають 53,3 тис. га, або 4 % території. У всіх забруднених радіонуклідами районах вони займають площу від 2,9 до 12,9 тис. га. Це становить 2-5 %.

У зоні радіоактивного забруднення Житомирської області площа порушених фітоценозів становить 38,8 тис. га, або 3 %. Залежно від району вони покривають від 1,8 до 7,9 тис. га території, що становить 2-6 %.

На рис. 3.3 та у додатку В.2 представлена структура культурних медоносних фітоценозів у забруднених районах. Всього в даному регіоні вони займають 77,4 тис. га. Залежно від району ця цифра змінюється від 2,6 до 13,9 тис. га.



Рис. 3.3. Структура культурних медоносних фітоценозів в середньому по групі районів Житомирської області, які забруднені радіонуклідами (станом на 1.01.1999 р.)

У структурі культурних медоносних рослинних угруповань фітоценози польових ентомофільних культур посідають перше місце. Вони займають площу 70 тис. га, що становить 90 % усіх площ, зайнятих під культурними медоносами. Залежно від району польові ентомофільні культури висівають на площах від 2,0 до 12,3 тис. га, що становить від 77 до 98 %. Площа, зайнята під фітоценозами плодкових насаджень, у даному регіоні складає 7,4 тис. га, або 10 % від усіх культурних медоносних рослинних угруповань. Залежно від району їх площі варіюють від 0,1 до 1,6 тис. га, або від 2 до 23 %.

Серед польових ентомофільних культур у забруднених районах Житомирщини висівають круп'яні та бобові, олійні і овочеві культури. На рис. 3.4 та у додатку В.3 наведені площі та структура їх посіву у 1996-1999 роках.

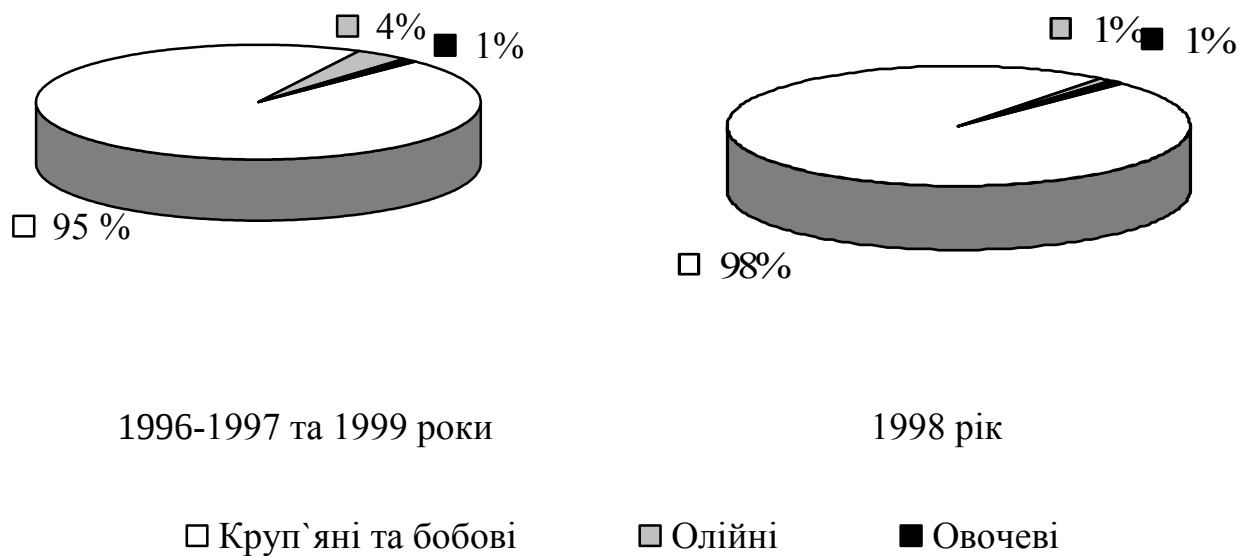


Рис. 3.4. Структура посівів польових ентомофільних культур в середньому по групі районів Житомирської області, які забруднені радіонуклідами

За останні чотири роки в забруднених районах площа, яку займали круп'яні та бобові, становила 71651-72909 га, або 95-98 % усіх польових ентомофільних культур. У кожному з районів дані культури сіють на 2509-12659 га, що складає 91-99 %. Олійні культури висівають на площі 566-3424 га, що становить від 1 до 4 %. В окремих районах ці культури взагалі не сіють або висівають на площі від 11 до 1092 га, що становить менше 1 % або до 8 %. Овочеві культури у даному регіоні займають від 986 до 1037 га, що складає 1 %. Залежно від району ці культури висівають на площі від 38 до 201 га, тобто 1-2 % (у деяких районах менше 1 %) усіх польових ентомофільних культур.

У даному регіоні із круп'яних та бобових ентомофільних культур висі-

вають конюшину гібридну (*Trifolium hibridum* L.), лучну (*Trifolium pratense* L.) та повзучу (*Trifolium repens* L.); гречку їстівну (*Fagopirum esculentum* Moench); інші бобові, такі, як люцерна посівна (*Medicago sativa* L.), гібридна (*Medicago Varia* Mart), жовта (*Medicago falcata* L.); буркун білий (*Melilotus albus* Desr.) та жовтий (*Melilotus officinalis* Desr.); еспарцет виколистий (*Onobrychis viciaefolia* Scop.); лядвенець рогатий (*Lotus corniculatus* L.); горошок посівний (*Vicia sativa* L.) та деякі інші. Структура посівів цих культур наведена на рис. 3.5 та у додатку В.4.

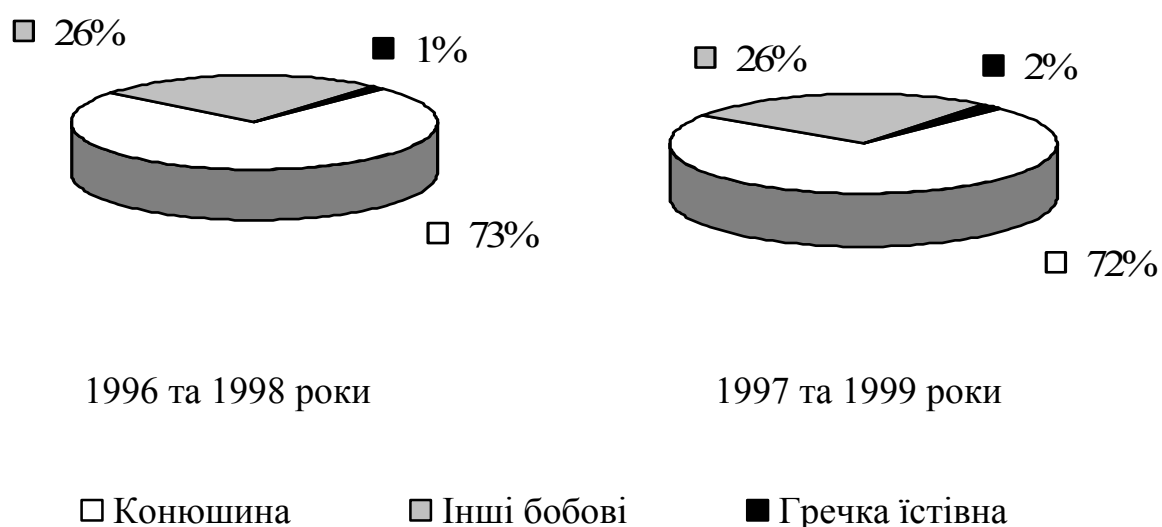


Рис. 3.5. Структура посівів круп'яних та бобових ентомофільних культур в середньому по групі районів Житомирської області, які забруднені радіонуклідами

Посіви конюшини у зоні забруднення залежно від року складають 51887-52335 га, що становить 72-73 %. У районах її сіють на площі від 2459 до 8821 га. У структурі посівів круп'яних та бобових це становить 53-98 %. Інших бобових залежно від року висівають на площі від 18476 до 19019 га, що складає 26 %. У районах їх сіють на площі 49-5568 га. Це складає 2-44 % від усіх круп'яних та бобових. Гречку їстівну в 1996 та 1998 роках у даному

регіоні висівали на площі 698 та 874 га, що становило 1 %, у 1997 та 1999 – на 1331 та 1594 га, або 2 %. Залежно від району її висівають на площі 2-446 га, що складає 1-4 % (у деяких районах менше 1 %). У Лугинському районі в 1996, 1998-99 роках цю культуру взагалі не сіяли.

Серед олійних медоносних культур у даній зоні сіють соняшник одно-річний (*Heliantus annuus* L.), гірчицю білу (*Sinapis alba* L.), чорну (*Brassica nigra* (L.) Koch) і сарепську (*Brassica juncea* (L.) Czern.) та ріпак (*Brassica napus* var. *napus* Matz.) ярий і озимий. Структура посівів медоносних олійних культур у даному регіоні наведена в табл. 3.2 та у додатку В.5.

Значні площі в зоні забруднення займає ріпак ярий. Всього тут його висівають на площі 2860-3207 га, що складає 59-94 % всіх олійних медоносних культур.

Таблиця 3.2

Структура посівів медоносних олійних культур в середньому по групі районів Житомирської області, які забруднені радіонуклідами, %

Культура	Ріпак ярий	Ріпак озимий	Гірчиця	Соняшник однорічний
Рік				
1996	92	7	<1	<1
1997	94	6	<1	<1
1998	59	38	2	1
1999	94	6	<1	<1

Залежно від району він займає 10-1078 га, що становить 22-100 %. У Народицькому районі його взагалі не висівають, а у 1998 році цю культуру не сіяли в Олевському, Малинському, Лугинському, Коростенському та Володарсько-Волинському районах. Ріпак озимий у даному регіоні висівають на площі 191-229 га, що становить 6-38 %. У районах залежно від року його не сіють взагалі або висівають на площі 3-100 га, що становить 3-100 %. Гір-

чицю сіють лише у Лугинському районі на 8-12 га, залежно від року. Проте це складає 36-91 % від усіх площ, зайнятих тут під олійними культурами. У середньому по групі районів це становить 2 % або менше 1 %. Соняшник однорічний висівають на 1-7 га, що складає теж 1 % або менше. Цю культуру сіють лише у Коростенському, Лугинському та Олевському районах від 1 до 3 га, або 1-14 %.

У зоні радіоактивного забруднення з овочевих культур, які мають практичне значення для бджільництва, висівають огірок посівний (*Cucumis sativus* L.) та гарбуз звичайний (*Cucurbita pepo* L.). Структура посівів даних культур наведена на рис. 3.6 та у додатку В.6.

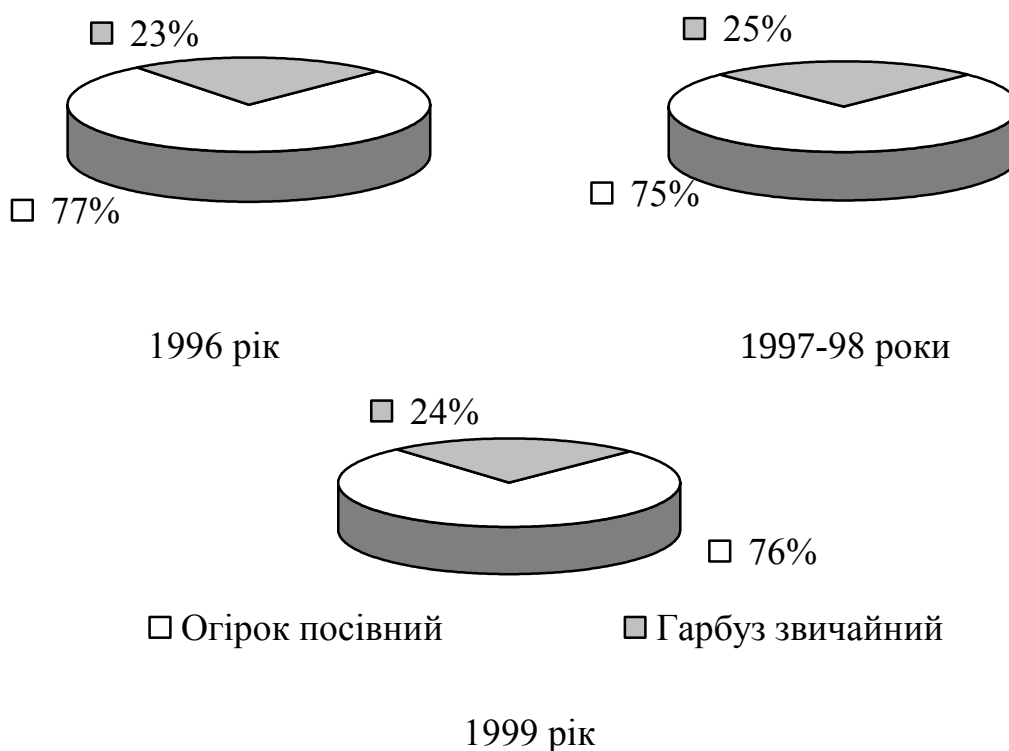


Рис. 3.6. Структура посівів медоносних овочевих культур в середньому по групі районів Житомирської області, які забруднені радіонуклідами

Площа посіву огірка посівного залежно від року складає від 744 га до 784 га. Це становить 75-77 % серед даних овочевих культур. Залежно від району його сіють на площі 19-218 га, що становить 50-98 %. У зоні радіоакти-

вного забруднення Житомирщини гарбуз звичайний сіють на площі від 227 до 253 га, або 23-25 %. У кожному з районів залежно від року його висівають на 1-60 га, це становить 2-50 %.

У даному регіоні плодові представлені чотирма культурними групами: зерняткові, кісточкові, ягідні та горіхоплідні. Зерняткові представлені яблуною домашньою (*Malus domestica* Borkh.) і грушею звичайною (*Pyrus communis* L.); кісточкові – вишнею звичайною (*Cerasus vulgaris* Mill.), сливою домашньою (*Prunus domestica* L.), сливою розлогою (аличою) (*Prunus divaricata* Ledeb), черешнею (*Cerasus avium* (L.)), абрикосом звичайним (*Cerasus avium* (L.)); ягідні – суницями садовими (*Fragaria ananassa* Duch.), малиною (*Rubus idaeus* L.), смородиною чорною (*Ribes nigrum* L.) і агрусом відхиленням (*Crossularia reclinata* (L.) Mill); горіхоплідні – горіхом грецьким (*Juglans regia* L.).

Структура фітоценозів плодових культур представлена на рис. 3.7 та у додатку В.7.

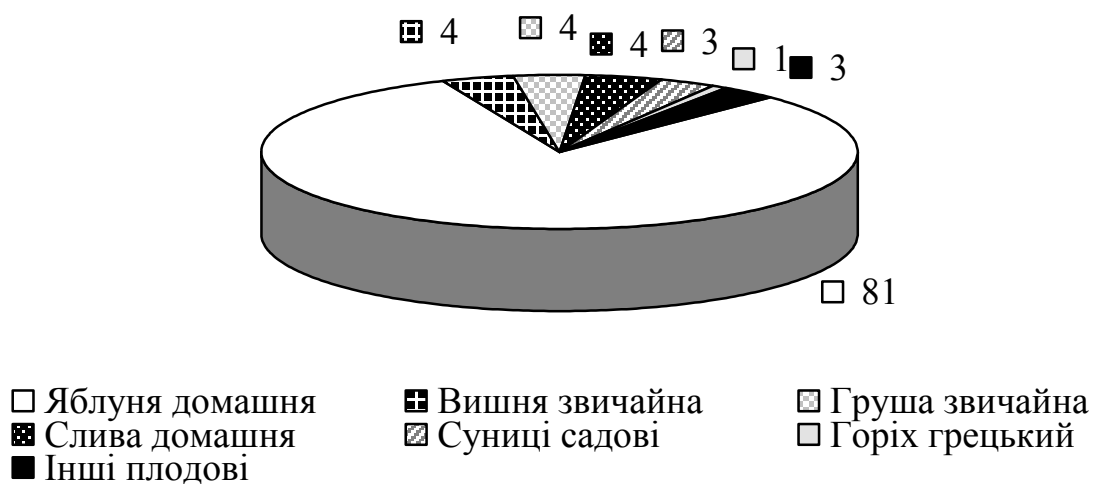


Рис. 3.7. Структура фітоценозів плодових культур в середньому по групі районів Житомирської області, які забруднені радіонуклідами (за даними перепису 1998 року), %

Найбільший інтерес для бджільництва у даній зоні має яблуна домашня, бо вона займає 2467 га, що складає 81 % всіх плодових культур. Під ви-

шнею звичайною зайнято 121 га, або 4 %, грушею звичайною – 114 га, або 4 %, сливою домашньою – 110 га, або 4 %, суницями садовими – 84 га, або 3 %, горіхом грецьким – 44 га, або 1 %, іншими культурами (слива розлога (алича), черешня, абрикос звичайний, малина, смородина чорна та агрус відхилений) – 96 га, або 3 %. Як і в середньому по зоні, у структурі плодкових насаджень кожного району перше місце посідає яблуня домашня. Площа, яку вона займає, становить 91-573 га, що складає 61- 87 %. Під вишнею звичайною зайнято від 4 до 26 га, або 2-8 %, під грушею звичайною та сливою домашньою – від 2 до 18 га, або 2-7 %, під суницями садовими – від 3 до 26 га, або 2-5 %, під горіхом грецьким – від 1 до 16 га, або 1-11 % (у деяких районах менше 1 %), під іншими плодowymi культурами – від 2 до 25 га, або 1-4 %.

Медоносна флора лісів та порушених фітоценозів використовується бджолиними сім'ями лише навесні, а також восени у безвзятковий період. З лісових медоносів на Поліссі лише верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hill.) заповнює великі масиви і дає товарний мед. Агрофітоценози можуть бути джерелом продуктивного медозбору при недотриманні правил агротехніки. Отримати товарний мед з болотної рослинності можна тільки у надто посушливі роки. Лише лучні рослинні угруповання, через великі площі та тривалість цвітіння, є місцем найбільш стабільного медозбору на Житомирському Поліссі навіть у роки з несприятливими погодними умовами. Культурні фітоценози хоча і займають незначну прощу у зоні радіоактивного забруднення Житомирщини, проте через високу медопроодуктивність можуть бути джерелом товарного взятку [20; 21; 75; 221].

Згідно з літературними даними, медопроодуктивність природних угідь становить в середньому 25 кг/га, культурних – 50-90 кг/га [118]. Користуючись цими показниками ми розрахували медовий баланс зони радіоактивного забруднення Житомирського Полісся. Ці дані наведені в таблиці 3.3.

Таблиця 3.3

**Медовий баланс зони радіоактивного забруднення
Житомирського Полісся**

Показники / Фітоценози	Природні	Культурні
Площа, га	1424400	77400
Загальний запас меду, кг	35610000	3870000-6966000
Запас меду на 1 бджолину сім'ю, кг	372	40-73

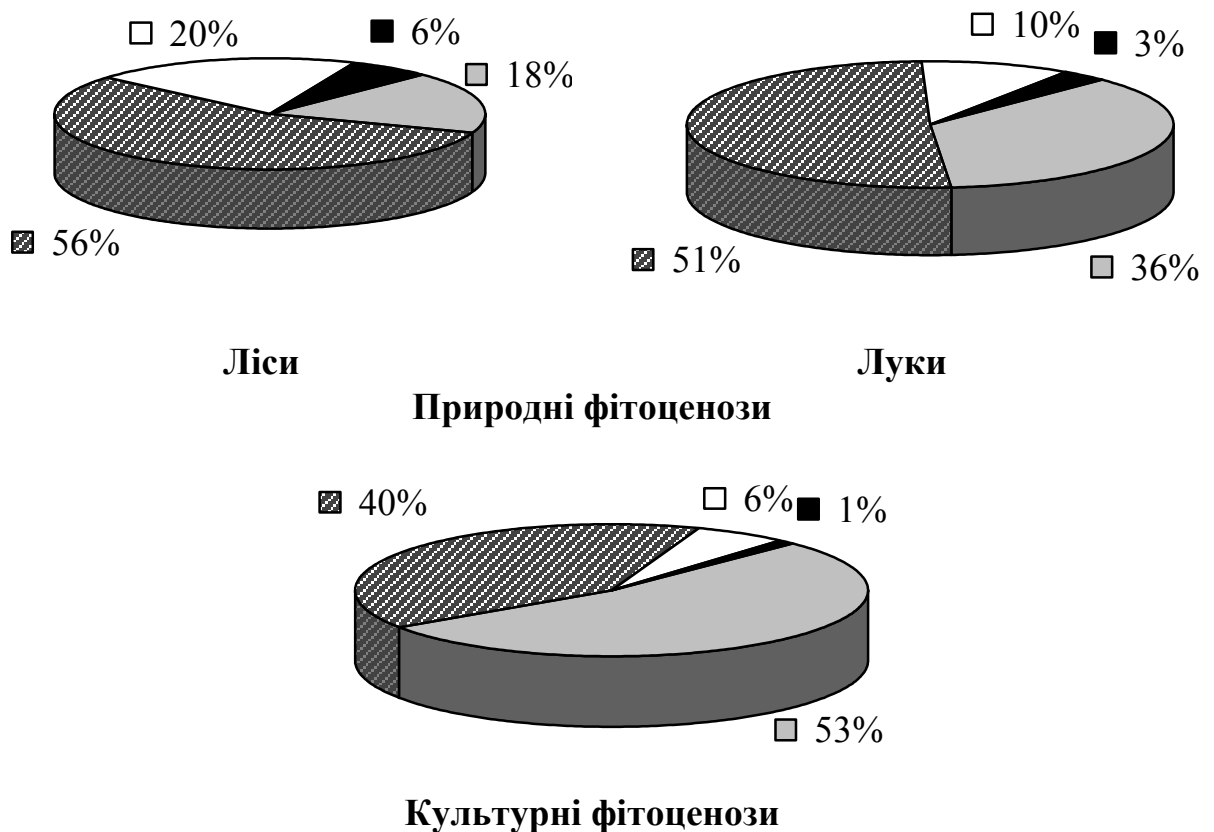
Встановлено, що загальний запас меду на культурних угіддях становить 3870000-6966000 кг, на природних – 35610000 кг. Однак бджоли не можуть його використати повністю. В період цвітіння окремих медоносів нерідко через непогожі дні бджоли не вилітають з вуликів або через несприятливі умови (вітер, висока температура, низька відносна вологість повітря) не можуть збирати нектар. Частина нектару використовується іншими комахами. Таким чином, на бджіл припадає в середньому 40 % всього нектару, який виділяється рослинами. Тому частка меду, яка приходить на бджіл в даному регіоні, становить на культурних угіддях 1548000-2786400 кг, на природних – 14244000 кг.

На кожну сім'ю потрібно запланувати 120 кг меду на сезон. Загальна кількість бджолиних сімей в зоні радіоактивного забруднення становить 38309. Виходячи з цього культурні медоносні фітоценози забезпечують їх нектаром лише на 33-61 %, а природні – на 310 %. Для забезпечення продуктивного медозбору з культурних фітоценозів потрібно збільшити площі посіву польових ентомофільних культур з високою медопродуктивністю (більше 100 кг/га) на 50296 га.

Нами також розрахована структура природних та культурних фітоценозів Житомирського Полісся залежно від рівня забруднення ґрунтів ^{137}Cs (рис. 3.8).

Встановлено, що 51 % луків та 56 % лісів мають щільність забруднення

грунту від 37 до 185 кБк/м². Для культурних фітоценозів цей показник становить 40 %, що у 1,3-1,4 разу менше у порівнянні з площею природних. 10 та 20 % площ, які займають луки та ліси, забруднені в межах 185-555 кБк/м². Культурні угіддя з аналогічною щільністю забруднення становлять 6 %, що у 3 та 2 рази відповідно менше.



■ до 37 кБк/м² ▨ 37-185 кБк/м² □ 185-555 кБк/м² ■ понад 555кБк/м²

Рис. 3.8. Структура культурних та природних фітоценозів залежно від рівня забруднення ¹³⁷Cs (станом на 1.01.1997 р.)

Культурні фітоценози, які забруднені понад 555 кБк/м², займають 1 %, що у 3 рази менше у порівнянні з луками та у 6 разів – у порівнянні з лісами. У цілому 47 % площі культурних медоносних фітоценозів має рівень забруднення понад 37 кБк/м². Це 1,4-2 рази менше у порівнянні з природними рос-

линними угрупованнями.

Таким чином, у зоні радіоактивного забруднення Житомирського Полісся культурних рослинних угруповань у 18 разів менше, ніж природних. Частка культурних фітоценозів, забруднених ^{137}Cs понад 37 кБк/м^2 , у 1,4-2 рази менша, ніж природних. Це дозволяє зробити припущення, що очевидно мед та обніжжя, зібрані з природної медоносної флори, містять радіоактивного цезію значно більше, ніж з культурної (з'ясувати це було одним із завдань наших досліджень). Але запас меду на культурних угіддях лише на 33-61 % забезпечує потреби наявних бджолиних сімей.

3.1.2. Тип головного медозбору. Відомо, що типи медового взятку поділяють на підтримуючий, продуктивний та головний. Невелика кількість меду, яку збирають бджоли під час підтримуючого та продуктивного медозборів, повністю використовується для потреб сім'ї. Головним медозбір вважається тоді, коли у вуликах накопичується так багато меду, що його можна відкачати без шкоди для бджіл. Цей мед називається товарним. Саме його людина використовує як продукт харчування, профілактичний та лікувальний засіб.

Тому метою наших досліджень було дати характеристику головного медозбору у районах Житомирської області, які зазнали радіоактивного забруднення. Для цього, згідно з методикою досліджень, на пасіках 37 господарств забруднених районів було відібрано по 6 зразків меду (всього 222) і визначено ботанічне походження даного продукту.

Масова частка зерен пилку даного виду рослин у меді прямо пропорційна масовій частці його нектару, тому одним із об'єктивних показників ботанічного походження меду є пилковий аналіз, заснований на визначенні відносного вмісту в меді зерен пилку різних медоносів. Якщо пилку певного виду рослин у меді від 100 до 45 %, то він називається домінуючим, від 44 до 16 % – супутнім, від 15 % і менше – випадковим. Мед вважається монофлор-

ним, якщо пилок передбачуваного нектароносу є домінуючим [233]. Тому для встановлення ботанічного походження відібраних зразків меду була визначена саме масова частка пилку. Ці дані наведені в табл. 3.4.

Таблиця 3.4

**Ботанічне походження меду, одержаного на пасіках господарств
зони радіоактивного забруднення Житомирського Полісся ($M \pm m$, $n=6$)**

Населений пункт	Ботанічне походження	Масова частка домінуючого пилку, %
Коростенський		
Мединівка	конюшиний	49,5±1,34
Ходаки	поліфлорний луговий	—
Веселівка	поліфлорний польовий	—
Новини	волошковий	52,2±3,30
Давидки	буркуновий	66,7±2,40
Лугинський		
Лугини	конюшиний	50,7±3,85
Липники	поліфлорний лісовий	—
Літки	поліфлорний луговий	—
Малинський		
Недашки	гречаний	57,3±3,59
Морозівка	волошковий	53,7±2,55
Вишів	поліфлорний польовий	—
Йосипівка	волошковий	48,5±0,99
Н. Вороб`ї	гречаний	70,7±2,44
Ворсівка	поліфлорний луговий	—

Ксаверово	поліфлорний луговий	—
Народицький		
Норинці	конюшиновий	50,8±2,41
Н. Дорогинь	поліфлорний польовий	—
Народичі	буркуновий	60,5±2,54
Ласки	поліфлорний луговий	—
Овруцький		
Можари	конюшиновий	51,0±1,65
Велідники	волошковий	56,5±3,28
Листвин	ріпаковий	59,2±1,60
Раківщина	поліфлорний луговий	—
В.Фосня	поліфлорний лісовий	—
Піщаниця	поліфлорний луговий	—
Черепін	вересовий	49,2±1,74
Олевський		
Білокоровичі	конюшиновий	53,2±2,44
Жубровичі	поліфлорний луговий	—
Кам'янка	вересовий	56,0±2,80
Майдан	поліфлорний лісовий	—
Ємільчинський		
Велика Цвіля	поліфлорний луговий	—
Ємільчино	ріпаковий	58,8±3,12
Степанівка	конюшиновий	51,7±1,71
Тайки	поліфлорний луговий	—
Горбово	буркуновий	57,0±2,74
Хутір Мокляки	волошковий	63,5±2,17
Варварівка	поліфлорний лісовий	—

Встановлено, що у зразках меду, одержаних у 20 господарствах, є домінуючий пилок, середнє значення масової частки якого варіює від $48,5 \pm 0,99$ до $70,7 \pm 2,44$ %. Ці сорти меду ми віднесли до монофлорних. Вони зібрані з конюшини білої, волошки синьої, буркуну білого, гречки їстівної, ріпаку та вересу звичайного. Середнє значення даного показника для конюшинового меду на 5-8 % перевищує нижню нормативну межу (45 %), вересового – на 4-11 %, ріпакового – на 14 %, волошкового – на 4-19 %, буркунового – на 12-22 %, гречаного – на 12-26 %.

У зразках меду, одержаних у інших 17 господарствах, не виявлено домінуючого пилку, а лише супутній і випадковий. Ці сорти віднесено до поліфлорних, відібраних з польового, лісового та лугового різнотрав'я.

У результаті проведених досліджень, можна стверджувати, що для всіх районів Житомирської області, які зазнали радіоактивного забруднення, характерний мед, зібраний з лугового різнотрав'я. Конюшиновий мед одержаний у всіх районах, окрім Малинського. Мед з лісового різнотрав'я та вересу звичайного характерний для Ємільчинського, Олевського, Овруцького та Лугинського районів. Гречаний мед одержаний лише у Малинському районі, ріпаковий – у Ємільчинському та Овруцькому. У всіх районах зібрано мед з польового різнотрав'я: поліфлорний або монофлорний (з волошки синьої), окрім Лугинського та Олевського районів. Буркуновий мед характерний для Народицького, Коростенського та Ємільчинського районів.

Згідно із завданнями досліджень, була розрахована питома вага господарств забруднених районів Житомирщини, у яких одержують той чи інший сорт меду. Ці дані наведені в табл. 3.5.

Встановлено, що у 27 % господарств збирають мед з лугового різнотрав'я, у 16 % – з конюшини білої, в 14 % – з волошки синьої, в 11 % – з лісових медоносних рослин, у 8 % – з польового різнотрав'я та буркуну білого, в 6 % – з ріпаку, у 5 % – з гречки їстівної та вересу звичайного.

Отже, найбільше меду одержують з лугового різнотрав'я, конюшини

білої, волошки синьої та лісового різнотрав'я – всього 67 %. Слід також відмітити, що у порівнянні з кількістю меду з лугового різнотрав'я, гречаного та вересового меду збирають у 1,5 разу менше, конюшинового – в 1,7, волошкового – у 2, поліфлорного лісового – у 2,5, поліфлорного польового та буркунового – у 3,4, ріпакового – у 4,5 разу.

У 46 % господарств одержують поліфлорні сорти меду, у 54 % – монофлорні. Монофлорний мед, як правило, збирають із польових ентомофільних культур. Із природних медоносних рослин монофлорні сорти одержують з вересу звичайного та волошки синьої.

Таблиця 3.5

Питома вага господарств, в яких одержано різні сорти меду

Ботанічне походження	%
Поліфлорні	
Луговий	27
Лісовий	11
Польовий	8
Монофлорні	
Конюшиновий	16
Волошковий	14
Буркуновий	8
Ріпаковий	6
Гречаний	5
Вересовий	5

Оскільки, в результаті проведених досліджень зроблено припущення, що очевидно мед та обніжжя, зібрані з природної медоносної флори, містять радіоактивного цезію значно більше, ніж з культурної, то була розрахована питома вага господарств, на пасіках яких одержано мед з природних і куль-

турних медоносів (рис. 3.9).



Рис. 3.9. Питома вага господарств забруднених районів Житомирської області, в яких одержано різні сорти меду

Встановлено, що у 65 % господарств мед збирають з медоносної флори природних фітоценозів. Із нектароносів культурних рослинних угруповань мед одержують у 35 % господарств, тобто майже у 2 рази менше.

Отже, у районах Житомирської області, які забруднені радіонуклідами, товарний мед на даний час одержують з природних та культурних медоносних рослин. Меду з природної флори одержують у 2 рази більше, ніж з культурної. З природних нектароносів мед збирають в основному з лісового та лугового різнотрав'я, волошки синьої та вересу звичайного. З культурних медоносів одержують мед з конюшини білої, буркуну білого, гречки їстівної та ріпаку.

3.1.3. Стан галузі бджільництва. Згідно із завданнями досліджень було проаналізовано стан розвитку галузі бджільництва на Житомирському Поліссі, яке зазнало радіоактивного забруднення. Для цього використано статистичні дані про загальну кількість бджолиних сімей в даному регіоні, розрахована кількість на 1 км² і умовну пасовищну ділянку (табл. 3.6), питома вага у громадському та приватному секторах (табл. 3.7).

Встановлено, що всього у даному регіоні 38309 бджолиних сімей, що

становить 39 % від усієї їх кількості в області. На 1 км² в середньому по групі районів припадає 2 бджолині сім'ї, на умовну пасовищну ділянку (1256 га) – 30. Залежно від району загальна кількість варіює від 854 до 12483. Щільність на 1 км² змінюється від 0,4 до 7 сімей, але в семи районах із дев'яти даний показник складає 2-3 сім'ї. Щільність на умовну пасовищну ділянку в більшості районах становить 18-41 бджолина сім'я, в Олеському районі – лише 5, у Коростенському – аж 89.

Розраховано, що в середньому по групі районів 89 % усіх сімей зосереджено у приватному секторі, в громадському – 11 %, що у 8 разів менше. Залежно від району питома вага бджолиних сімей у приватному секторі варіює від 63 до 99 %, у громадському – від 1 до 37 %.

Таблиця 3.6

**Кількість бджолиних сімей у забруднених районах
Житомирської області (станом на 1 квітня 1999 року)**

Район	Всього	на 1 км ²	на 1256 га
Олевський	854	0,4	5
Лугинський	1740	2	22
Народицький	1827	1	18
Володарсько-Волинський	2864	3	41
Малинський	3065	2	26
Ємільчинський	4396	2	26
Овруцький	5131	2	20
Новоград-Волинський	5949	3	35
Коростенський	12483	7	89
У середньому по групі районів	38309	2	30

За літературними даними, Україна належить до країн, в яких бджільництво досить розвинене. Про це свідчать хоча б такі дані, що зараз на тери-

торії нашої держави на один квадратний кілометр в середньому припадає 3,58 сім'ї бджіл, на умовну пасовищну ділянку (1256 га) – 45. У Білорусі відповідно 1,3 і 16,5, на Європейській території Російської Федерації – 0,2 і 3,0. Особливо розвинена дана галузь в Україні у приватному секторі, де в 3,7 разу більше бджолиних сімей, ніж у громадському, і вироблено у 7,7 разу більше меду [118; 125].

Отже, якщо порівнювати дані наших досліджень з літературними, то можна зробити висновок, що в зоні радіоактивного забруднення Житомирської області галузь бджільництва добре розвинена, особливо у приватному секторі, де безконтрольно одержують і використовують забруднену радіонуклідами продукцію бджільництва.

Таблиця 3.7

**Розподіл бджолиних сімей між приватними та громадськими господарствами у забруднених районах Житомирської області
(станом на 1 квітня 1999 року), %**

Район	Громадські	Приватні
Коростенський	1	99
Володарсько-Волинський	5	95
Лугинський	6	94
Народицький	6	94
Ємільчинський	11	89
Овруцький	12	88
Олевський	17	83
Новоград-Волинський	22	78
Малинський	37	63
У середньому по групі районів	11	89

3.2. Характеристика погодних, радіоекологічних та ґрунтових умов науково-господарських дослідів

Погодні умови. Природні умови кожного регіону мають свої особливості. Незаперечним є те, що основними важелями в цьому є кількість опадів і температура повітря. Взаємозалежність між цими двома параметрами має великий вплив на вологість ґрунту і умови розвитку рослин. Співвідношення між цими параметрами можна звести до закономірності – коефіцієнта Брика (K_B) (за прізвищем автора) – це математична характеристика, яка дає змогу аграріям, використовуючи тільки метеорологічні дані, здійснити комплексний аналіз умов розвитку сільськогосподарських галузей (в тому числі і бджільництво) за попередній період залежно від погодних умов. Це місячний показник кількості опадів на 1^0C середньомісячної температури [30; 31].

За літературними даними, на поведінку радіонуклідів у системі ґрунт–рослина впливають погодні умови [149]. Тому ми порівняли погодні умови медоносних сезонів 1998-1999 років у КСП ім. Горького Народицького району, КСП «Мединівське» Коростенського району і КСП «Вереси» Житомирського району, а також співставили їх із середньобагаторічними.

З цією метою були розраховані коефіцієнти Брика: рентабельний ($K_{B.p.}$) – за формулою (2.1) окремо на кожен місяць медоносного сезону; середньорентабельний в середньому за 6 місяців ($K_{B.p.cер.}$) – за формулою (2.2); фактичний по місяцях ($K_{B.ф.}$) – за формулою (2.3); фактичний в середньому за весь період медоносного сезону ($K_{B.ф.cер.}$) – за формулою (2.4). Ці дані наведені в табл. 3.8-3.12.

Як видно з даних табл. 3.8, у КСП ім. Горького у 1998 році $K_{B.ф.}$ за квітень відрізнялись від $K_{B.p.}$ за цей же період на $1 \text{ мм}/^0\text{C}$, у червні, липні, серпні і вересні – на $2 \text{ мм}/^0\text{C}$. За травень дані показники були однакові. $K_{B.ф.cер.}$ за 1998 рік відрізнялись від $K_{B.p.cер.}$ на $1 \text{ мм}/^0\text{C}$. Протягом медоносного сезону 1998 року погодні умови в КСП ім. Горького були наближені до середньоба-

гаторічних, тобто звичними для даної місцевості.

Таблиця 3.8

**Характеристика погодних умов медоносних сезонів 1998-1999 років
у КСП ім. Горького за коефіцієнтами Брика, мм/°С**

Коефіцієнти Брика	Місяці					
	4	5	6	7	8	9
$K_{Б.р.}$	6	4	5	5	5	4
$K_{Б.ф. (1998)}$	7	4	7	7	3	6
$K_{Б.ф. (1999)}$	2	3	2	2	4	3
$K_{Б.р.сер.}$	5					
$K_{Б.ф. сер.(1998)}$	6					
$K_{Б. ф.сер.(1999)}$	3					

У 1999 році дані показники за квітень відрізнялись на 4 мм/°С, за травень, серпень та вересень – на 1 мм/°С, за червень, липень – на 3 мм/°С. $K_{Б.ф. сер.}$ за 1999 рік відрізнявся від $K_{Б.р.сер.}$ на 2 мм/°С. Тобто, звичними для даної місцевості були погодні умови у травні, серпні та вересні і дещо відрізнялась від середньобаторічних у квітні, червні та липні. У загальному за сезон умови для медозбору у 1999 році в КСП ім. Горького були дещо незвичними для даної місцевості. $K_{Б.ф.}$ за квітень, червень та липень 1998 року відрізняється від $K_{Б.ф.}$ у 1999 році за ці ж місяці на 5 мм/°С, за травень та липень – на 1 мм/°С, за вересень – на 3 мм/°С. $K_{Б.ф.сер.}$ за 1998 рік відрізняється від $K_{Б.ф.сер.}$ за 1999 – на 3 мм/°С. Отже, у середньому за сезон умови для медозбору у 1998 та 1999 роках були неоднаковими. Лише у травні та липні погодні умови майже не відрізнялись.

У табл. 3.9 представлені вище згадані показники, розраховані для КСП «Вереси» Житомирського району.

Таблиця 3.9

**Характеристика погодних умов медоносних сезонів 1998-1999 років
у КСП «Вереси» за коефіцієнтами Брика, мм/⁰С**

Коефіцієнти Брика	Місяці					
	4	5	6	7	8	9
$K_{Б.р.}$	6	5	4	5	5	4
$K_{Б.ф. (1998)}$	8	4	7	9	5	4
$K_{Б.ф. (1999)}$	4	3	3	2	9	4
$K_{Б.р.сер.}$	5					
$K_{Б.ф.сер(1998)}$	6					
$K_{Б.ф.сер(1999)}$	4					

У 1998 році $K_{Б.ф.}$ за квітень відрізнявся від $K_{Б.р.}$ за цей же термін на 2мм/⁰С, за травень – на 1 мм/ ⁰С, за червень – на 3 мм/⁰С, за липень – на 4мм/⁰С. За серпень та вересень вони не відрізнялися. $K_{Б.р.сер.}$ відрізнявся від $K_{Б.ф.сер.}$ за 1998 рік на 1 мм/⁰С.

Тобто, умови для медоносного сезону у квітні, червні та липні дещо відрізнялись від середньобагаторічних, у травні, серпні і вересні та в середньому за сезон були звичними для даної місцевості.

У 1999 році дані показники за квітень та травень відрізнялись на 2мм/⁰С, за червень – на 3 мм/⁰С, за липень – на 5 мм/⁰С, за серпень – на 4мм/⁰С, за вересень – не відрізнялись. Між $K_{Б.ф.сер.}$ та $K_{Б.р.сер.}$ різниця складала 1 мм/⁰С.

Отже, звичними для даної місцевості були умови у вересні і наближені до таких – у квітні та травні. Дещо відрізнялись від середньобагаторічних погодні умови у червні, липні та серпні.

У загальному за сезон умови для медозбору в 1999 році в КСП «Вереси» були звичним для даної місцевості. $K_{Б.ф.}$ за квітень 1998 року відрізнявся від $K_{Б.ф.}$ 1999 за цей же термін на 4 мм/⁰С, за травень та вересень – на 1 мм/⁰С, за червень та серпень – на 4 мм/⁰С, за липень – на 7 мм/⁰С. $K_{Б.ф.сер.}$ за

1998 рік відрізнявся від $K_{Б.ф.сер.}$ за 1999 рік на 2 мм/ $^{\circ}$ С.

Тобто, у квітні, червні, серпні та липні умови для медозбору в 1998 та 1999 роках були дуже різними, хоча у середньому за сезон вони майже не відрізнялись.

У табл. 3.10 наведені вище згадані показники, розраховані для КСП «Мединівське» Коростенського району.

У квітні, липні, серпні та вересні 1998 року $K_{Б.р.}$ відрізнявся від $K_{Б.ф.}$ за цей же термін на 1 мм/ $^{\circ}$ С, у червні – на 3 мм/ $^{\circ}$ С, у травні ці показники були ідентичними. $K_{Б.ф.сер.}$ за 1998 рік відрізнявся від $K_{Б.р.сер.}$ на 1 мм/ $^{\circ}$ С.

Отже, умови медоносного сезону 1998 року в КСП «Мединівське» були майже звичними для даної місцевості, за винятком червня.

Таблиця 3.10

**Характеристика погодних умов медоносного сезону 1998 року
в КСП «Мединівське» за коефіцієнтами Брика, мм/ $^{\circ}$ С**

Коефіцієнти Брика	Місяці					
	4	5	6	7	8	9
$K_{Б.р.}$	6	4	5	5	4	4
$K_{Б.ф. (1998)}$	7	4	8	6	5	5
$K_{Б.р.сер.}$	5					
$K_{Б.ф.сер. (1998)}$	6					

В розрізі господарств за 1998 рік дані коефіцієнтів Брика наведені в табл. 3.11.

Так, $K_{Б.ф.}$ за квітень місяць у КСП «Вереси» відрізнявся від $K_{Б.ф.}$ у КСП ім. Горького на 1 мм/ $^{\circ}$ С, за травень та червень – не відрізнялись, за липень, серпень та вересень – на 2 мм/ $^{\circ}$ С. $K_{Б.ф.сер.}$ між господарствами не відрізнявся. Тобто, у травні і червні та в середньому за сезон умови для медозбору в обох господарствах були ідентичними, і дещо відрізнялись – у квітні, липні, серп-

ні та вересні. $K_{Б.ф.}$ за квітень, червень та вересень у КСП «Вереси» відрізнявся від $K_{Б.ф.}$ в КСП «Мединівське» за цей же період на $1 \text{ мм}^0\text{С}$, за липень – на $3 \text{ мм}^0\text{С}$, за серпень – не відрізнялись. $K_{Б.ф.сер.}$ між господарствами були ідентичними.

Таблиця 3.11

Порівняльна характеристика погодних умов медоносного сезону 1998 року у господарствах за коефіцієнтами Брика, $\text{мм}^0\text{С}$

Господарство	Коефіцієнти Брика	Місяці					
		4	5	6	7	8	9
«Вереси»	$K_{Б.ф.}$	8	4	7	9	5	4
ім.Горького		7	4	7	7	3	6
«Мединівське»		7	4	8	6	5	5
«Вереси»	$K_{Б.ф.сер.}$	6					
ім.Горького		6					
«Мединівське»		6					

Отже, у середньому за сезон погодні умови в обох господарствах не відрізнялися, у квітні, червні, серпні та вересні – майже однакові і дещо відрізнялись – у липні. $K_{Б.ф.}$ за червень, липень та вересень у КСП ім. Горького відрізнявся від $K_{Б.ф.}$ у КСП «Мединівське», за цей же період, на $1 \text{ мм}^0\text{С}$, за серпень – на $2 \text{ мм}^0\text{С}$, за квітень та травень – не відрізнялись. Різниці між $K_{Б.ф.сер.}$ у господарствах не було. Тобто, умови в середньому за сезон в обох господарствах у 1998 році були однаковими, а трохи відрізнялись лише у серпні.

В табл. 3.12 наведені $K_{Б.ф.}$ за 1999 рік по господарствах «Вереси» та ім. Горького.

Так, $K_{Б.ф.}$ за квітень місяць у КСП «Вереси» відрізнявся від $K_{Б.ф.}$ у КСП ім. Горького за цей же період на $2 \text{ мм}^0\text{С}$, за червень та вересень – на $1 \text{ мм}^0\text{С}$,

за серпень – на $5 \text{ мм}^{\circ}\text{C}$. За травень та липень ці показники були ідентичними. Різниця між $K_{Б.ф.сер.}$ у господарствах складала $1 \text{ мм}^{\circ}\text{C}$.

Таблиця 3.12

Порівняльна характеристика погодних умов медоносного сезону 1999 року в господарствах за коефіцієнтами Брика, $\text{мм}^{\circ}\text{C}$

Господарство	Коефіцієнти Брика	Місяці					
		4	5	6	7	8	9
«Вереси»	$K_{Б.ф.}$	4	3	3	2	9	4
ім.Горького		2	3	2	2	4	3
«Вереси»	$K_{Б.ф.сер.}$	4					
«ім.Горького»		3					

Отже, умови для медозбору в обох господарствах були різними лише у квітні та серпні, а в травні, червні, липні та вересні і в середньому за сезон були однаковими.

Радіоекологічні умови. Вміст радіоактивного цезію у сільськогосподарських продуктах, зокрема бджолиному меді та обніжжі, які виробляються на тій чи іншій території, залежить від щільності забруднення ґрунту медоносних фітоценозів даним радіонуклідом.

Тому завданням роботи було дати загальну радіоекологічну характеристику Житомирського Полісся, яке постраждало внаслідок аварії на ЧАЕС, та визначити забрудненість ґрунту ^{137}Cs медоносних угідь, де проводились науково-господарські дослідження.

Площі медоносних фітоценозів Житомирської області, залежно від рівня забруднення ^{137}Cs , представлені в табл. 3.13.

Таблиця 3.13

Площі медоносних фітоценозів Житомирської області залежно від щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs (станом на 1.01.1997 р.), тис. га

Фітоценози	Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , кБк/м ²			
	до 37	37-185	185-555	понад 555
Культурні	231,4	174,9	26,7	4,9
Природні	162,0	411,8	134,7	41,8

У Житомирській області 174,9 тис. га медоносних культурних рослинних угруповань забруднені від 37 до 185 кБк/м², 26,7 тис. га – від 185 до 555 кБк/м², 4,9 тис. га – понад 555 кБк/м². Умовно «чистими» є ґрунти лише 231,4 тис. га культурних фітоценозів. Природні медоносні фітоценози забруднені в межах від 37 до 185 кБк/м² на 411,8 тис. га, від 185 до 555 кБк/м² – на 134,7 тис. га, понад 555 кБк/м² – на 41,8 тис. га. Умовно «чистими» є ґрунти на площі 162,0 тис. га природних біоценозів.

Нами також проаналізовано стан забрудненості ^{137}Cs ґрунту медоносних фітоценозів у господарствах, де проводились науково-господарські досліді. Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs та його питома активність за цим радіонуклідом у КСП ім. Горького наведені в табл. 3.14.

Ці дані свідчать, що в середньому щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs медоносних фітоценозів становить від $71,8 \pm 3,35$ до $113,3 \pm 5,99$ кБк/м², а його питома активність за ^{137}Cs – від $605,6 \pm 9,55$ до $1011,8 \pm 33,21$ Бк/кг.

Між середніми значеннями щільності забруднення ^{137}Cs та питомої активності цього радіонукліда у ґрунті яблуневого, кульбабового, ріпакового, конюшинового, буркунового, волошкового і гречаного фітоценозів немає достовірної різниці. Не виявлено вірогідної різниці між цими показниками у ґрунті лісового, лугового і вересового фітоценозів.

Разом з тим, середні значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs та його питома активність за цим радіонуклідом для природних рослинних

угруповань у 1,3 разу вищі ($P < 0,001$) у порівнянні з культурними.

Таблиця 3.14

**Забрудненість ^{137}Cs ґрунту медоносних фітоценозів у КСП ім. Горького,
($M \pm m$, $n=10$)**

Медоносний фітоценоз	Щільність забруднення ^{137}Cs , кБк/м ²	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг
Культурні (n=50)	74,7±1,31	623,4±7,75
Ріпаковий	71,8±3,35	640,3±16,84
Конюшиний	72,3±1,58	605,6±9,55
Буркуновий	75,7±2,53	626,3±12,12
Гречаний	77,2±2,35	625,9±18,50
Яблуневий	76,8±4,25	618,8±26,44
Волошковий	76,1±2,23	616,4±15,86
Природні (n=50)	96,6±3,13	838,3±29,85
Кульбабовий	76,8±4,25	618,8±26,44
Луговий	104,9±4,37	941,2±32,28
Лісовий	111,7±5,91	1003,4±52,73
Вересовий	113,3±5,99	1011,8±33,21

Оскільки в цілому по групі районів Житомирської області, які досліджувались, природні медоносні фітоценози забруднені на значно більшій площі у порівнянні з культурними (див. рис. 3.8), тому в науково-господарських дослідках були відібрані природні медоносні фітоценози, забруднені ^{137}Cs у більшій мірі у порівнянні з культурними.

У господарствах, де проводились науково-господарські дослідки, нами виконаний порівняльний аналіз забруднення ^{137}Cs усього земельного фонду господарств та конюшиних фітоценозів. Ці дані наведені в табл. 3.15-3.16.

Таблиця 3.15

Питома вага сільськогосподарських угідь за рівнем забруднення ^{137}Cs , %

Господарство	кБк/м ²			
	до 37	37-185	185-555	всього понад 37
ім. Горького	6	83	11	94
«Мединівське»	30	69	1	70
«Вереси»	100	0	0	0

У КСП ім. Горького (див. табл. 3.15) 94 % усього земельного фонду забруднено ^{137}Cs понад 37 кБк/м². З них 83 % мають щільність забруднення від 37 до 185 кБк/м² та 11 % – від 185 до 555 кБк/м². У КСП «Мединівське» забруднених угідь понад 37 кБк/м² в 1,3 разу менше у порівнянні з КСП ім. Горького. Всі сільськогосподарські угіддя КСП «Вереси» мають щільність забруднення ^{137}Cs до 37 кБк/м². Отже, радіоекологічні умови (щільність забруднення ^{137}Cs ґрунтів сільськогосподарських угідь) у господарствах істотно відрізняються, що відповідає методиці досліджень.

Таблиця 3.16

Забрудненість ^{137}Cs ґрунту конюшинових угідь, ($M \pm m$, $n=10$)

Господарство	Щільність забруднення ^{137}Cs , кБк/м ²	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг
ім. Горького	72,3±1,58	605,6±9,55
«Мединівське»	34,7±2,74	318,3±22,30
«Вереси»	0,3±0,04	3,0±0,39

Щільність забруднення і питома активність ґрунту за ^{137}Cs конюшинових фітоценозів у КСП ім. Горького (див. табл. 3.16) найвищі. У КСП «Мединівське» вони нижчі майже у 2 рази, у КСП «Вереси» – більше ніж у 200 разів. Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs та його питома активність за да-

ним радіонуклідом у КСП «Мединівське» більше ніж у 100 разів вище у порівнянні з аналогічними показниками в КСП «Вереси».

Між середніми значеннями вище згаданих показників у різних господарствах є різниця ($P < 0,001$), що і відповідає методиці досліджень.

Грунтові умови. У районах Житомирщини, які зазнали радіоактивного забруднення, переважають дерново-підзолисті ґрунти (68,5 %) [157].

Тому відповідно до методики досліджень, науково-господарські дослідди були проведені у господарствах, де цей тип ґрунтів переважає.

В табл. 3.17 наведена питома вага різних типів ґрунтів у господарствах.

Таблиця 3.17

Питома вага різних типів ґрунтів у господарствах, %

Тип ґрунту	Назва господарства		
	ім. Горького	«Мединівське»	«Вереси»
Дерново-підзолистий	81	55	45
Дерновий	10	23	26
Сірий опідзолений	8	10	29
Болотний	–	9	–
Інший	1	3	–

Ці дані свідчать, що питома вага дерново-підзолистих ґрунтів у КСП «Вереси» складає 45 %, «Мединівське» – 55 %, ім. Горького – 81 %. Інші типи ґрунтів – дернові, сірі опідзолені, болотні – мали незначну питому вагу.

Згідно з методикою досліджень, у КСП ім. Горького за картою агропромислового групування ґрунтів господарства [3] були відібрані медоносні фітоценози з ґрунтами, характерними для зони радіоактивного забруднення Житомирщини.

Відомо, що на інтенсивність надходження радіонуклідів із ґрунту в ро-

слини впливають його агрохімічні властивості, зокрема такі з них, як вміст гумусу у верхньому шарі, рН, вміст рухомих форм азоту, фосфору і калію [69; 131].

Ці показники і були визначені. Вони наведені в табл. 3.18.

Таблиця 3.18

Агрохімічні властивості ґрунту медоносних фітоценозів

КСП ім.Горького, ($M \pm m$, $n=10$)

Медоносний фітоценоз	Гумус, %	pH _(КСП)	N, мг/100 г	P ₂ O ₅ , мг/100 г	K ₂ O, мг/100 г
Дерново-підзолистий					
Вересовий	0,8±0,10	5,4±0,18	3,2±0,76	2,3±0,36	2,8±0,47
Лісовий	1,0±0,18	5,7±0,13	4,2±0,60	2,8±0,44	3,8±0,64
Волошковий	1,3±0,11	5,6±0,13	5,0±0,40	5,8±0,78	6,1±0,53
Буркуновий	1,3±0,12	5,7±0,14	5,1±0,44	5,7±0,82	6,2±0,55
Конюшиний	1,5±0,09	5,7±0,15	7,0±0,80	6,7±0,69	6,8±0,46
Луговий	1,5±0,12	5,6±0,09	6,2±0,55	6,8±0,84	7,9±0,83
Яблуневий	1,6±0,19	5,8±0,15	6,0±0,67	7,1±0,86	8,0±0,75
Сірий опідзолений					
Гречаний	2,0±0,17	6,2±0,11	6,2±0,70	8,4±0,52	10,2±0,71
Ріпаковий	2,1±0,11	6,0±0,12	6,5±0,69	9,1±0,56	10,9±0,64

Встановлено, що, в середньому, вміст гумусу у дерново-підзолистому ґрунті медоносних фітоценозів змінюється від 0,8±0,10 до 1,6±0,19 мг/100 г. Реакція ґрунтового розчину – від 5,6±0,09 до 5,8±0,15 %, тобто близька до нейтральної. Лише рН вересового угіддя слабокисла (5,4±0,18). Вміст легко-гідролізованого азоту залежно від фітоценозу змінюється від низького

($3,2 \pm 0,76$ мг/100 г – вересовий) і середнього (від $4,2 \pm 0,60$ до $6,2 \pm 0,55$ мг/100 г) до підвищеного ($7,0 \pm 0,80$ мг/100 г – конюшиний). Рухомих форм фосфору та калію мало, тобто вміст не перевищує 8 мг на 100 г.

Гумус сірих опідзолених ґрунтів в середньому становить $2,0 \pm 0,17$ та $2,1 \pm 0,11$ мг/100 г, рН – $6,0 \pm 0,12$ до $6,2 \pm 0,11$, тобто нейтральна. Ґрунтовий розчин містить підвищений вміст легкогідролізованого азоту ($6,2 \pm 0,70$ та $6,5 \pm 0,69$ мг/100 г) та середній вміст рухомих форм фосфору ($8,4 \pm 0,52$ та $9,1 \pm 0,56$ мг/100 г) і калію ($10,2 \pm 0,71$ та $10,9 \pm 0,64$ мг/100 г).

Згідно з методикою досліджень у трьох господарствах (ім. Горького, «Мединівське» та «Вереси») були визначені та порівняні агрохімічні властивості ґрунту конюшинового агрофітоценозу. Ці дані наведені в табл. 3.19.

Таблиця 3.19

**Агрохімічні властивості дерново-підзолистого ґрунту
конюшиних медоносних фітоценозів, ($M \pm m$, $n=10$)**

Господарство	Гумус, %	рН _(KCl)	N, мг/100 г	P ₂ O ₅ , мг/100 г	K ₂ O, мг/100 г
ім. Горького	$1,5 \pm 0,09$	$5,7 \pm 0,15$	$7,0 \pm 0,80$	$6,7 \pm 0,69$	$6,8 \pm 0,46$
Мединівське»	$1,6 \pm 0,08$	$5,8 \pm 0,13$	$6,7 \pm 0,71$	$6,8 \pm 0,56$	$7,2 \pm 0,70$
«Вереси»	$1,7 \pm 0,19$	$5,7 \pm 0,15$	$7,1 \pm 0,85$	$7,2 \pm 0,63$	$7,5 \pm 0,86$

Встановлено, що між середніми значеннями вмісту гумусу, рухомих форм фосфору, калію і легкогідролізованого азоту та рН ґрунтового розчину немає достовірної різниці, тобто ґрунтові умови однакові. Це відповідає методиці досліджень.

3.3. Ботанічне походження бджолиного меду та обніжжя, масова частка води і механічних домішок у них

Ботанічне походження. У науково-господарських дослідках було одержано дев'ять сортів меду. За органолептичними показниками та польовими спостереженнями не можна точно встановити ботанічне походження цього продукту. Тому була визначена масова частка домінуючого пилку передбачуваного медоносу. Результати цих аналізів наведені у табл. 3.20.

Таблиця 3.20

Масова частка домінуючого пилку в меді, % ($M \pm m$, $n=10$)

Ботанічне походження	Спосіб одержання				
	фільтрування		відкачування		відкачування (промисловий)
	строки використання стільників (кількість виведених генерацій бджіл)				
	0	1-15	0	1-15	0-15
Буркуновий	80,6±5,13	80,8±4,51	79,0±4,51	83,6±4,11	82,4±4,08
Конюшиновий	86,5±4,21	86,7±3,58	86,4±4,00	86,3±4,94	86,0±3,74
Яблуневий	60,4±3,17	63,4±2,16	60,3±3,66	65,7±2,35	65,6±3,53
Волошковий	83,6±2,54	82,2±3,31	81,3±3,44	82,2±3,17	86,0±2,76
Ріпаковий	79,3±2,24	77,1±3,73	73,5±3,32	73,2±4,05	76,8±3,74
Вересовий	61,6±2,92	62,1±1,66	57,7±2,79	62,2±2,03	61,2±2,64
Гречаний	65,3±1,94	64,0±1,91	63,9±1,58	65,6±1,75	61,4±2,54

Встановлено, що масова частка домінуючого пилку у зразках меду, одержаного різними способами (фільтруванням і відкачуванням) та із стіль-

ників різного терміну використання (в них вивелось 0-15 генерацій), становить в середньому від $57,7 \pm 2,79$ до $86,7 \pm 3,58$ %. Отже, сім сортів меду містять понад 45 % передбачуваного пилку. Їх віднесено до монофлорних.

Результати цих досліджень підтвердили точність визначення ботанічного походження меду за органолептичними показниками і польовими спостереженнями. Луговий та лісовий мед віднесено до поліфлорних за результатами лише польових спостережень. Паді у всіх досліджених зразках не було виявлено.

У науково-господарських дослідах також було одержано десять сортів бджолиного обніжжя. Зібране з того чи іншого пилконосу, воно має характерний колір. Але одним із об'єктивних показників ботанічного походження квіткового пилку є також визначення масової частки домінуючого обніжжя. Якщо у зразку даного продукту масова частка обніжок певного пилконосу становить 45 %, то його можна вважати монофлорним [233].

З метою точного встановлення сорту бджолиного обніжжя нами визначено колір домінуючого обніжжя, його ботанічне походження та масову частку. Ці дані наведені у табл. 3.21.

Як свідчать результати органолептичного дослідження бджолиного обніжжя, колір його варіює залежно від ботанічного походження від брудно-білого до темно-коричневого.

Масова частка домінуючого обніжжя різних сортів варіює від $66,0 \pm 1,96$ до $82,1 \pm 1,66$ %. Тобто, квітковий пилкок за такими показниками масової частки домінуючого обніжжя можна віднести до монофлорних сортів. Два сорти – лісовий та луговий – віднесено до поліфлорних лише за кольором та польовими спостереженнями.

Таким чином, в результаті цих досліджень аналітичними даними було підтверджено такі сорти бджолиного меду та обніжжя: монофлорні – кульбабовий (тільки обніжжя) конюшиний, буркуновий, яблуневий, ріпаковий, волошковий, гречаний, вересовий; поліфлорні – лісовий та луговий.

Таблиця 3.21

Масова частка домінуючого бджолиного обніжжя, % (n=10)

Ботанічне походження	Колір домінуючого обніжжя	M±m
Кульбабове	яскраво-оранжевий	68,3±1,41
Ріпакове	жовтий	72,9±1,07
Волошкове	брудно-білий	66,7±2,22
Буркунове	брудно-жовтий	82,1±1,66
Конюшинове	коричневий	77,1±3,08
Вересове	темно-коричневий	67,0±1,46
Яблуневе	світло-зелений	66,0±1,96
Гречане	оранжевий	71,5±1,63

Масова частка води та механічних домішок. Можливо, масова частка води і механічних домішок у бджолиному обніжжі впливає на питому активність радіоцезію в ньому. Тому ми визначили ці показники у різних сортах квіткового пилку і порівняли їх між собою. Ці дані наведені в табл. 3.22.

Встановлено, що масова частка води у зразках різних сортів бджолиного обніжжя варіює від 5,01 % до 10,60 %, а в середньому даний залежно від ботанічного походження змінюється від $9,70 \pm 0,122$ до $9,94 \pm 0,164$ %. Дещо більше (дозволено державним стандартом 10 %) води містить 20 % обніжжя з лісового різнотрав'я, 30 % – з лугового різнотрав'я та буркуну білого, 40 % – з конюшини білої, ріпаку, вересу звичайного та кульбаби лікарської, 50 % – з гречки їстівної та яблуні домашньої. Залежно від сорту це підвищення незначне і становить лише 0,03-0,6 %.

Мінімальне значення масової частки механічних домішок у бджолиному обніжжі становить 0,03 %, максимальне – 0,13 %. У середньому цей показник залежно від сорту складає від $0,07 \pm 0,004$ до $0,09 \pm 0,009$ %. Підвищений вміст механічних домішок (дозволено державним стандартом 0,10 %)

мають 10 % зразків лугового та лісового бджолиного обніжжя, 20 % – буркунового, 40 % – вересового та волошкового, 50 % – гречаного. Але це підвищення незначне і становить 0,01-0,03 %.

Таблиця 3.22

Масова частка води та механічних домішок у бджолиному обніжжі, %
($M \pm m$, $n=10$)

Ботанічне походження	Вода	Механічні домішки
Ріпакове	9,70 $\pm$ 0,122	0,07 $\pm$ 0,006
Волошкове	9,76 $\pm$ 0,082	0,08 $\pm$ 0,012
Буркунове	9,77 $\pm$ 0,515	0,08 $\pm$ 0,011
Конюшинове	9,78 $\pm$ 0,130	0,07 $\pm$ 0,004
Вересове	9,80 $\pm$ 0,126	0,09 $\pm$ 0,008
Поліфлорне лугове	9,86 $\pm$ 0,053	0,07 $\pm$ 0,006
Поліфлорне лісове	9,89 $\pm$ 0,071	0,07 $\pm$ 0,008
Яблуневе	9,90 $\pm$ 0,124	0,07 $\pm$ 0,005
Гречане	9,94 $\pm$ 0,164	0,09 $\pm$ 0,009

Між середніми значеннями масової частки води у різних сортах бджолиного обніжжя немає достовірної різниці. Між вересовим і конюшиновим та конюшиновим і гречаним є різниця ($P < 0,05$) за показником масової частки механічних домішок. Отже результати радіологічного дослідження різних сортів бджолиного обніжжя можна порівнювати між собою, бо ні волога, ні механічні домішки не могли вплинути на показники питомої активності ^{137}Cs у них.

Мед дозволяється реалізовувати, якщо вміст води у ньому не перевищує 21 %. Тоді він не бродить і добре зберігається. Щоб підтвердити товарну якість меду, якому ми даємо радіоекологічну оцінку, було визначено масову

частку води у ньому. Ці дані наведені у табл. 3.23.

Встановлено, що масова частка води у зразках меду варіює від 14,6 % до 22,0 %, а в середньому залежно від сорту змінюється від $16,8 \pm 0,19$ до $20,1 \pm 0,25$ %, тобто, не перевищує 21 % (норма встановлена державним стандартом).

Таблиця 3.23

Масова частка води у меді, % ($M \pm m$, $n=10$)

Ботанічне походження	Спосіб одержання				
	фільтрування		відкачування		відкачування (промисловий)
	строки використання стільників (кількість виведених генерацій бджіл)				
	0	1-15	0	1-15	0-15
Буркуновий	20,0±0,12	20,0±0,21	20,1±0,25	19,8±0,24	19,9±0,28
Конюшиновий	18,3±0,63	17,9±0,50	17,6±0,30	17,7±0,44	17,8±0,51
Гречаний	20,1±0,17	20,0±0,30	19,7±0,35	19,9±0,35	19,2±0,30
Травневий	19,0±0,50	19,4±0,42	19,1±0,38	19,1±0,22	19,6±0,28
Луговий	18,3±0,73	18,4±0,54	18,1±0,52	18,4±0,33	18,8±0,63
Волошковий	17,4±0,16	17,9±0,23	18,2±0,13	17,9±0,24	18,1±0,35
Ріпаковий	18,7±0,20	18,5±0,20	18,4±0,19	18,2±0,30	18,6±0,38
Вересовий	16,8±0,19	16,9±0,15	17,0±0,23	17,3±0,35	17,6±0,29
Лісовий	17,1±0,14	17,4±0,16	17,9±0,23	18,2±0,13	17,8±0,28

Лише 3 % зразків меду мають підвищений вміст води на 0,3-1 %. Отже, результати лабораторного дослідження меду підтверджують зрілість відібраних зразків меду.

3.4. Радіоекологічна оцінка медоносних фітоценозів

3.4.1. Радіоекологічна оцінка товарного меду та обніжжя. Аналіз літературних даних свідчить, що безумовно існує тенденція до помітного, а іноді – значного зменшення вмісту радіоактивних речовин чорнобильського походження в апіпродуктах. У 1995-1997 роках, тобто через 9-11 років після аварії, було проведено радіологічне дослідження меду, відібраного в 11 областях України, і встановлено, що найбільш забруднений зразок мав питому активність ^{137}Cs 68,9 Бк/кг. Проте у перелік цих областей не ввійшла Житомирська, яка найбільше постраждала внаслідок аварії [25; 27; 84; 134; 191; 134].

Тому нами дана радіоекологічна оцінка товарного меду та обніжжя, вироблених на Житомирському Поліссі через 10-13 років після Чорнобильської події.

Згідно із завданнями комплексних досліджень, у зразках меду, відібраних у 1996 році на пасіках господарств забруднених районів Житомирщини (додаток А), окрім ботанічного походження (див. табл. 3.4), була визначена і питома активність ^{137}Cs (табл. 3.24).

Встановлено, що вміст ^{137}Cs у меді дуже варіює ($C_v=89\%$). У середньому по групі районів складає $30,7 \pm 1,83$ Бк/кг, а залежно від району змінюється від $11,6 \pm 0,79$ до $91,2 \pm 1,96$ Бк/кг. Між усіма середніми значеннями даного показника є різниця ($P < 0,05$) (окрім Коростенського та Овруцького районів).

Спостерігається строката картина забруднення меду і в межах одного району. Найбільший коефіцієнт варіації вмісту ^{137}Cs у меді в Овруцькому районі – 76 %, трохи нижчий у Коростенському – 57, Олевському – 50, Ємільчинському – 44 і Малинському – 42 %. Лише в Народицькому та Лугинському даний показник становить 16 та 9 %.

Таблиця 3.24

**Питома активність ^{137}Cs у меді, відібраному в 1996 році
в забруднених районах Житомирщини, Бк/кг**

Район	n	$M \pm m$	min - max
Ємільчинський	42	$11,6 \pm 0,79$	1 - 19
Малинський	42	$14,8 \pm 0,96$	6 - 33
Коростенський	30	$19,8 \pm 2,08$	4 - 39
Овруцький	42	$22,4 \pm 2,64$	8 - 68
Народицький	24	$45,8 \pm 1,50$	34 - 59
Олевський	24	$59,3 \pm 5,99$	18 - 102
Лугинський	18	$91,2 \pm 1,96$	76 - 103
У середньому по групі районів	222	$30,7 \pm 1,83$	1-103

Максимальна питома активність ^{137}Cs у зразку меду з Лугинського району – 103 Бк/кг. Це не тільки не перевищує встановленого допустимого рівня вмісту даного радіонукліда (600 Бк/кг), а і у 6 разів менше нього.

Як відомо, мед дуже часто використовують з лікувальною метою, особливо для дітей. Нагадаємо, що дозволяється використовувати продукти для дитячого харчування, якщо вміст ^{137}Cs у них не перевищує 40 Бк/кг. У трьох районах (Ємільчинському, Малинському та Коростенському) питома активність радіоактивного цезію у жодному із зразків не більша за цей рівень. У інших чотирьох – Овруцькому, Народицькому, Олевському та Лугинському – 59 % зразків перевищує даний показник у 1,03-3 рази.

На вміст ^{137}Cs було досліджено не тільки товарний мед, відібраний у нашій області. У табл. 3.25 наведено результати гамма-спектрометричного аналізу даного продукту, відібраного у 1996 році на одній із пасік Володимирецького району Рівненської області.

Питома активність ^{137}Cs у цих пробах меду варіює від 12 до 120 Бк/кг.

У 52 % з них даний показник становить 42-96 Бк/кг, у 48 % – 12-40 Бк/кг. У 3 % зразків (за рахунок відібраних у другій половині серпня) вміст ^{137}Cs складає понад 100 Бк/кг. У середньому за сезон питома активність даного радіонукліда у цьому продукті – $49,6 \pm 4,22$ Бк/кг.

Таблиця 3.25

**Вміст ^{137}Cs у товарному меді та обніжжі, відібраних
у Володимирецькому районі Рівненської області, Бк/кг ($M \pm m$, $n=10$)**

Місяці сезону	Мед	Обніжжя
Липень		
1 половина	25,6±2,44	62,5±8,68
2 половина	50,8±4,74	
Серпень		
1 половина	54,0±8,68	88,2±9,73
2 половина	68,1±10,12	
У середньому за сезон	49,6±4,22	75,4±7,00

Встановлено, що максимальний вміст ^{137}Cs у меді, відібраному у Володимирецькому районі Рівненської області у 5 разів менший ДР-97.

Згідно із завданнями досліджень, у КСП ім. Горького у 1998 році були відібрані зразки товарного меду, одержаного при стаціонарному утриманні пасіки, і визначена питома активність ^{137}Cs у них. Ці дані наведені в табл. 3.26.

Встановлено, що даний показник варіює від 5 до 80 Бк/кг. У 37 % зразків він змінюється в межах від 5 до 28 Бк/кг, у 63 % – від 49 до 80 Бк/кг. Середнє за медоносний сезон значення вмісту радіоактивного цезію у меді становить $43,0 \pm 5,12$ Бк/кг. Максимальний показник у 8 разів менший ДР-97.

Таблиця 3.26

Вміст ^{137}Cs у товарному меді та обніжжі, відібраних у КСП ім. Горького Народицького району Житомирської області, Бк/кг ($M \pm m$, $n=10$)

Місяці сезону	Мед	Обніжжя
травень	$6,7 \pm 0,30$	$20,8 \pm 0,66$
липень	$52,8 \pm 3,97$	$35,8 \pm 1,18$
серпень	$69,5 \pm 1,87$	$238,8 \pm 3,30$
У середньому за сезон	$43,0 \pm 5,12$	$98,5 \pm 15,50$

Згідно із завданнями досліджень, ми також дали радіоекологічну оцінку товарного меду залежно від його ботанічного походження (табл. 3.27).

У результаті аналізу одержаних результатів, встановлено, що ріпаковий і яблуневий; конюшиновий і яблуневий; яблуневий і гречаний; гречаний і луговий мед мають однаковий вміст ^{137}Cs , бо між середніми значеннями даного показника у них немає достовірної різниці. Меди іншого ботанічного походження відрізняються за цим показником при $P < 0,05 \dots 0,001$. Найменше містить радіоактивного цезію волошковий мед, а далі у порядку збільшення: ріпаковий – конюшиновий – яблуневий – гречаний – луговий – лісовий – буркуновий – вересовий.

У 90 зразках відкачаного товарного меду, який одержано протягом двох медоносних сезонів у промислових умовах на забрудненій території, питома активність ^{137}Cs дуже варіює ($C_v=84\%$). У середньому вона становить $45,4 \pm 3,99$ Бк/кг. Максимальне та середнє значення питомої активності ^{137}Cs у волошковому, ріпаковому, конюшиновому, яблуневому, гречаному та луговому меді не перевищує 40 Бк/кг. У меді, зібраному з лісового різнотрав'я, буркуну білого та вересу звичайного середній вміст радіоактивного цезію в 1,1-4, а максимальний – у 2-4 рази більший, ніж згаданий рівень. У буркуновому та вересовому меді всі 100 % зразків мають активність вищу 40 Бк/кг, у лісовому – 70 %.

**Питома активність ^{137}Cs у товарному меді
різного ботанічного походження, Бк/кг (n=10)**

Ботанічне походження	M $\pm$ m	Min	Max
Волошковий	18,0 $\pm$ 0,82	14	22
Ріпаковий	21,8 $\pm$ 1,34	16	30
Конюшиний	22,4 $\pm$ 0,88	18	27
Яблуневий	25,3 $\pm$ 1,58	18	34
Гречаний	31,0 $\pm$ 2,92	17	42
Луговий	33,4 $\pm$ 0,95	30	39
Лісовий	42,6 $\pm$ 0,95	39	48
Буркуновий	70,4 $\pm$ 1,40	61	78
Вересовий	142,0 $\pm$ 1,88	134	151
У середньому (n=90)	45,2$\pm$3,99	14	151

Максимальну питому активність ^{137}Cs має зразок вересового меду (151 Бк/кг), але вона не перевищує допустимого рівня вмісту і у 13 разів менша нього. Мінімальне значення даного показника має проба волошкового меду, але воно не нижче 14 Бк/кг.

Згідно до методики досліджень, була дана радіологічна оцінка і товарного бджолиного обніжжя.

На вміст ^{137}Cs досліджувалось бджолине обніжжя, відібране у Рівненській області (див. табл. 3.25). Даний показник у ньому варіює від 23 до 138 Бк/кг. При цьому 20 % зразків мають активність до 40 Бк/кг, 20 % – більше 100 Бк/кг, у переважній більшості (60 %) проб становить 44-99 Бк/кг, а у середньому за сезон – 75,4 $\pm$ 7,00 Бк/кг. Найвища питома активність ^{137}Cs в обніжжі у 4 рази менша встановлено допустимого рівня вмісту (592 Бк/кг) даного радіонукліда у цьому продукті бджільництва.

Згідно із завданнями досліджень, у КСП ім. Горького у 1998 році разом із медом були відібрані зразки товарного обніжжя, одержаного при стаціонарному утриманні пасіки, і визначена питома активність ^{137}Cs у них (див. табл. 3.26).

Вміст радіоактивного цезію у ньому коливається від 18 до 262 Бк/кг. 33 % зразків мають питому активність ^{137}Cs вищу 227 Бк/кг. У 67 % даний показник нижчий 41 Бк/кг. Максимальний вміст ^{137}Cs у пробі бджолиного обніжжя у 2 рази менший встановленого допустимого рівня вмісту у цьому продукті бджільництва.

Також була дана радіоекологічна оцінка товарного обніжжя залежно від ботанічного походження (табл. 3.28).

Таблиця 3.28

**Питома активність ^{137}Cs у товарному бджолиному обніжжі
різного ботанічного походження, Бк/кг (n=10)**

Ботанічне походження	M±m	Min	Max
Кульбабове	8,7±0,60	6	12
Ріпакове	11,6±0,75	8	15
Волошкове	14,5±1,28	9	22
Гречане	14,9±0,94	10	20
Яблуневе	21,1±1,08	16	28
Конюшинове	30,6±0,85	26	34
Буркунове	65,3±1,37	58	71
Поліфлорне лугове	71,8±1,41	63	79
Поліфлорне лісове	81,2±2,07	70	90
Вересове	92,9±1,40	87	101
У середньому (n=100)	41,3±3,14	6	101

Встановлено, що всі сорти відрізняються ($P < 0,01 \dots 0,001$) за питомою активністю ^{137}Cs , крім ріпакового та волошкового, волошкового та гречаного.

За вмістом радіоактивного цезію бджолине обніжжя утворює такий висхідний ряд: кульбабове – ріпакове – волошкове – гречане – яблуневе – конюшинове – буркунове – лугове – лісове – вересове.

Коефіцієнт варіації питомої активності ^{137}Cs у 100 зразках бджолиного обніжжя становить 69 %. У середньому вміст радіоцезію складає $41,3 \pm 3,14$ Бк/кг.

Максимальне та середнє значення питомої активності ^{137}Cs у кульбабовому, ріпаковому, волошковому, гречаному, яблуневому та конюшиновому обніжжі не перевищує 40 Бк/кг.

Середнє значення даного показника у буркуновому обніжжі у 1,6 разу перевищує даний рівень, у луговому та вересовому – у 2. Максимальний показник питомої активності радіоактивного цезію в цих сортах у 2-2,5 разу вищий 40 Бк/кг.

Найбільш забруднена проба обніжжя, зібрана з вересу звичайного (101 Бк/кг), це у 6 разів менше встановленого допустимого рівня вмісту у цьому продукті. Найменше радіоактивного цезію має зразок кульбабового обніжжя – 6 Бк/кг.

Протягом медоносного сезону середній вміст ^{137}Cs у товарному меді та обніжжі змінюється (див. табл. 3.25-3.26). Між середніми показниками питомої активності ^{137}Cs у цих продуктах бджільництва, відібраних у різні періоди медоносного сезону, є різниця ($P < 0,01 \dots 0,001$) (для бджолиного обніжжя, відібраного у Володимирецькому районі Рівненської області, характерне невірогідне підвищення даного показника від липня до серпня у 1,4 разу).

Результати радіологічного дослідження всіх зразків товарного меду та обніжжя, відібраних протягом досліджень 1996-1999 років, статистично оброблені і представлені в таблиці 3.29.

Встановлено, що 15 % зразків меду мають питому активність ^{137}Cs до 10 Бк/кг, 28 % – від 11 до 20 Бк/кг, 24 % – від 21 до 40 Бк/кг, 28 % – від 41 до 100 Бк/кг, 4 % – більше 100 Бк/кг. Максимальне значення даного показника не перевищує 151 Бк/кг, тобто у 4 рази менше ДР-97.

Таблиця 3.29

Питома активність ^{137}Cs у товарному меді та обніжжі, Бк/кг

Продукт бджільництва	n	$M \pm m$	min-max
Мед	394	$36,2 \pm 1,55$	4-151
Обніжжя	156	$55,6 \pm 4,58$	6-262

Вміст радіоактивного цезію до 10 Бк/кг мало 10 % бджолиного обніжжя, від 11 до 20 Бк/кг – 24 %, від 21 до 40 Бк/кг – 23 %, від 41 до 100 Бк/кг – 33 %, більше 100 Бк/кг – 10 %. Максимальний показник питомої активності ^{137}Cs у бджолиному обніжжі вищий (262 Бк/кг), ніж у меді, але також нижчий допустимого рівня вмісту у 2 рази. Отже, 31 % зразків меду та 43 % – обніжжя мають питому активність ^{137}Cs понад 40 Бк/кг. Коефіцієнт варіації вмісту ^{137}Cs у товарному меді та обніжжі становить відповідно 85 та 103 %.

Для порівняння також було визначено вміст радіоактивного цезію у меді та обніжжі, вироблених у КСП «Вереси», тобто на умовно «чистій» території. Встановлено, що даний показник у цих продуктах бджільництва, відібраних протягом двох медоносних сезонів, становить менше 1 Бк/кг.

Отже, товарний мед та обніжжя, вироблені в зоні радіоактивного забруднення Житомирського Полісся, можна споживати, оскільки максимальний та середній вміст ^{137}Cs в них не перевищує допустимих. При використанні даних продуктів бджільництва для потреб дитячого харчування та з лікувальною метою обов'язково проводити їх радіологічний контроль, бо коефіцієнт варіації питомої активності ^{137}Cs у меді та обніжжі, вироблених у даному регіоні, дуже високий ($C_v=85\%$ та $C_v=103\%$), і у 31 % зразків меду та

43 % – обніжжя цей показник вищий 40 Бк/кг.

Максимальна питома активність ^{137}Cs у товарному меді не перевищує 151, у обніжжі – 262 Бк/кг. Це відповідно у 4 та 2 рази менше встановлених допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs . Зваживши вище викладені факти, а також літературні дані, ми вважаємо, що їх доцільно врахувати при перегляді ДР.

Максимальні та середні значення питомої активності ^{137}Cs у меді та обніжжі, зібраних з кульбаби лікарської, волошки синьої, ріпаку, конюшини білої, яблуні домашньої та гречки їстівної не вищі 40 Бк/кг. Тому їх можна вживати для потреб дитячого харчування та з лікувальною метою.

Мед та обніжжя, зібрані з лісового та лугового різнотрав'я, буркуну білого та вересу звичайного, не вживати для потреб дитячого харчування та з лікувальною метою, оскільки максимальний та середній вміст ^{137}Cs у них в 1,1-4 рази більший, ніж згаданий рівень.

3.4.2. Радіоекологічна оцінка вторинного радіоактивного забруднення товарного обніжжя та меду. Під час збирання бджолиного обніжжя у нього потрапляє і вуликове сміття. У завдання досліджень входило з'ясувати чи зумовлюють механічні домішки в обніжжі його вторинне радіоактивне забруднення. Для цього було визначено коефіцієнт кореляції між питомою активністю ^{137}Cs та масовою часткою механічних домішок у цьому продукті і встановлено, що зв'язок між цими показниками дуже малий ($r < 0,3$).

Отже, механічні домішки у бджолиному обніжжі в межах норми, встановленої стандартом (до 0,1 %), не впливають на питому активність радіоактивного цезію у ньому.

Нагадаємо, що у промислових умовах бджолиний мед одержують шляхом відкачування із рамок зі стільниками на медогонці. В результаті мед, який зберігався у стільниках різного терміну використання, змішується. У процесі відкачування в нього потрапляють механічні часточки стільників, тіла бджіл, личинок тощо, а також квітковий пилок. Мед відстоюють і фільт-

рують, звільняючи лише від механічних домішок, видимих неозброєним оком. Як відомо, гнізда бджіл складаються з воскових двосторонніх стільників з комірками. Їх бджоли використовують у процесі життєдіяльності для виведення розплоду, складання меду та обніжжя. В процесі використання комірки забиваються залишками коконів, прополісу, квіткового пилку та іншими відходами і колір стільника змінюється із жовтого чи світло-коричневого до темно-коричневого чи чорного.

За літературними даними, мед, отриманий із рамок зі стільниками різного кольору, тобто різного терміну використання, має неоднакові органолептичні та фізико-хімічні властивості. Так, мед, відкачаний із чорних стільників, має темніший колір, бо містить більше пилку, що зменшує його прозорість. Він також у 3 рази швидше піддається кристалізації та закисає [256].

Згідно з С. Ф. Разановим (1998) [192], накопичення ^{137}Cs у стільниках збільшується залежно від виведених в них генерацій бджіл.

Проаналізувавши всі вище викладені факти, ми зробили припущення, що рівень забруднення ^{137}Cs бджолиного меду залежить від способу одержання (відкачування та фільтрування) та терміну використання стільників (кількість виведених генерацій бджіл), з яких його одержано. Тому, очевидно, для товарного меду характерне вторинне механічне забруднення ^{137}Cs .

Щоб з'ясувати, чи залежить рівень забруднення ^{137}Cs меду від способу одержання було визначено питому активність даного радіонукліда у відфільтрованому та відкачаному меді, одержаному із свіжовідбудованих стільників та зі стільників, які були у використанні. Дані гамма-спектрометричного дослідження зразків відфільтрованого та відкачаного меду із свіжовідбудованих стільників та стільників, які були у використанні, порівнювали окремо (табл. 3.30-3.31).

У результаті порівняння середніх значень питомої активності ^{137}Cs у відкачаному та відфільтрованому меді, який зберігався у свіжовідбудованих стільниках, встановлено, що вони відрізняються між собою лише на 0,3-3

Бк/кг. Для всіх сортів спостерігається тенденція до невірогідного підвищеного у 1,03-1,3 разу вмісту ^{137}Cs саме у меді, одержаному шляхом відкачування (окрім гречаного ($P<0,02$)).

Таблиця 3.30

Питома активність ^{137}Cs у меді різного ботанічного походження, одержаного із свіжовідбудованих стільників, Бк/кг (n=10)

Ботанічне походження	Відфільтрований			Відкачаний		
	M±m	Min	Max	M±m	Min	Max
Волошковий	3,6±0,48	2	7	4,2±0,59	2	7
Ріпаковий	4,0±0,42	2	6	5,0±0,68	2	8
Гречаний	5,5±0,34	4	7	6,8±0,39	5	9
Яблуневий	7,8±0,74	4	12	8,3±0,42	6	10
Конюшиновий	9,8±0,33	8	11	10,1±0,43	8	12
Луговий	19,2±0,77	16	23	20,9±1,16	16	26
Буркуновий	21,4±1,01	16	26	23,0±1,32	18	30
Лісовий	30,6±1,42	21	37	33,4±1,03	28	37
Вересовий	62,0±1,75	54	71	65,0±1,10	60	71

Вміст радіоактивного цезію у меді, одержаному шляхом відкачування із стільників, які були у використанні, у 1,1-2 рази більший ($P<0,001$), порівняно з медом, одержаним із таких же стільників, шляхом фільтрування.

Отже, питома активність ^{137}Cs у бджолиному меді, який зберігався у стільниках, що були у використанні, залежить від способів його одержання. Для меду, який зберігався у свіжовідбудованих стільниках, ця залежність не характерна.

Щоб з'ясувати, чи залежить питома активність ^{137}Cs у меді від терміну використання стільників, у яких він зберігався, було порівняно даний показ-

ник у відфільтрованому меді, який зберігався у свіжовідбудованих стільниках, та стільниках, що були у використанні. Такі ж порівняння зроблені і для відкачаного меду (рис. 3.10-3.11).

Таблиця 3.31

Питома активність ^{137}Cs у меді різного ботанічного походження, одержаного із стільників, які були у використанні, Бк/кг (n=10)

Ботанічне походження	Відфільтрований			Відкачаний		
	M±m	Min	Max	M±m	Min	Max
Волошковий	12,8±1,11	8	18	16,9±0,86	13	22
Конюшиновий	15,4±0,48	13	18	24,4±0,90	21	30
Ріпаковий	20,7±1,84	12	32	25,0±0,42	23	27
Яблуневий	21,0±1,15	15	26	26,6±1,35	20	34
Гречаний	22,2±1,13	18	30	33,0±2,18	24	42
Луговий	28,1±1,45	21	36	57,3±1,67	45	63
Лісовий	37,2±0,77	34	41	57,0±1,48	47	64
Буркуновий	74,0±1,28	69	80	82,9±0,82	79	88
Вересовий	169,7±3,55	148	182	199,9±3,21	178	211

Встановлено, що питома активність ^{137}Cs у меді з лугового різнотрав'я, відфільтрованому із свіжовідбудованих стільників, у 1,5 разу менша, ніж у одержаному цим же способом із стільників, які були у використанні. Для конюшинового та лісового ця різниця складає – 2 рази, яблуневого, вересового та буркунового – 3, волошкового і гречаного – 4, ріпакового – 5 разів. Відкачаний конюшиновий та поліфлорний лісовий мед, одержаний із свіжовідбудованих стільників, містить у 2 рази менше радіоактивного цезію, ніж мед цього ж ботанічного походження, одержаний із стільників, які були у використанні. Для яблуневого, лугового та вересового ця різниця складає 3 рази, буркунового та волошкового – 4, гречаного та ріпакового – сягає 5 разів.

Питома активність ^{137}Cs у бджолиному меді, одержаному шляхом відкачування та фільтрування із свіжовідбудованих стільників, у 1,5-5 разів менша ($P < 0,001$) у порівнянні з медом, одержаним із стільників, які були у використанні. Отже вміст радіоактивного цезію залежить від терміну використання стільників, в яких від зберігався. Очевидно мед, одержаний із свіжовідбудованих стільників, містить ^{137}Cs лише біогенного походження, адже свіжовідбудовані стільники не можуть бути додатковим джерелом його забруднення, бо, за даними С.Ф. Разанова (1998) [194], вони практично вільні від нього. А стільники, які були у використанні, за даними цього ж автора, містять у декілька разів більше радіоактивного цезію. Тому і мед, що зберігався у них, може додатково забруднюватись ^{137}Cs .

Щоб довести це, ми порівняли питому активність ^{137}Cs товарного бджолиного меду, відкачаного у промислових умовах, та відфільтрованого із свіжовідбудованих стільників у лабораторних умовах. Встановлено, що поліфлорний лісовий мед, одержаний у промислових умовах, у 1,4 разу містить більше ^{137}Cs у порівнянні з медом, відфільтрованим із свіжовідбудованих стільників. Для конюшинового, вересового та поліфлорного лугового ця різниця складає 2 рази, яблуневого та буркунового – 3, ріпакового та волошкового – 5, гречаного – 6 разів. Між середніми значеннями питомої активності ^{137}Cs у меді, одержаному у промислових умовах, та у відфільтрованому із свіжовідбудованих стільників, різниця достовірна при $P < 0,001$. Це підтверджує наше припущення про те, що мед, одержаний у промислових умовах, дійсно піддається вторинному радіоактивному забрудненню.

Тому, згідно до методики, була розрахована його питома вага (табл. 3.32). Встановлено, що цей показник в середньому по всіх сортах становить $62,3 \pm 2,04$ %. Коефіцієнт його варіації – 31 %.

Як видно на рис. 3.12 переважна більшість (76 %) зразків меду мають питому вагу вторинного радіоактивного забруднення від 51 до 92 %, від 8 до 50 % – 24 %. Лише у 2 % зразків даний показник нижчий 10 %. У процесі ві-

дкачування в мед потрапляють часточки стільників, тіла бджіл, личинок тощо, які можуть бути додатковим джерелом його забруднення. Але імовірність їх попадання у різні сорти однакова. Лише квітковий пилок, який теж у процесі добування продукту зі стільників потрапляє у нього, є видоспецифічним і може викликати різницю у вторинному забрудненні залежно від ботанічного походження.

Таблиця 3.32

**Питома вага вторинного радіоактивного забруднення
товарного меду ^{137}Cs , %**

Ботанічне походження	$M \pm m$	min	max
Поліфлорний лісовий	27,5 $\pm$ 4,38	8	55
Поліфлорний луговий	42,4 $\pm$ 2,22	28	53
Конюшиновий	55,6 $\pm$ 2,24	45	70
Вересовий	56,3 $\pm$ 1,31	49	61
Яблуневий	68,4 $\pm$ 3,59	43	80
Буркуновий	69,6 $\pm$ 1,23	64	74
Волошковий	79,3 $\pm$ 3,02	61	91
Гречаний	80,4 $\pm$ 2,50	65	90
Ріпаковий	81,1 $\pm$ 2,08	71	92
У середньому (n=90)	62,3$\pm$2,04	8	92

Проте якраз таке обніжжя, як вересове, конюшинове, лугове та лісове характеризуються підвищеним вмістом ^{137}Cs (див. табл. 3.28), а мед цього ж ботанічного походження має низьку питому вагу вторинного радіоактивного забруднення (див. табл. 3.32). Волошкове, ріпакове, гречане та яблуневе обніжжя порівняно мало накопичує ^{137}Cs , а ці сорти меду містять значну частку вторинного ^{137}Cs .

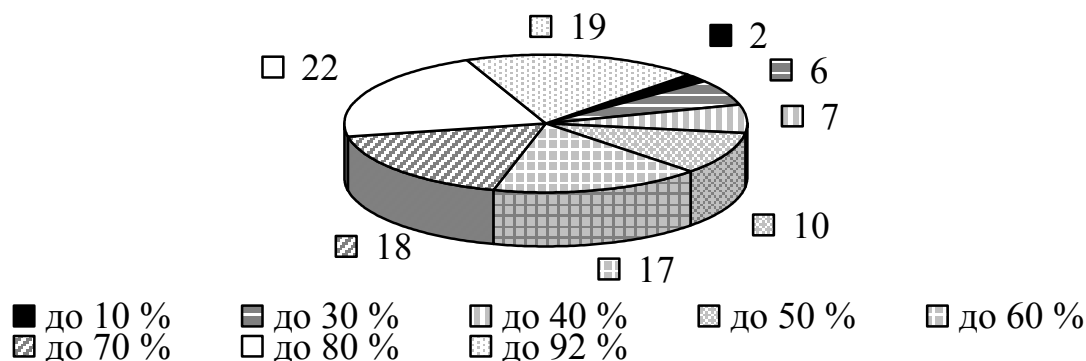


Рис. 3.12. Розподіл зразків товарного меду за питомою вагою їх вторинного радіоактивного забруднення, %

Тому, на нашу думку, показник питомої ваги вторинного радіоактивного забруднення товарного меду залежить від випадкового потрапляння у нього, під час відкачування, часточок стільників, тіла бджіл, личинок тощо, а не від ботанічного походження даного продукту і в середньому становить $62,3 \pm 2,04$ %.

3.4.3. Радіоекологічна оцінка медоносів, бджолиного меду та обніжжя залежно від ботанічного походження. Відомо, що однією з причин неоднакового накопичення ^{137}Cs різними рослинами є їх видові особливості [8; 71].

В літературі є багато відомостей про нагромадження радіоактивного цезію різними видами рослин, в тому числі медоносними. До цього часу досліджували коефіцієнти переходу даного радіонукліда у фітомасу медоносних рослин, а не у квітки.

Щоб точно прогнозувати надходження ^{137}Cs з рослини у продукти бджільництва, правильно, на нашу думку, було б використовувати коефіцієнти переходу ^{137}Cs у квітки, адже бджоли збирають нектар та пилок саме з них. Тому ми поставили завдання розрахувати їх. Для цього була визначена питома активність квіток за ^{137}Cs . Ці дані наведені в табл. 3.33.

Таблиця 3.33

Питома активність ^{137}Cs у квітках медоносних рослин, Бк/кг (n=10)

Медоносна рослина	$M \pm m$	Min	Max
Кульбаба лікарська	$12,9 \pm 1,29$	8	20
Ріпак	$17,7 \pm 0,52$	15	20
Волошка синя	$18,1 \pm 0,82$	14	22
Гречка їстівна	$22,0 \pm 0,73$	18	25
Яблуня домашня	$26,5 \pm 1,61$	15	31
Конюшина біла	$40,9 \pm 2,82$	25	55
Буркун білий	$73,4 \pm 1,32$	68	81
Верес звичайний	$148,0 \pm 5,20$	132	172

Встановлено, що між середніми значеннями питомої активності ^{137}Cs у квітках є різниця ($P < 0,05 \dots 0,001$). Не відрізняються за цим показником лише квітки волошки синьої та ріпаку. Найменше містять ^{137}Cs квітки кульбаби лікарської – $12,9 \pm 1,29$ Бк/кг. У ріпаку та волошки синьої вони мають у 1,4 разу більше цього радіонукліда, у гречки їстівної та яблуні домашньої – у 2, у конюшини білої – в 3, у буркуну – в 6, у вересу – в 11 разів. Особливо високий вміст ^{137}Cs мають квітки вересу звичайного – $148,0 \pm 5,20$ Бк/кг.

Але за показником питомої активності ^{137}Cs не можна дати радіоекологічну оцінку медоносним рослинам. Тому за формулою (2.5) були розраховані коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у квітки. Вони наведені в табл. 3.34. Встановлено, що квітки медоносних рослин мають різну здатність накопичувати радіоактивний цезій з ґрунту ($P < 0,05 \dots 0,001$), окрім волошки синьої та ріпаку. Найменший коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту у квітки кульбаби лікарської ($0,17 \pm 0,021$), а найбільший – вересу звичайного ($1,32 \pm 0,049$). У порядку зростання даного показника досліджені рослини утворюють такий ряд: кульбаба лікарська – волошка синя – ріпак – гречка їстівна – яблуня домашня

– конюшина біла – буркун білий – верес звичайний. Найвища мінливість визначеного показника у кульбаби лікарської (38 %), найменша – у гречки їстівної (6 %). У інших рослин коефіцієнт варіації змінюється від 11 до 24 %.

Таблиця 3.34

**Коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у квітки медоносних рослин,
(Бк/кг):(кБк/м²) n=10**

Медоносна рослина	M±m	Min	Max
Кульбаба лікарська	0,17±0,021	0,11	0,33
Волошка синя	0,24±0,010	0,19	0,28
Ріпак	0,25±0,015	0,17	0,34
Гречка їстівна	0,29±0,006	0,25	0,31
Яблуна домашня	0,35±0,015	0,26	0,42
Конюшина біла	0,57±0,042	0,35	0,76
Буркун білий	0,98±0,035	0,78	1,11
Верес звичайний	1,32±0,049	1,08	1,60

Аналіз літературних даних свідчить про те, що до цього часу визначали лише кратність переходу радіонуклідів з ґрунту у мед та обніжжя. А цього не достатньо для їх повної радіоекологічної оцінки залежно від ботанічного походження. Адже один і той же сорт, зібраний при різній щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs , буде мати різний вміст даного нукліду.

Так нами вивчено особливості накопичення ^{137}Cs конюшиновим медом та обніжжям, вироблених у господарствах з різною (див. табл. 3.15-3.16) щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs (табл. 3.35).

Встановлено, що середні значення питомої активності ^{137}Cs у меді і обніжжі, вироблених у КСП «Мединівське», у 2 рази менші ($P<0,001$), ніж у КСП ім. Горького. Питома активність ^{137}Cs у меді та обніжжі, вироблених у

КСП «Вереси», менша 1 Бк/кг. Тобто з ростом щільності забруднення ґрунту та його питомої активності за ^{137}Cs пропорційно підвищується вміст даного радіонукліда у продуктах, зібраних на таких угіддях.

Таблиця 3.35

Радіоекологічна оцінка конюшинового меду та обніжжя ($M \pm m$)

Господарство	n	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг		КП ₂ , (Бк/кг):(кБк/м ²)	
		Мед	Обніжжя	Мед	Обніжжя
ім. Горького	10	9,8±0,33	30,6±0,85	0,14±0,006	0,43±0,014
«Мединівське»	6	5,0±0,37	3,5±1,12	0,17±0,026	0,43±0,037
«Вереси»	10	< 1	< 1	—	—

За коефіцієнтом переходу радіоактивного цезію з ґрунту, розрахованими за формулою (2.6), ці продукти одного ботанічного походження, вироблені у різних господарствах, достовірно не відрізняються. Отже, саме за цим показником можна давати радіоекологічну оцінку продуктам бджільництва залежно від ботанічного походження.

Згідно із завданнями досліджень, за формулою (2.6) розраховані коефіцієнти переходу ^{137}Cs із ґрунту у відфільтрований мед, який зберігався у свіжовідбудованих стільниках (табл. 3.36). Саме мед, одержаний цим способом із таких стільників, за результатами наших досліджень, містить ^{137}Cs лише біогенного походження.

Встановлено, що між середніми значеннями даного показника для різних сортів меду різниця достовірна ($P < 0,05 \dots 0,001$). Не відрізняються за цим показником лише мед волошковий та ріпаковий, ріпаковий та гречаний, гречаний та яблуневий, яблуневий та конюшиновий, буркуновий та поліфлорний лісовий. Найменший коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту у волошковий мед. У 1,2 разу більше накопичує радіоактивного цезію ріпаковий мед, в 1,4

– гречаний, у 2 – яблуневий, у 3 – конюшиновий, у 4 – луговий, у 6 – лісовий та буркуновий, в 11 – вересовий.

Отже, за здатністю накопичувати ^{137}Cs з ґрунту бджолиний мед утворює такий висхідний ряд: волошковий – ріпаковий – гречаний – яблуневий – конюшиновий – луговий – лісовий – буркуновий – вересовий. Коефіцієнт варіації КП_2 залежно від ботанічного походження меду становить 15-55 %.

Таблиця 3.36

**Коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у відфільтрований мед,
(Бк/кг):(кБк/м²) n=10**

Ботанічне походження	$M \pm m$	Min	Max
Волошковий	$0,05 \pm 0,008$	0,02	0,10
Ріпаковий	$0,06 \pm 0,007$	0,03	0,09
Гречаний	$0,07 \pm 0,006$	0,05	0,10
Яблуневий	$0,11 \pm 0,019$	0,04	0,26
Конюшиновий	$0,14 \pm 0,006$	0,11	0,18
Поліфлорний луговий	$0,19 \pm 0,013$	0,13	0,28
Поліфлорний лісовий	$0,28 \pm 0,023$	0,17	0,41
Буркуновий	$0,29 \pm 0,019$	0,21	0,39
Вересовий	$0,56 \pm 0,038$	0,41	0,84

Коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у бджолине обніжжя, розраховані за формулою (2.6), наведені в табл. 3.37. Між середніми значеннями даного показника для різних сортів бджолиного обніжжя є різниця ($P < 0,05 \dots 0,001$). Достовірно не відрізняються за цим показником ріпакове та волошкове, ріпакове та гречане, волошкове та гречане, буркунове та вересове, поліфлорне лісове та лугове обніжжя.

Найменший коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту у кульбабове бджоли-

ного обніжжя. У 1,4 разу більший цей показник для ріпакового обніжжя, в 2 – для волошкового, гречаного та яблуневого, в 4 – для конюшинового, в 6 – для поліфлорного лугового та лісового, в 7 – для вересового та буркунового.

Таблиця 3.37

**Коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у бджолине обніжжя різних сортів,
(Бк/кг):(кБк/м²) n=10**

Ботанічне походження	M±m	Min	Max
Кульбабове	0,12±0,013	0,06	0,20
Ріпаковий	0,17±0,013	0,08	0,22
Волошковий	0,19±0,016	0,11	0,29
Гречаний	0,19±0,012	0,12	0,24
Яблуневий	0,28±0,024	0,22	0,46
Конюшиновий	0,43±0,014	0,35	0,50
Поліфлорний луговий	0,69±0,029	0,56	0,83
Поліфлорний лісовий	0,74±0,042	0,59	0,96
Вересовий	0,84±0,052	0,61	1,21
Буркуновий	0,87±0,028	0,66	1,00

Нами дана порівняльна радіоекологічна оцінка меду та обніжжя (рис. 3.13). Встановлено, що коефіцієнт переходу радіоактивного цезію у вересове обніжжя в 1,5 разу, у ріпакове, гречане, яблуневе, конюшинове, буркунове та поліфлорне лісове – в 3, волошкове та поліфлорне лугове – в 4 рази більший, ніж у мед цього ж ботанічного походження.

Отже, бджолине обніжжя, зібране з певного виду медоносних рослин, у 1,5-4 рази більше ($P < 0,001$) накопичує ^{137}Cs у порівнянні з медом цього ж ботанічного походження.

3.4.4. Радіоекологічна оцінка меду та обніжжя залежно від типу фітоценозу. При розрахунку структури медоносних фітоценозів Житомирського Полісся ми поділили їх на природні та культурні. Тому ми дали і радіоекологічну оцінку бджолиного меду та обніжжям залежно від типу фітоценозу, на якому вони були зібрані.

Для цього зразки меду та обніжжя були поділені на дві групи. До першої ввійшли ці продукти, зібрані з природної медоносної флори (волошки синьої, вересу звичайного, кульбаби лікарської, лісового та лугового різнотрав'я), у другу – з культурної (буркуну білого, ріпаку, гречки їстівної, конюшини білої та яблуні домашньої). Результати статистичної обробки даних радіологічного дослідження цих зразків наведені в таблиці 3.38.

Таблиця 3.38

Питома активність ^{137}Cs у відфільтрованому меді та обніжжі, Бк/кг

Продукти бджільництва	Показники	Тип фітоценозу	
		природний	культурний
мед	n	40	50
	M±m	28,9±3,48	9,7±0,92
	Min	2	2
	Max	72	26
обніжжя	n	50	50
	M±m	53,8±5,06	28,7±2,81
	Min	6	8
	Max	101	71

Встановлено, що мед, зібраний бджолами з природної флори, містить ^{137}Cs від 2 до 72 Бк/кг. 18 % зразків мають активність ^{137}Cs 16-20 Бк/кг, 32 % – 21-37 Бк/кг, 25 % – 54-71 Бк/кг. Тобто 75 % зразків містять до 40 Бк/кг радіоактивного цезію. За рахунок волошкового меду у 25 % проб даний показ-

ник не перевищує 7 Бк/кг.

Вміст ^{137}Cs у меді, зібраному з культурних медоносних рослин, не перевищує 40 Бк/кг і варіює в межах від 2 до 26 Бк/кг. Питома вага проб з активністю 2 Бк/кг становить лише 2 %, а переважна більшість зразків (86 %) мають активність ^{137}Cs від 3 до 20 Бк/кг. За рахунок буркунового меду 12 % проб мають порівняно підвищений вміст радіоактивного цезію – 21-26 Бк/кг.

Питома активність даного радіонукліда у бджолиному обніжжі, одержаному з культурних рослин, варіює у межах від 8 до 71 Бк/кг. 70 % зразків містять 11-34 Бк/кг радіоактивного цезію. У 20 % проб питома активність ^{137}Cs перевищує 40 Бк/кг і становить 58-71 Бк/кг. Але всі ці зразки одного ботанічного походження – зібрані з буркуну білого. Лише 10 % зразків обніжжя (за рахунок ріпакового) містять 8-10 Бк/кг радіоактивного цезію

Мінімальний показник питомої активності ^{137}Cs у бджолиному обніжжі, зібраному з природних рослин, становить 6, максимальний – 101 Бк/кг. У переважній більшості зразків (60 %) даний показник становить 63-101 Бк/кг. У 40 % проб, за рахунок волошкового та кульбабового обніжжя, вміст радіоактивного цезію становить 6-22 Бк/кг, тобто не перевищує 40 Бк/кг. Аналіз результатів гамма-спектрометричного дослідження показує, що в середньому питома активність ^{137}Cs у меді та обніжжі, зібраних з природної флори, у 2-3 рази більша ($P < 0,001$), ніж з культурної.

Мед та обніжжя з різних груп (природних і культурних), мають неоднакове ботанічне походження. Цим можна пояснити групову відмінність між ними за питомою активністю ^{137}Cs . Але, окрім цього, як було виявлено у ході дослідження, щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs на природних медоносних угіддях в 1,3 разу більша ($P < 0,001$), у порівнянні з ґрунтом культурних фітоценозів (див. табл. 3.14). Тому саме цей факт на нашу думку є визначальним і обумовлює значно вищу активність ^{137}Cs у продуктах бджільництва, зібраних з медоносної флори природних фітоценозів.

Отже, бджолиний мед та обніжжя, зібрані з природної медоносної

флори, містять у 2-3 рази більше ($P < 0,001$) радіоактивного цезію, ніж з культурної. Нагадаємо, що, за результатами наших досліджень, природні медоносні фітоценози Житомирського Полісся забруднені ^{137}Cs у значно більшій мірі і на значно більшій площі (див. рис. 3.8) порівняно з культурними. Як наслідок, природні медоносні угруповання є основними в забрудненні цих продуктів бджільництва. Тому необхідно збільшувати площі посівів польових ентомофільних культур та здійснювати кочівлю пасік до них.

ВИСНОВКИ ТА ПРОПОЗИЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ

1. Структура медоносних фітоценозів Житомирського Полісся визначає концентрацію ^{137}Cs у товарному меді та обніжжі, вироблених у даному регіоні. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у мед та обніжжя залежать від ботанічного походження цих продуктів.
2. У зоні радіоактивного забруднення Житомирського Полісся культурних фітоценозів у 18 разів менше, ніж природних, і запас меду на них лише на 33-61 % забезпечує потреби наявних бджолиних сімей. Частка культурних угідь, забруднених ^{137}Cs понад 37 кБк/м², у 1,4-2 рази менша порівняно з природними. З медоносної флори природних рослинних угруповань товарного меду одержують у 2 рази більше, ніж з культурної. Бджолиний мед та обніжжя, зібрані з природних медоносних рослин, містять у 2-3 рази більше ($P < 0,001$) ^{137}Cs , ніж з культурних.
3. У регіоні досліджень з природних нектароносів мед збирають з лугового (27 %), лісового (11 %) та польового (8 %) різнотрав'я, волошки синьої (14 %) та вересу звичайного (5 %), а з культурних – з конюшини білої (16 %), буркуну білого (8 %), ріпаку (6 %) та гречки їстівної (5 %).
4. У забруднених районах Житомирщини зосереджено 39 % бджолиних сімей області, з них 89 % – у приватному секторі, де одержують і безконтрольно використовують забруднену радіонуклідами продукцію бджільництва.
5. Вміст ^{137}Cs у товарному меді та обніжжі варіює у широких межах ($C_v = 85$ % та $C_v = 103$ %). Максимальні значення питомої активності ^{137}Cs у даних продуктах у 4 та 2 рази менші допустимих рівнів вмісту радіоцезію і становлять відповідно 151 та 262 Бк/кг. Питому активність ^{137}Cs понад 40 Бк/кг мають 31 % зразків меду та 43 % – обніжжя. Серед досліджених сортів товарного меду та квіткового пилку (обніжжя) у кульбабовому, волошковому, ріпаковому, конюшиновому, яблуневому та гречаному значення питомої активності ^{137}Cs не перевищують 40 Бк/кг, а у інших сортах (лісовому, луговому, буркуновому, вересовому) вони у 1,1-4 рази більші, ніж згаданий рівень.

6. У процесі відкачування товарний мед піддається вторинному радіоактивному забрудненню, питома вага якого в середньому становить $62,3 \pm 2,04$ %. Цей показник не залежить від ботанічного походження даного продукту, а зумовлений випадковим попаданням часточок стільників, тіла бджіл, личинок тощо. Вміст механічних домішок у бджолиному обніжжі в межах встановленого стандарту (до 0,1 %) не впливає на питому активність радіоактивного цезію у ньому ($r < 0,3$).

7. Встановлені коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у бджолиний мед та обніжжя залежать від ботанічного походження цих продуктів. За здатністю накопичувати радіоактивний цезій із ґрунту перше місце посідає вересовий мед ($0,56 \pm 0,04$) та буркунове обніжжя ($0,87 \pm 0,03$), а останнє – волошковий мед ($0,05 \pm 0,01$) та кульбабове обніжжя ($0,12 \pm 0,01$). Коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту у бджолине обніжжя у 1,5-4 рази більший ($P < 0,001$), ніж у мед цього ж ботанічного походження.

8. З метою зменшення рівня забруднення меду та обніжжя ^{137}Cs при виробництві їх на території, забрудненій радіонуклідами, необхідно збільшити площі посівів польових ентомофільних культур з високою медопродуктивністю (більше 100 кг/га) на 50296 га та здійснювати кочівлю пасік до них. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту в мед та обніжжя можливо використовувати для прогнозування вмісту ^{137}Cs у цих продуктах.

9. Мед та обніжжя досліджених сортів, вироблені в зоні радіоактивного забруднення Житомирського Полісся, можна споживати, бо вміст ^{137}Cs в них не перевищує допустимих. При використанні їх для потреб дитячого харчування та з лікувальною метою обов'язково проводити радіологічний контроль. Для потреб дитячого харчування та з лікувальною метою використовувати такі сорти меду та обніжжя: волошковий, ріпаковий, гречаний, яблуневий, конюшиновий та кульбабовий. Результати наших досліджень доцільно врахувати при майбутньому перегляді допустимих рівнів забруднення меду та обніжжя ^{137}Cs .

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Аветисян Г.А. Пчеловодство. – 3-е изд., перераб. и доп. – М.: Колос, 1982. – 319 с.
2. Агропроизводственная группировка почв для характеристики и учета качества земли КСП «Мединовское» Коростенского района Житомирской области: Отчет / Респ. проект. ин-т по землеустройству «Укрземпроект» Житомир. фил. – Житомир, 1987. – 20 с.
3. Агропроизводственная группировка почв для характеристики и учета качества земли КСП им. Горького Народицкого района Житомирской области: Отчет / Респ. проект. ин-т по землеустройству «Укрземпроект» Житомир. фил. – Житомир, 1987. – 22 с.
4. Агропроизводственная группировка почв для характеристики и учета качества земли КСП «Вересы» Житомирского района Житомирской области: Отчет / Респ. проект. ин-т по землеустройству «Укрземпроект» Житомир. фил. – Житомир, 1987. – 20 с.
5. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 123 с.
6. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. – М.: Энергоиздат, 1982. – 215 с.
7. Алексеницер М.Л., Боднарчук Л.И., Кубайчук В.П. Продукты пчеловодства как биоиндикаторы // Пчеловодство. – 1997. – № 3. – С. 6-7.
8. Алексеницер М.Л., Боднарчук Л.И., Кубайчук В.П. Накопичення радіоцезію медоносними рослинами // Пасіка. – 1996. – № 5. – С. 30.
9. Алексеницер М.Л., Боднарчук Л.И., Кубайчук В.П. Обережно – радіонукліди // Укр. пасічник. – 1995. – № 1. – С. 6-8.
10. Алексеницер М.Л., Боднарчук Л.И., Кубайчук В.П. Очищення та переробка продуктів бджільництва, забруднених радіонуклідами // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 4.

- 11.Алексеніцер М.Л., Боднарчук Л.І., Кубайчук В.П. Як використати забруднений мед // Пасіка. – 1996. – № 11. – С. 26-27.
- 12.Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В. Основы сельскохозяйственной радиологии. – М.: Агропромиздат, 1991. – 130 с.
- 13.Антропогенная радионуклидная аномалия растений / Д.М. Гродзинский, К.Д. Коломиец, Ю.А. Кутлахмедов и др. – К.: Лыбидь, 1991. – С. 7-43, 101-132.
- 14.Апінпрепарати і ефективність ревакцинації БЦЖ у дітей / В.М. Борис, О.П. Костюк, У.Д. Генік та ін. // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 20.
- 15.Апробація апіфітопродуктів солодка-1 і мелісан-3 на людях, які проживають у районах, забруднених радіонуклідами / І.М. Кожура, Д.М. Якименко, Г.З. Мороз, І.В. Дзюба // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 18-19.
- 16.Аристархова Е.О. Виробництво продуктів бджільництва на радіоактивно забруднених територіях / Вісн. аграр. науки. – 1997. – № 8. – С. 24-26.
- 17.Аристархова Э.А., Трускавецкая Л.Н. Взаимосвязь между содержанием радиоцезия в меде и некоторыми показателями его качества // Пробл. с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С. 125-126.
- 18.Архипов Н.П. Радиоэкологические последствия аварии на ЧАЭС, результаты принятых мер и перспективы для 30-км зоны // Чернобыль-96 «Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС»: Тез. докл. 5-й междунар. науч.-техн. конф. – Зеленый Мыс, 1996. – С. 12-13.
- 19.Асташева Н.П., Романов Л.М., Колесник В.Н. Вопросы ведения пчеловодства на территориях, загрязненных радиоактивными веществами. – Тез. докл. радиобиолог. съезда 20-25 сент. 1993 г. Пущино. – К., 1993. – Ч.1.– С. 47.
- 20.Атлас медоносних рослин України / Л.І. Боднарчук, Т.Д. Соломаха, А.М. Ілляш та ін. – К.: Урожай, 1993. – 270 с.
- 21.Бджільництво / А.І. Черкасова, В.М. Блонська, П.О. Губа та ін. – К.: Урожай, 1989. – С. 32-83.

- 22.Белова Е.И., Антропова З.Г. Оценка размеров поступления долгоживущих радиоизотопов в растительность в различных экологических условиях // Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах. – Свердловск, 1981. – С. 3-8.
- 23.Белова С.И., Шарапов Г.Е., Моисеев А.А. К вопросу о поведении цезия-137 в дерново-подзолистых почвах Украинского Полесья. – М.: Атомиздат, 1972. – 164 с.
- 24.Блонська В.М. Медоносні ресурси Миколаївської області // Бджільництво. – К.: Урожай, 1982. – Вип. 15. – С. 27-30.
- 25.Боднарчук Л.І., Алексеніцер М.Л., Кубайчук В.П. Вміст ізотопів цезію в меді // Пасіка. – 1997. – № 11. – С. 18.
- 26.Боднарчук Л.І., Кожура І.М., Якименко Д.М. Наше завдання – створення ефективних радіопротекторів // Пасіка. – 1996. – № 6. – С. 22.
- 27.Боднарчук Л.І., Кубайчук В.П., Терещук О.С. Радіаційний стан на території України та продукти бджільництва // Укр. пасічник. – 1992. – № 9. – С. 22-24; № 10. – С. 23-27.
- 28.Бондаренко Н.В. Практикум по пчеловодству. – 2-е изд., перераб. и доп. – Л.: Колос, 1981. – 176 с.
- 29.Бондарь П.Ф., Шматок И.О. Оценка биологической доступности радиоцезия и радиостронция и ее влияние на накопление радионуклидов в урожае в зависимости от агрохимических свойств почвы // Пробл. с.-х. радиологии: Сб. науч. тр. – К., 1996. – Вып. 4. – С. 124-143.
- 30.Брик І. Коефіцієнт Брика, або нова методика оцінки погодних характеристик для аналізу умов розвитку і врожайності в сільському господарстві // Укр. пасічник. – 1996. – № 3. – С. 16-17.
- 31.Брик І. Погодні умови, нектаровіддача та вибір типу вулика // Укр. пасічник. – 1997. – № 8. – С. 9-12.
- 32.Бурмистров А.Н., Никитина В.А. Медоносные растения и их пыльца: Справочник. – М.: Росагропромиздат, 1990. – 192 с.

- 33.Васильевская В.Д. Оценка устойчивости тундровых мерзлотных почв к антропогенным воздействиям / Вестн. Моск. Ун-та. Сер. 17, Почвоведение. – 1996. – № 1. – С. 27-34.
- 34.Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999 - 2002 рр. (Метод. рекомендації) / Б.С. Прістер, В.О. Кашпаров, П.П. Надточій та ін. – К.: Ярмарок, 1998. – 104 с.
- 35.Використання комплексних апіфітопродуктів у харчуванні людей, що проживають в умовах тривалого опромінення малими дозами радіації / Л.І. Боднарчук, І.М. Кожура, Д.М. Якименко, В.П. Кубайчук // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 18.
- 36.Відомість про щільність забруднення радіоактивним цезієм сільськогосподарських угідь Народицького району Житомирської області станом на 1.01.1997 рік: Звіт / Житомирська проектно-розвідувальна станція хімізації. –Житомир, 1997. – 4 с.
- 37.Відомість про щільність забруднення радіоактивним цезієм сільськогосподарських угідь Коростенського району Житомирської області станом на 1.01.1997 рік: Звіт / Житомирська проектно-розвідувальна станція хімізації. – Житомир, 1997. – 4 с.
- 38.Власенко В.В. Визначення бактерицидної дії меду на збудника туберкульозу // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 6.
- 39.Власенко В.В., Разанов С.Ф. Використання бджолоїної обніжки для виготовлення імуномодуляторів // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 7.
- 40.Власенко В.В., Разанов С.Ф. Забруднення меду та бджолоїного обніжжя цезієм 137-134 // Пасіка. – 1996. – № 8. – С. 25.
- 41.Власенко В.В., Розанов С.Ф. Міграція цезію 137-134 в мед та бджолоїне обніжжя // Пасіка. – 1996. – № 6. – С. 27.
- 42.Влияние натурального меда на физическую работоспособность человека // В.В. Абрамов, Э.И. Остапцева, В.П. Колотенко и др. // Пчеловодство. – К.:

Урожай, 1998. – Вып. 18. – С. 44-47.

43. Влияние обработки почвы, удобрений на накопление радионуклидов культурами полевого севооборота / В.С. Быстрицкий, Л.Т. Стройванс, Г.А. Кучер, О.И. Савчук // Пробл. с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С. 69-71.

44. Влияние продуктов пчеловодства на липидный обмен и реологические свойства крови у больных ишемической болезнью сердца / В.А. Дудаев, В.А. Люсова, Н.И. Катышкина и др. // Апитерапия, биология и технология продуктов пчеловодства: Материалы Всесоюз. конф. – Днепропетровск, 1988. – С. 9-96.

45. Влияние продуктов пчеловодства при резекции печени / И.С. Слащов, А.А. Седов, И.П. Чернов, Н.С. Галкин // Апитерапия, биология и технология продуктов пчеловодства: Материалы Всесоюз. конф. – Днепропетровск, 1988. – С. 3-8.

46. Влияние способов обработки почвы и удобрения осушенных торфяников на продуктивность многолетних трав и накопление ими радионуклидов / В.С. Быстрицкий, В.И. Савело, Л.Г. Демчук, В.И. Ратошнюк // Пробл. с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С. 56-58.

47. Влияние твердых комплексных и суспензированных удобрений на экологическую чистоту и питательность кормовых культур в условиях радиоактивного загрязнения / В.П. Славов, И.М. Евтушок, В.А. Зинченко и др. // Пробл. с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С. 153-156.

48. Вовк І.Л. Лікування квітковим пилком у суміші з медом астенічного синдрому у хворих на шизофренію // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 21.

49. Ворона Л.И. Влияние удобрений и способов обработки почвы на содержание в ней радиоцезия и поступление его в растениеводческую продукцию /

- Пробл. с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С.129-132.
- 50.Вплив бджолиної обніжки на систему регуляції агрегатного стану крові в інтактних щурів / О.Л. Кухарчук, Б.М. Боднар, О.В. Пішак та ін. // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 16.
- 51.Гаава Ю.В., Маланчук А.Я. Прополісний мед - новий засіб для лікування виразкової хвороби // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 6.
- 52.Георгиева Е., Васильев В. Применение пыльцы в анемии // XXIX Междунар. конгресс по пчеловодству 25-31 авг. 1983 г. Будапешт. Венгрия. – Бухарест : Апимондия, 1983. – С. 390.
- 53.Гера О. Лікувальні властивості меду // Укр.пасічник. – 1997. – №10. – С. 38-39.
- 54.Глазовская М.А. Ландшафтно-геохимические системы и их устойчивость к техногенезу // Биохимические циклы в биосфере. – М.: Наука, 1976. – С. 99-118.
- 55.Глазовская М.А. Почвенно-геохимическое картографирование для оценки экологической устойчивости среды // Почвоведение. – 1992. – № 6. – С. 3-15.
- 56.Глазовская М.А. Теория геохимии ландшафтов в приложении к изучению техногенных потоков рассеяния и анализу к самоочищению // Техногенные потоки веществ в ландшафтах и состояние экосистем. – М., 1981. – С.7-41.
- 57.Глухов М.М. Медоносные растения. – М.: Колос, 1974. – 304 с.
- 58.Горбаченко А.А., Дудаев В.А., Холодова О.Е. Применение цветочной пыльцы и меда в период физических тренировок больных ишемической болезнью сердца / Апитерапия, биология и технология продуктов пчеловодства: Материалы Всесоюз. конф. – Днепропетровск, 1988. – С. 61 - 67.
- 59.Гордиенко В.Е., Калачай Д.П. Цветочная пыльца в профилактике // Пчеловодство. – 1988. – № 9. – С. 29.
- 60.Городний Н.М. Агрохимия. – К.: Вища шк., 1980. – 288 с.
- 61.ГОСТ 19792-87. Мед натуральный. Технические условия. – Введ.

- 01.01.89. – М.: Изд-во стандартов, 1988. – 19 с.
- 62.Грибков А.А. Реабилитация острого нарушения мозгового кровообращения // Пчеловодство. – 1998. – № 1. – С. 9-10.
- 63.Гринь Т.А. Изучение особенностей перехода радиоцезия в лекарственные растения // Пробл. с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С. 196-197.
- 64.Гришина Л.А. Влияние атмосферных загрязнений на свойства почв. – М.: Изд-во МГУ, 1990. – 191 с.
- 65.Гробов О.Ф. Болезни и вредители медоносных пчел: Справочник / О.Ф. Гробов, А. М. Смирнов, Е.Т. Попов. – М.: Агропромиздат, 1987. – С.292-318.
- 66.Гродзинський М.Д. Основи ландшафтної екології. – К.: Либідь, 1993. – 224 с.
- 67.Гулякин И.В., Юдинцева Б.В. Радиоактивные продукты деления в почве и растениях . – М.: Госатомиздат, 1962. – 276 с.
- 68.Гулякин И.В., Юдинцева Е.В. Влияние извести, органического вещества и минеральных удобрений на накопление продуктов деления в урожае сельскохозяйственных растений // О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступление в растения и накопление в урожае. – М.: Изд-во АН СССР, 1956. – С. 115-126.
- 69.Гулякин И.В., Юдинцева Е.В. Сельскохозяйственная радиобиология. – М.: Колос, 1973. – С. 273.
- 70.Гудков І.М., Ткаченко Г.М. Основи сільськогосподарської радіобіології і радіоекології: Підручник. – К.: Вища шк., 1993. – 261 с.
- 71.Дегодюк Е.Г., Сайко В.Ф., Корнійчук М.С. Вирощування екологічно чистої продукції рослинництва. – К.: Урожай, 1992. – 320 с.
- 72.Дейнека С. Пилок як джерело білків та вітамінів // Укр. пасічник. – 1997. – № 8. – С. 30 -31.
- 73.Дмитраков Л.М., Соколов О.А., Стрекозов Б.П. Экологические аспекты

загрязнения окружающей среды: Тез. докл. междунар. науч.- практ. конф. – К., 1996. – С. 3-4.

74.Довідник для радіологічних служб Мінсільгосппроду України / Б.С. Прістер, Ю.О. Іванов, В.Г. Гермашенко та ін. – К.: УНДІСГР, 1997. – 176 с.

75.Довідник пасічника / В.П. Поліщук, В.А. Гайдар, М.І. Черчик та ін.; За ред. В.П.Поліщука.– К.: Урожай, 1983.– С. 228-262 .

76.Довідник природних ресурсів Житомирщини / Уклад.: О.Я. Поліщук. – Житомир: Льонок, 1993. – С. 3-4.

77.ДСТУ 3127-95 Обніжжя бджолине (Пилок квітковий) і його суміші. Технічні умови. – Введ. 07.01.96. - К.: Вид-во стандартів, 1995. – 25 с.

78.Егоров А.В., Егорова В.А., Краснов А.М. Некорневое поступление радионуклидов в растения пшеницы при нанесении растворов на вегетирующие посевы // С.-х. биология. – 1983. – № 5. – С. 37-40.

79.Екологічна ситуація Житомирщини: Стат. Зб. / НДІ статистики Держкомстату України. – К., 1998. – 227 с.

80.Ерастов А.А. Весенне-летние медоносы лесов Полесья Украины // Пчеловодство. – К.: Урожай, 1986. – Вып. 17. – С. 34-38.

81.Єгорова О.Г., Матвєєва С.В., Дворецький А.У. Кореляція між бджолиною обніжкою радіаційно-хімічних змін у функціонуванні імунокомпетентних клітин крові та селезінки // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 19.

82.Жаринов В.И., Клюй В.С. Люцерна. – К.: Урожай, 1983. – 240 с.

83.Журнал реєстрації багаторічних даних метеорологічних спостережень / Житомир. обл. ст. по гідрометеорології. – Житомир, 1996-1999. – 101 с.

84.Забруднення продуктів бджільництва радіонуклідами і вимоги до їх радіометричного контролю / М.Л. Алексєніцер, Л.І. Боднарчук, В.П. Кубайчук, С.С. Прістер // Вісн. аграр. науки. – 1996. – № 4. – С. 32-36.

85.Закономерности и особенности поведения радионуклидов черномыльского выброса в лесных экосистемах / А.И. Щеглов, Ф.А. Тихомиров, О.Б. Цветнова, Н.Д. Кучма // Чернобыль-96 «Итоги 10 лет работ по ликвидации

последствий аварии на ЧАЭС»: Тез. докл. 5-й междунар. науч.-техн. конф. – Зеленый Мыс, 1996. – С. 16-17.

86. Зеленая книга Украинской ССР: редкие, исчезающие и типичные нуждающиеся в охране растительные сообщества / Под общ. ред. Шеляга-Сосонко Ю.Р. – К.: Наук. думка, 1987. – 216 с.

87. Использование цветочной пыльцы в птицеводстве / А.И Тихонов, А.М. Котенко, Т.Г Ярных и др. // Пчеловодство. – 1990. – Вып. 19. – С. 51.

88. Йохансон К.Й., Долгилевич М.И., Васенков Г.И. Функции органического вещества, определяющие поведение радиоцезия в системе почва-растение // Вісн. аграр. науки. – 1997. – № 9. – С. 52-54.

89. Какпаков В.Г. Пчела и окружающая среда // Пчеловодство. – 1995. – № 2. – С. 20 - 21.

90. Канищев П.А., Бойко Т.И. Применение пчеловодства в повышении биологической ценности хлебобулочных изделий / Апитерапия, биология и технология продуктов пчеловодства: Материалы Всесоюз. конф. – Днепропетровск, 1988. – Ч. 1. – С. 117 - 120.

91. Кауричев И.С. Практикум по почвоведению. – М.: Колос, 1973. – 279 с.

92. Клинические и экспериментальные лечения гепатитов пыльцой и пергой / М. Яломицяну, В. Лашаев, Н. Николау, М. Редулеску // Продукты пчеловодства: пища, здоровье, красота. – Бухарест: Апимондия, – 1982. – С.120 -126.

93. Комплексні апіфітокомпозиції у харчуванні людей, що проживають в умовах тривалого опромінення малими дозами радіації / Л.І. Боднарчук, І.М. Кожура, Д.М. Якименко, П.І. Давидова // Укр. пасічник. – 1997. – № 4. – С. 44 - 45.

94. Константины Ф., Ричардели Г.Ф. Пыльца как добавочный корм для бройлеров / XXIII Междунар. конгресс Апимондии. – Бухарест, 1971. – С.561-564.

95. Комплексний аналіз радіоекологічної ситуації на забруднених сільськогосподарських угіддях Українського Полісся / Є.К. Гаргер, Т.Д. Лев, О.Г. Ти-

щенко та ін. // Вісн. ДААУ. – 2000. – Спец. вип. – С. 87-88.

96.Корнеев И.А., Сироткин А.Н. Основы радиозекологии сельскохозяйственных животных. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – 208 с.

97.Костриця М.Ю. Географія Житомирської області. – Житомир: ВКО «Газ. «Житомир. вісн.», 1993. – 199 с.

98.Котик А.С., Ільченко В.І. Ефективність використання методів апітерапії в лікуванні санаторних хворих // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 17.

99.Кривохатский А.С., Смирнова Е.А., Савоненко В.Г. Устойчивость топливных частиц по отношению к выщелачивающим агентам // Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. – М., 1989. – С. 63.

100.Кривцов Н.И. Весенние медоносы и пыльценосы // Пчеловодство. – 1999. – № 3. – С. 64.

101.Кривцов Н.И. Медоносы главного медосбора // Пчеловодство. – 1999. – № 4. – С. 64.

102.Кривцов Н.И. Последние медоносы и пыльценосы // Пчеловодство. – 1999. – № 5. – С. 64.

103.Кривцов Н.И. Ранневесенние медоносы и пыльценосы // Пчеловодство. – 1999. – № 2. – С. 64.

104.Кубайчук В.П., Алексєніцер М.Л, Прістер Б.С. Як використати забруднений мед // Пасіка. – 1996. – № 11. – С. 26 -27.

105.Кузин А.И., Шапиро Н.И. Основы радиационной биологии. – М.: Наука, 1964. – 404 с.

106.Кузьмина К.А. Лечение пчелиным медом и ядом. – Саратов: Изд-во Саратов. ун-та, 1986. – С. 70.

107.Кулаковская Т.И. Оптимизация агрохимической системы почвенного питания растений. – М.: Агропромиздат, 1990. – 219 с.

108.Кутько І.І., Вовк О.І., Вовк І.Л. Продукти бджільництва в психіатричній практиці // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 21-22.

109. Кучерук А.Я., Гарбуз В.Ф. Липы Уманщины и их цветение // Пчеловодство. – К.: Урожай, 1980. – Вып. 14. – С. 37-39.
110. Лебедев В.И., Яковлев А.С. Технология сбора пыльцы // Пчеловодство. – 1995. – № 3. – С. 57-60.
111. Левашов М.І., Березовський В. А., Носар В.І. Пилок у реабілітації та профілактиці захворювань, спричинених забрудненням довкілля // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 7.
112. Левченко І.О. Медогонка, яку може зробити кожен // Пасіка. – 1996. – № 7. – С. 8.
113. Лесоводственно-экологические последствия загрязнения лесов аварийными выбросами / П.С. Пастернак, П.И. Молотков, Н.Д. Кучма и др. // Тез. докл. 1-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. – Чернобыль, 1989. – Кн. 3, ч. 2. – С. 36-60.
114. Логвинец В.В., Воронцовский Н.Н. Загрязнение радионуклидами почвы и медоносов Белоруссии // Пчеловодство. – 1997. – № 5. – С. 4-6.
115. Логвинец В.В., Воронцовский Н.Н. Загрязнение продуктов пчеловодства в Белоруссии // Пчеловодство. – 1997. – № 1. – С. 6-7.
116. Люлько А.В., Стусь В.П. Застосування продуктів бджільництва в лікуванні хронічного простатиту // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 21.
117. Мадебейкин И.И., Мадебейкин И.Н. Липы разных видов // Пчеловодство. – 1999. – № 5. – С. 22-23.
118. Макаров Ю.И., Мишин И.Н. Повышение продуктивности пчеловодства в Нечерноземной зоне // Пчеловодство. – 1998. – № 4. – С. 10-13.
119. Макаров Ю.И., Мишин И.Н., Макарова И.Ю. Апимониторинг в воспроизводстве биоценозов // Пчеловодство. – 1999. – № 4. – С. 10-12.
120. Макарова В.Г., Семенченко М.В., Якушева Е.Н. Иммунобиологическое действие меда, пыльцы и прополиса // Пчеловодство. – 1998. – № 5. – С. 52 - 53.
121. Мамчур В.И., Зленко Е.Т., Дудов И.А. Апифитопрепараты и регуляция

- пищеварительной функции // Пчеловодство. – 1997. – № 1. – С. 61.
- 122.Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова Н.Я. Глобальные выпадения цезия-137 и человек . – М.: Атомиздат, 1974. – 168 с.
- 123.Масютіна Н.П., Кожура І.М., Мусялківська А.О. Лікувально-профілактичні засоби, створені на основі продуктів бджільництва та лікарських рослин // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 3.
- 124.Матвеева О.І. Вивчення впливу комплексних апіфітопрепаратів на динаміку показників клітинного імунітету // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 16.
- 125.Матяшев М. Щоб бджільництво України квітло // Укр. пасічник. – 1997. – № 7. – С. 36-38.
- 126.Махонько К.П. Вторичное поступление в атмосферу пыли, осевшей на землю // Физика атмосферы и океана. – 1979. – № 5. – С. 568-570.
- 127.Махонько К.П. Использование параметров ветрового захвата аэрозольной примеси с поверхности почвы для расчета внекорневого загрязнения растительного покрова // Экология. – 1981. – № 2. – С. 46-51.
- 128.Махонько К.П., Работова Ф.А. Корневое и аэральное загрязнение цезием-137 травянистой растительности на территории СССР // Экология. – 1984. – № 6. – С. 17-24.
- 129.Махонько К.П., Работова Ф.А. О работе пчел // Сб. тр. по аграр. физике. – Л.: Колос, 1984. – № 6. – С. 17-24.
- 130.Мед як індикатор забруднення території цезієм / М.В. Мельник, Г.М. Ткаченко, В.П. Поліщук, Т.Я. Роговський // Укр. пасічник. – 1997. – №6. – С. 41-42.
- 131.Медведев В.В., Абрамов С.П., Наливайко Л.Т. Особливості агроекологічної оцінки Західного Полісся (на прикладі Волинської області). – Вісн. аграр. науки. – 1997. – № 12. – С. 5-10.
- 132.Медведев Ж.О. Глобальні наслідки аварії на ЧАЕС // Ойкумена. – 1991. – № 2. – С. 29-37.
- 133.Медоносные ресурсы лесного фонда степной зоны Украины / В.Н. Блон-

ская // Пчеловодство. – К.: Урожай, 1986. – Вып. 17. – С. 24-29.

134.Мельник М.В. Забрудненість медів України цезієм-137 та його міграція з ґрунту до меду // Укр. пасічник. – 1998. – № 10. – С. 44 - 47.

135.Меньшова В.А. Использование эхинацеи пурпурной для обогащения медоносных ресурсов Украины // Пчеловодство. – К.: Урожай, 1988. – Вып. 18. – С. 29-31.

136.Метеорологические условия дальнего переноса радиоактивных продуктов аварии на ЧАЭС // В.А. Борзилов, Н.В. Клетекова, А.А. Костриков и др. // Метеорология и гидрология. – 1989. – № 21. – С. 5-11.

137.Михайловський Л.В., Коваленко Л.І., Дудник Г.Ф. Багатство квіткових рослин та макроміцетів Житомирського Полісся // Урал в мініатюрі. – Житомир, 1996. – С. 91-93.

138.Младенов С. Вопросы медотерапии // Продукты пчеловодства – пища, здоровье, красота. – Бухарест : Апимондия , 1988. – С. 133-135.

139.Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А. Оценка параметров накопления цезия-137 многолетними травами в зависимости от их видовых особенностей, внесение удобрений и свойств почвы // Агрохимия. – 1982. – № 2. – С. 94-99.

140.Молостов В.С. Відновимо ліс і славу медоносів // Пасіка. – 1995. – № 12. – С. 25.

141.Муквич Н.В. Не тільки медом... // Пасіка. – 1998. – № 5. – С. 8-9.

142.Научные и организационные принципы прогнозирования воздействия КАТЭК на окружающую природную среду / Ю.А. Израэль, Н.К. Гасилина, Л.И. Болтнева и др. // Всесторонний анализ природной среды. – Л., 1981. – С. 13-20 .

143.Никулин А.А., Якушева Е.Н. Продукты пчеловодства (маточное молочко, пыльца, мед) при лечении экспериментально вызванных патологических состояний // Апитерапия, биология и технология продуктов пчеловодства: Материалы Всесоюз. конф. – Днепропетровск, 1988. – Ч. 1. – С. 8-14.

- 144.О радиоактивности румынского акациевого меда / М. Тоадер, В. Добре, Н. Раковяну и др. – Бухарест: Апимондия, 1970. – С. 350 - 351.
- 145.Образцова А.И. Донник - перспективное растение // Пчеловодство. – 1998. – № 4. – С. 26-27.
- 146.Объяснительная записка по материалам лесоустройства. Сводный проект 1987-1988 года организации и развития лесного хозяйства Житомирского областного производственного лесохозяйственного объединения «Житомирлес» / М-во лесного хоз-ва УССР. – Ирпень, 1989. – Т. 1, кн. 1. – С.49-53.
- 147.Олифир В.Н. Дальность полета и территория сбора корма у медоносной пчелы (*Apis mellifera* L.): Дис... канд. биол. наук – К., 1973. - 130 с.
- 148.Основи лісової радіоекології / М.М. Калетник, І.М. Патлай, В.П. Краснов. – К.: Держкомлісгосп України, 1999. – 251 с.
- 149.Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лощиллов, О.Ф. Немец, В.А. Поярков. – 2-е изд., перераб и доп. – К.: Урожай, 1991. – 472 с.
- 150.Особенности поступления цезия-137 в луговую растительность в условиях Ровенской и Черниговской областей / Б.С.Пристер, Л.В. Перепелятников, А.С.Соболев и др. // I Всесоюз. радиобиол. съезд в Пушино, 21-27 авг. 1989 г. – М., 1989. – С. 509.
- 151.Особливості використання бази медоносних рослин України / Л.І. Боднарчук, В.А. Соломаха, А.М. Ілляш, Т.Д. Соломаха // Вісн. аграр. науки. – 1994. – № 6. – С. 98-103.
- 152.Охорона і відтворення чорниці в лісах Житомирщини / П.В. Литвак, П.Н. Таргонський, А.М. Охріменко, Л.І. Коваленко // Урал в мініатюрі. – Житомир, 1996. – С. 82-84.
- 153.Охотский Б.А., Охотская Н.Б. Апитерапия остеохондроза позвоночника // Пчеловодство. – 1992. – № 5/6. – С. 27-28.
- 154.Охотський Б.О. Використання апітерапії у комплексному санаторному лікуванні // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 16-17.

- 155.Охотський Б.О. Пилок - цінний продукт і ефективні ліки // Пасіка. – 1998. – № 10. – С. 26 -27.
- 156.Оценка периодов полуснижения содержания цезия-137 в корнеобитаемом слое почв и луговых экосистем / С.В. Фесенко, С.И. Спиридонов, Н.И. Санджарова, Р.М. Алексахин // Радиационная биология. Радиоэкология. – К., 1997. – Т. 37, вып. 2. – С. 40-45.
- 157.Павловська Л.Д., Славов В.П. Еколого-економічні основи виробництва і використання кормів у зоні радіоактивного забруднення. – К.: Світ, 1999. – 176 с.
- 158.Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М.: Атомиздат, 1974. – 216 с.
- 159.Перераспределение радионуклидов по почвенному профилю и поступление их в растения в зависимости от обработки почвы и удобрений / Л.Т. Стройванс, В.С. Быстрицкий, Г.А. Кучер, О.И. Савчук // Пробл. с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С. 80-82.
- 160.Перербургский А.В. Обменное поглощение в почве и усвоение растениями питательных веществ. – М.: Высш. шк., 1959. – 251 с.
- 161.Петков В. Медоносни растения. – София: Земиздат, 1973. – 165 с.
- 162.Підсумки сівби під урожай 1996 року: Звіт (заключний) / Держ. ком. статистики України; Житомир. обл. упр. статистики (форма № 4-сг); Інв. № 04-173. – Житомир, 1996. – 120 с.
- 163.Підсумки сівби під урожай 1997 року: Звіт (заключний) / Держ. ком. статистики України; Житомир. обл. упр. статистики (форма № 4-сг); Інв. № 04-152. – Житомир, 1997. – 123 с.
- 164.Підсумки сівби під урожай 1998 року: Звіт (заключний) / Держ. ком. статистики України; Житомир. обл. упр. статистики (форма № 4-сг); Інв. № 04-102. – Житомир, 1998. – 150 с.
- 165.Підсумки сівби під урожай 1999 року: Звіт (заключний) / Держ. ком. ста-

- тики України; Житомир. обл. упр. статистики (форма № 4-сг); Інв. № 04-111. – Житомир, 1999. – 150 с.
- 166.Плодогідні насадження та хмільники Житомирської області: Стат. зб. / Державний комітет статистики України; Житомир. обл. упр. статистики. – Житомир, 1998. – 68 с.
- 167.Полищук В.П., Пилипенко В.П. Пчеловодство: Справочное пособие. – К.: Выща шк., 1990. – 312 с.
- 168.Полищук В.П., Стащенко В.И. Особенности цветения и медосборные условия бело-акациевых насаждений Среднего Приднепровья // Пчеловодство. - К.: Урожай, 1986. – Вып. 17. – С. 29-34.
- 169.Поліщук В.П., Білоус В.І. Медоносні дерева і кущі. – К.: Урожай, 1972. – 159 с.
- 170.Пономарева Е.Г., Детерлеева Н.Б. Медоносные ресурсы и опыление сельскохозяйственных растений. – М.: Агропромиздат, 1986. – 224 с.
- 171.Пристер Б.С., Григорьева Г.Л., Перевезенцев В.М. Поведение йода в системе почва-растение // Агрохимия. – 1979. – № 3. – С. 93-99.
- 172.Пристер Б.С., Перепелятников Г.П., Ильин М.Й. Актуальные проблемы кормопроизводства в условиях радиоактивного загрязнения территории // Пробл. с.-х. радиологии: Сб. науч. тр. – К., 1992. – Вып. 2. – С. 71-88.
- 173.Пристер Б.С., Перепелятников Л.В., Ильин М.И. Радиоэкологическая классификация луговых экосистем Полесья Украины // Пробл. с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С. 222-223 .
- 174.Пристер Б.С., Перепелятников Л.В., Халеева В.В. Закономерности миграции радионуклидов в системе “почва-растение-животное” на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС // I Всесоюз. радиобиол. съезд (Москва, Пущино, 21-27 авг., 1989 г.). – М., 1989. – С. 507-508 .
- 175.Про наявність земель, розподіл їх по землекористувачах, власниках землі

та угіддях станом на 1 січня 2000 року по Володарсько-Волинському району: Звіт / Житомир. обл. упр. земельних ресурсів (форма № 6-зем). – Житомир, 1999. – С. 1-32.

176.Про наявність земель, розподіл їх по землекористувачах, власниках землі та угіддях станом на 1 січня 2000 року по Новоград-Волинському району: Звіт / Житомир. обл. упр. земельних ресурсів (форма № 6-зем). – Житомир, 1999. – С. 1-32.

177.Про наявність земель, розподіл їх по землекористувачах, власниках землі та угіддях станом на 1 січня 2000 року по Малинському району: Звіт / Житомир. обл. упр. земельних ресурсів (форма № 6-зем). – Житомир, 1999. – С. 1-32.

178.Про наявність земель, розподіл їх по землекористувачах, власниках землі та угіддях станом на 1 січня 2000 року по Ємільчинському району: Звіт / Житомир. обл. упр. земельних ресурсів (форма № 6-зем). – Житомир, 1999. – С. 1-32.

179.Про наявність земель, розподіл їх по землекористувачах, власниках землі та угіддях станом на 1 січня 2000 року по Народицькому району: Звіт / Житомир. обл. упр. земельних ресурсів (форма № 6-зем). – Житомир, 1999. – С. 1-32.

180.Про наявність земель, розподіл їх по землекористувачах, власниках землі та угіддях станом на 1 січня 2000 року по Овруцькому району: Звіт / Житомир. обл. упр. земельних ресурсів (форма № 6-зем). – Житомир, 1999. – С. 1-32.

181.Про наявність земель, розподіл їх по землекористувачах, власниках землі та угіддях станом на 1 січня 2000 року по Олевському району: Звіт / Житомир. обл. упр. земельних ресурсів (форма № 6-зем). – Житомир, 1999. – С. 1-32.

182.Про наявність земель, розподіл їх по землекористувачах, власниках землі та угіддях станом на 1 січня 2000 року по Лугинському району: Звіт / Жито-

мир. обл. упр. земельних ресурсів (форма № 6-зем). – Житомир, 1999. – С. 1-32.

183.Про наявність земель, розподіл їх по землекористувачах, власниках землі та угіддях станом на 1 січня 2000 року по Коростенському району: Звіт / Житомир. обл. упр. земельних ресурсів (форма № 6-зем). – Житомир, 1999. – С. 1-32.

184.Проблемы ведения АПК на загрязненных территориях Украины после аварии на ЧАЭС / Б.С. Пристер, Ю.А. Иванов, В.А. Кашпаров и др. // Пробл. с.-х. радиозэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С. 225-226.

185.Прогунков В.В. Летние пыльценосы Приморья и Приамурья // Пчеловодство. – 1997. – №2. – С. 13-16.

186.Продукти бджільництва проти радіації / Л.І. Боднарчук, І.М. Кожура, Д.М. Якименко та ін. // Пасіка. – 1996. – № 3. – С. 29 -30.

187.Пчелы и их продукты в экологическом мониторинге / Ю.И. Макаров, А.В. Авчинников, Е.Г. Жук и др.// Пчеловодство. – 1995. – № 1.– С. 14-15.

188.Пчелы и проблемы окружающей среды / М.Т. Дмитриев, Е.Г. Растянин, А.Г. Малышева // Пчеловодство. – 1986. – № 8. – С. 11-12.

189.Радиационные и физико-химические характеристики радиоактивных выпадений, образовавшихся в результате аварии на Чернобыльской АЭС / Н.А. Лошилов, В.Д. Куринный, В.А. Кашпаров, А.И. Михаэлян // Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. – М., 1989. – С. 65.

190.Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Ю.А. Израэль, В.Н. Петров, С.И. Авдюшин и др. // Метеорология и гидрология. – 1987. – № 2. – С. 45.

191.Радіоекологічні аспекти експериментального бджільництва в умовах Чорнобильської зони відчуження / В.Е. Іванова, Т.В. Пилипчук, А.М. Архіпов та ін. // Тез. доп. наук.- практ. конф. 11-12 лют. 1997 р. – К., 1997. – С. 52-53.

- 192.Разанов С.Ф. Вплив корму і його часткових замінників на вміст радіонуклідів в організмі бджіл та їх гнізді: Автор. дис. ... канд. с.-г. наук: 06.02.04. – К., 1998. – № 5. – 15 с.
- 193.Разанов С.Ф. Забруднення організму бджіл радіоактивними речовинами // Пасіка. – 1998. – С. 21.
- 194.Разанов С.Ф. Радиоактивное загрязнение сотов // Пчеловодство. – 1999. – № 5. – С.9-10.
- 195.Рафальський В.Ю. В умовах підвищеної радіації // Пасіка. – 1998. – № 1. – С. 15.
- 196.Рациональное ведение пчеловодства в условиях радиоактивного загрязнения окружающей среды / М.Л. Алексеницер, Л.И Боднарчук, В.П. Кубайчук, С.С. Пристер // Экологические аспекты загрязнения окружающей среды. – К., 1996. – С. 204 -205.
- 197.Реакция кормовых культур на цезий-137 / Н.Ф. Давидюк, Н.К. Волынчук, А.Д. Корниенко, Г.Н. Дрозд // Пробл. с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С. 126-129 .
- 198.Рекомендации по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения на период 1990-1996 гг. / В.П. Краснов, А.А. Орлов, С.П. Иркинко и др. – К., 1995. – 64 с.
- 199.Рекомендації зі створення і ведення м'ясного скотарства в забруднених радіонуклідами районах України / М.В. Зубець, Г.О. Богданов, Г.Т. Шкурин та ін. – К., 1997. – 53 с.
- 200.Рекомендації по веденню сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України в результаті аварії на Чорнобильській АЕС на період 1996-1998 рр. / Б.С. Прістер, С.О. Лященко, Ю.О. Іванов та ін. – К., 1996. – 56 с.
- 201.Романов Г.Н., Уханова В.Н. Некоторые количественные характеристики непосредственного загрязнения надземной части растений глобальными ра-

диоактивными выпадениями. – М.: Атомиздат, 1969. – 11 с.

202.Рудянская Е.И. Кукуруза - источник пыльцы // Пчеловодство. – 1982. – № 6. – С. 14.

203.Русакова Т.М., Мартинова В.П. Окружающая среда и продукты пчел // Пчеловодство. – 1994. – № 1. – С. 15-17.

204.Савилов К.В., Якушева Е.М. Влияние цветочной пыльцы при различных видах анемии // Апитерапия, биология и технология продуктов пчеловодства: Материалы Всесоюз. конф. – Днепропетровск, 1988. – Ч. 1. – С.141 - 147.

205.Саженьюк А.Д., Шинкаренко В.К. Вміст політатнів у продукції рослинництва в незабрудненому регіоні // Вісн. аграр. науки. – 1998. – № 2. – С. 44-48.

206.Салалов Ю.Г. Содержание глобальных стронция-90 и цезия-137 в пчеле и продуктах пчеловодства // Изучение патоморфологических и биохимических изменений в организме сельскохозяйственных животных: Сб. науч. тр. Москов. вет. академии. – М., 1979. – Т. 105. – С. 144-145.

207.Санжарова Н.И., Фесенко С.В. Формы нахождения в почвах и динамика накопления цезия-137 в сельскохозяйственных культурах после аварии на ЧАЭС // Почвоведение. – 1997. – №2. – С. 159-164.

208.Сейфула Р.Д., Кибрик Н.Д., Кондратьева И.И. Повышение сексуальной потенции у мужчин // Пчеловодство. – 1997. – № 1. – С. 60-61.

209.Селицкий А.В. Медосбор // Пчеловодство. – 1997. – № 3. – С. 20-22.

210.Синяков А.Ф. Мед – шедевр природы // Пчеловодство. – 1989. – № 7. – С. 45 -47.

211.Синяков А.Ф. Раста крепким малыш! // Пчеловодство. – 1992. – № 5/6. – С. 26-27.

212.Славов В.П. Основные направления и результаты исследований в области сельскохозяйственной радиоэкологии за 1991-1995 годы / Пробл. с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С. 3-7.

- 213.Славов В.П., Високос М.П. Зооекологія. – К.: Аграрна наука, 1997. – 375 с.
- 214.Соломаха В.А., Ілляш А.М., Соломаха Т.Д. Медоносні рослини заплаव України // Вісн. аграр. науки. – 1993. – № 5. – С. 95-100 .
- 215.Соломаха Т.Д. Весняні медоноси та пилконоси // Пасіка. – 1996. – № 2. – С. 28-29.
- 216.Соломаха Т.Д. Волошки // Пасіка. – 1998. – № 7. – С. 43-44.
- 217.Соломаха Т.Д. Мати-й-мачуха звичайна // Пасіка. – 1996. – № 2. – С. 29.
- 218.Соломаха Т.Д., Деніга В.Я. Буркун – корми, медонос, ліки // Пасіка. – 1998. – № 8. – С. 28.
- 219.Соломаха Т.Д., Ілляш А.М., Костильов О.П. Медоноси у фітоценозах порушених земель України // Укр. пасічник. – 1992. – № 11/12. – С. 23-25.
- 220.Соломаха Т.Д., Ілляш А.М., Соломаха В.А. Медоноси України // Пасіка. – 1992. – № 4. – С. 23-25.
- 221.Соломаха Т.Д., Ілляш А.М., Соломаха В.А. Медодайна рослинність орних земель України // Укр. пасічник. – 1992. – № 6. – С. 28-30.
- 222.Стан розвитку бджільництва в господарствах області за матеріалами весняної ревізії пасік від 24.04.1999 року: Звіт (заключний) / Житомир. облдержадміністрація агропромислового комплексу. – Житомир, 1999. – 4 с.
- 223.Стрельченко В.П. Способ дезактивации пахотного слоя дерново-подзолистых почв // Пробл. с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С. 16-18 .
- 224.Суворова С.А. Медоносы Рязанской мещеры // Пчеловодство. – 1997. – № 4. – С. 17-20.
- 225.Сучасний стан земель України і заходи для його поліпшення / В.В. Медведєв, С.Ю. Булигін, Р.С. Трускавецький і ін. // Вісн. аграр. науки. – 1996. – № 12. – С. 5-13.
- 226.Тихомиров Ф.А. Радиоэкология йода. – М.: Энергоатомиздат, 1983. – 88

с.

227.Тихонов О.І., Ярних Т.Г. Оригінальні лікарські препарати на основі продуктів бджільництва // Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 9.

228.Ткачук В.И., Литвак П.В. Радиоактивное загрязнение лесных территорий гослесхозов Житомирской области // Пробл. с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. 2-й междунар. науч. конф. – Житомир, 1996. – С. 197-200.

229.Ткачук В.І., Литвак П.В. Природні багатства Житомирщини // Урал в мініатюрі. – Житомир, 1996. – С. 94-104.

230.Ткачук В.І., Литвак П.В., Корбут Г.А. Чернобыльская катастрофа и продукция флоры и фауны Житомирщины // Урал в миниатюре. – Житомир, 1996. – С. 105-108.

231.Урабано Х. Пыльца - продукт пчеловодства для улучшения питания сельского населения засушливых зон Меконди // XXII Междунар. конгр. по пчеловодству Азимондии. – Бухарест, 1979. – С. 506-507.

232.Урбо А., Юхнаш А., Бригадер Т. Пыльца в животноводстве // Пчеловодство. – 1987. – № 8. – С. 29-39.

233.Учебник пчеловода / А.С. Нуждин, Г.Ф. Таранов, В.И. Полтев и др. – М.: Колос, 1984. – 415 с.

234.Федоров Е.М., Романов Г.Н. Количественные характеристики зависимости между уровнями загрязнения внешней среды и концентрациями радионуклидов в некоторых видах сельскохозяйственной продукции. – М.: Атомиздат, 1969. – 230 с.

235.Фернандес М.П. Опыты, связанные с использованием некоторых продуктов пчеловодства в косметике // Продукты пчеловодства, пища, здоровье, красота. – Мадрид, 1974. – С. 57-62.

236.Филиппов П.И., Бутов А.Г. Природы дар бесценный: Мед и другие продукты пчеловодства в питании и медицине. – Ставрополь: Ставроп. кн. изд-во, 1991. – 160 с.

- 237.Францевич Л.И., Гайченко В.А., Крыжановский В.И. Животные в радиоактивной зоне. – К.: Наук. думка, 1991. – 128 с.
- 238.Францевич Л.И., Комиссар А.Д., Левченко И.А. Пути радиоактивного загрязнения меда и других продуктов пчеловодства // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. – К., 1989. – Ч. 2. – С. 101-112.
- 239.Францевич Л.И., Комісар О.Д., Левченко І.А. Чи солодкий Чорнобильський мед ? // Укр. екол. вісник “Ойкумена”. – 1991. – № 2. – С. 66-72.
- 240.Френкель М.М. Апитерапия болезней уха, горла и носа // Пчеловодство. – 1997. – № 6. – С. 59-60.
- 241.Френкель М.М. Апитерапия сексуальных расстройств // Пчеловодство. – 1997. – № 2. – С. 52-53.
- 242.Фролов В.М. Продукты пчел и профилактика гриппа // Пчеловодство. – 1992. – № 2. – С. 28-30.
- 243.Фурман С.В. Особливості накопичення деяких радіонуклідів у бджолинному меді // Вісник ДААУ. – 1999. – № 1-2. – С. 183-187.
- 244.Цветочная пыльца в птицеводстве / А.И. Тихонов, Н.В. Виломонко, Н.В. Муквич и др. // Пчеловодство. – 1988. – № 4. – С. 27.
- 245.Чашухин В.А., Шабалин В.В. Медоносы Кировской области // Пчеловодство. – 1997. – №5. – С. 15-16.
- 246.Чепурной И. П. Лечебные свойства меда // Пчеловодство. – 1998. – № 1. – С. 54-55.
- 247.Черкасова А.И. Пчеловодство Украины // XXIX Междунар. конгр. по пчеловодству 25-31 авг. 1983 г. Будапешт. Венгрия. – Бухарест : Апимондия, 1983 – С. 221-228.
- 248.Черчик М.І., Бага О.М. Кормова база бджільництва. – К.: Урожай, 1976. – 170 с.
- 249.Чудаков В.Г. Технология продуктов пчеловодства. – М.: Колос, 1979. – 160 с.
- 250.Чумак М.І., Самохін В.М., Маценко О.В. Результати профілактичної дії

обніжжя бджіл у новонароджених телят при диспепсії // Пробл. зоотехнії і ветеринарії та шляхи їх вирішення в сучасних умовах: Матеріали доп. звіт. наук. конф. ін-ту за результатами досліджень в 1992 і 1993 роках / Харків. зооветінститут. – Харків, 1996. – С. 52.

251.Шалаева Т.В. Радиоэкологическая характеристика основных компонентов растительного покрова лугов и пастбищ // Рига, 1971. – № 11. – С.41-46.

252.Шапиро Д.К. Биохимические и технологические аспекты использования пыльцы (обножки) в медицине и пищевой промышленности // Продукты пчеловодства и апитерапия. – Вильнюс, 1986. – С. 46-59.

253.Шапиро Д.К., Шеметков М.Ф. Исследование биохимически активных содержанищ пыльцы медоносных растений // Исследование энтомофильных культур и медоносная база пчеловодства. – Бухарест, 1981. – С. 225-229.

254.Шаров В.В. Сладкое лекарство // Пчеловодство. – 1986. – № 10. – С. 28-29.

255.Швамберк В. Прогнозування медового взятку // Пасіка. – 1995. – №4. – С. 15.

256.Шеметков М.Ф. и др. Советы пчеловоду / М.Ф. Шеметков, В.И. Головнев, М.М. Кочевой. – 3-е изд., перераб. и доп. – Минск.: Ураджай, 1991. – 399 с.

257.Шляхи очищення та запобігання радіоактивному забрудненню продуктів бджільництва / В.П. Кубайчук, Е.М. Рєзницький // Бджільництво. – К.: Урожай, 1992.– Вип. 20. – С. 32-36.

258.Шмакова І.П. Використання продуктів бджільництва в комплексі з фізичними факторами під час реабілітації неврологічних хворих / Пасіка. – 1996. – № 10. – С. 21.

259.Шмидт М.И. В чудесном мире пчел. – Л.: Лениздат, 1988. – С. 242.

260.Юдинцева Е.В., Гулякин И.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. – М., 1968. – 472 с.

261.Яломицяну М. Апитерапия сегодня. Практические сведения по составу и

применению ценных с биологической точки зрения продуктов пчеловодства и препаратов из них в питании и лечении человека. – 2-е изд., перераб и доп. – Бухарест: Апимондия Междунар. ин-т технологии и экономики пчеловодства, 1988. – С. 34.

262.Яровая Н.И., Наумкин В.П. Содержание радионуклидов в меде // Пчеловодство. – 1998. – № 6. – С. 10.

263.Aristarchova E.A. Allevamento del bestiame e situazione ecologica in Ukraina // Due culturea confronto. – Bella, 1997. – P. 1-11.

264.Barber B.A., Mitchel W.A. Agricultural research council radiobiological laboratory report // Ar. Crl. – 1964. – V. 59, № 12. – P. 20-25.

265.Bunzl K., Kracke W. ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{137}Cs , ^{90}Sr and ^{40}K in Different Types of Honey // Health Phys. – 1981. – № 41. – P. 554-558.

266.Cline I., Wilson D., Hungate F. Effects of physical and biological conditions on deposition and retention of ^{131}I on plants // Health Phys. – 1965. – V. 11, № 8. – P. 1053-1056.

267.Dahman R.C., Averbach S.I., Dunway P.B. Behaviour of ^{137}Cs -tagged particles in a fescul meadow // Env. Contamination by Radioactive Materials Laed. – Vienna, 1969. – P. 1112.

268.Distribution of Fallout Radionuclides in Soil, Plants, and Honey / G. Bonazzolla, R. Ropolo, A. Patetta, A. Manino // Health Physics. – 1991. – Vol. 60, № 4. – P. 575-577.

269.Dreiser M., Haconson T., Whicker F. Rainfall a mechanism for soil contaminations of plant surfaces // Health Phys. – 1984. – V. 46, № 1. – P. 12-17.

270.Dubing C.D., Curier N.B. Foliar penetration by chemicals // Plant Physiol. – 1961. – V. 36, № 2. – P. 129.

271.Flood S. The Use of Pollen Pellets to Monitor Caesium in the Environment. B.A. Dissertation, Scholl of Botany, Trinity College. – Dublin, 1994. – P. 236-139.

272.Gilber M. D., Lisk, D.J. Honey as an Environmental Indicator of Radionuclide

- Contamination // Bull. Environ. Contamination Toxicol. – 1978. – № 19. – P. 32-34.
- 273.Haconson T., Dreiser M., White G. Accumulation of soil particles on vegetation surface resulting from rainsplach // Inis-Atomindex. – 1982. – V. 13, №9. – P. 10.
- 274.Hakonson T. E., Bostick K.V. The Availability of Environmental Radioactivity to Honey bee Colonies at Los Alamos // Environ. Qual. – 1976. – №5. – P. 307-310.
- 275.Horn H. Radioaktive Ruckstande im Honig – 6 Jahre nach Tschernobyl // Deutsches Bienen Journal. – 1993. – № 8. – S. 22-25.
- 276.Koontz H., Biddulph O. Factors affecting absorption and translocation of foliar applied phosphorus // Plant Physiol. – 1957. – V. 32, № 5. – P. 351-355.
- 277.Krieger H.L., Burmann F.I. Effective half-times of ⁸⁵ Sr and ¹³⁴ Cs for a contaminated pasture // Health Phys. – 1969. – V. 17, № 6. – P. 832-833.
- 278.McGee E. J., McGarry A. The uses of bioindicators in radionuclide contamination assessment / Soil Plant Relationships Proceedings of the XXII Annual ESNA / IUR Meeting September 12-16, 1994, Varna, 1994. – P. 128-139.
- 279.Miller C.W., Hoffman F.O. An examination of the environmental half-time for radionuclide deposited on vegetation / Health Phys. – 1983. – V. 5, № 3. – P. 214-217.
- 280.Molzahn D., Klepsch A., Assman-Wertmuller U. Bestimmung von Transfaktoren von Cäsium in der Kette Boden – Rapspflanze Rapsblume – Raps Honig // Apidologie. – 1989. – H.20. – № 6. – S. 473-483.
- 281.Pollution Monitoring of Puget Sound with Honey Bees / J.J. Bromenshenk, S.R. Carlson, J.C. Simpson, J.M. Thomas // Scienc – 1985. – №227. – P. 215-227.
- 282.Ropolo R., Patetta A., Manino A. Observations on radioactivity and honey in Piedmont during 1986 // Apicolt. mod. – 1987. – № 78. – P. 11-15.
- 283.Rosen K. Field studies the behaviour of radiocaesium in agricultural environments after the Chernobyl accident. – Dissertation. – Uppsala, Sweden,

1996. – 40 p. (Swedish University of Agricultural Sciences).
- 284.Schulthz R.K., Ulzich I., Babcoch K.Z. Effect of simulated dew on fallout retention and beta radiation // Bot. – 1974. – V. 14, № 4. – P. 273-279.
- 285.The radiological consequences of the Chernobyl accident / A.Karaoglou, G. Desmet, G. N. Kelly, H. G. Menzel // Office for Official Publications of the European Communities. – Luxembourg, 1996. – P. 1-10.
- 286.Tracy B.L., Walker W.B., McGregor R.G. Transfer to milk of ^{131}I and ^{137}Cs released during the Chernobil reactor accident // Health Physics. – 1989. – V. 56, № 2. – P. 239-243.
- 287.Tukey H. B., Wittwer S.M., Bukovac M.I. Absorption of radionuclides by above-ground plant parts and movement within the plant // Agric. And Food Chem. – 1961. – № 3. – P. 3-8.
- 288.Walling D.E., Bredley S.B. Transport and redistribution of Chernobil fallout radionuclides by fluvial processes: Some preliminary evidence // Environ. Grochem. and Health. – 1988. – V. 10, № 2. – P. 35-39.
- 289.Witherspoon I.P., Taylor F.G. Retention of 1-44 N simulated follout particles by soybean and sorghum plants // Health Phys. – 1971. – V. 21, № 5. – P.873-874.